



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



Programa Hidrológico Internacional
International Hydrological Programme

Aqua-LAC

ISSN 1688-2873

2

**VOL. 9
SEPT. 2017**

Revista del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe

Journal of the International Hydrological Programme for Latin America and Caribbean

CONSEJO EDITORIAL

- Eric Alfaro - Clima
Universidad de Costa Rica, Costa Rica
- Patricia Avila - Ciencias Sociales / Antropología Social
Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Walter Baethgen - Agua y Agricultura
International Research Institute
for Climate and Society, USA
- Gino Cassasa - Glaciología
Centro de Estudios Científicos, Chile
- Henrique Chaves - Erosión / Sedimentos
Universidade de Brasília, Brasil
- José Rafael Cordova - Ingeniería Hidráulica
Universidad Simón Bolívar, Venezuela
- Evens Emmanuel - Calidad de Aguas
University of Quisqueya, Haiti
- Michael Glantz - Riesgos/ Adaptación
National Center for Atmospheric Research, USA
- Alfonso Gutierrez - Hidrología de Superficie
Universidad Autónoma de Querétaro, México
- Lilián Laborde - Legislación
Universidad de Buenos Aires, Argentina
- Michael McClain - Ecohidrología
UNESCO - IHE Water Institute, Holanda
- Miguel Mariño - Aguas Subterráneas
University of California Davis, USA
- Poliopetro Martínez - Ingeniería Hidráulica
Universidad de Puebla, México
- Victor Pochat - Gestión Integrada
Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina
- Vincent Sweeney - Recursos Hídricos en SIDS
Programa de las Naciones Unidas
para el Medio Ambiente
- STAFF EDITORIAL /EDITORIAL STAFF**
- Editor en Jefe / Editor in Chief**
Roberto Pizarro
- Editor Ejecutivo / Executive Editor**
Miguel Doria
UNESCO
- Coordinador de Edición / Editorial Coordinator**
Joaquín Jaffi
UNESCO
- Diseño Gráfico / Graphic Design**
Ser Gráficos
- Diseño de Portada / Cover Design**
Gabriel Soumis-Dugas
UNESCO

CONTENTS / CONTENIDO

- Implementación eficiente de un código en paralelo para resolver la ecuación de flujo subterráneo en medios heterogéneos y anisótropos
Efficient parallel computing implementation of a code for solving the groundwater flow equation in heterogeneous and anisotropic media 1
- Álvarez-Villa, Oscar D.; Ospina, Santiago; Pérez, Kevin; Monsalve, Gaspar; Blessent, Daniela; Vélez, Jaime Ignacio.**
- Simulación del transporte de contaminantes en un medio subterráneo heterogeneo mediante el rastreo aleatorio de partículas
Simulation of contaminant transport in a heterogenous groundwater system using a random-walk particle tracking algorithm..... 15
- Gómez Giraldo, Andrea; Álvarez-Villa, Oscar David; Monsalve, Gaspar; Vélez, Jaime Ignacio; Blessent, Daniela.**
- Influence of Use and Occupation of Land in Zooplankton Community of a Large Tropical Reservoir – São Simão
Influencia del Uso y Ocupación de la Tierra en la Comunidad de Zooplancton del Gran Embalse Tropical São Simão..... 31
- Brito, Sofia Luiza; Miazaki, Angela Silva; Pinto-Coelho, Ricardo Motta**
- Water balance and nutrient export modeling using WEAP: constraints to model the effects of forest restoration and climate change in the upper Grijalva river basin
Modelación del balance hídrico y el movimiento de nutrientes utilizando WEAP: limitaciones para modelar los efectos de la restauración forestal y el cambio climático en la cuenca alta del río Grijalva 46
- Laino-Guanes, Rafaela; Suárez-Sánchez, Juan; González-Espinosa, Mario; Musálem-Castillejos, Karim; Ramírez-Marcial, Neptalí; Bello-Mendoza, Ricardo; Jiménez, Francisco**
- La planificación del manejo de los recursos hídricos en el contexto del cambio climático. Una aplicación a la región del Comahue, Patagonia, Argentina.
Planning the management of water resources in the context of climate change. An application to the Comahue region, Patagonia, Argentina 59
- Nadal, Gustavo; Girardin, Osvaldo; Losano, Fernando; Marizza, Marta; Cello, Pablo; Bucciarelli, Lisandro; Forní, Laura; Camilloni, Inés; Bravo, Gonzalo; Lallana, Francisco; Di Sbroiavacca, Nicolás**
- Análisis de tendencia en la precipitación anual (1964 – 2011) en la cuenca del Pastaza-Ecuador
Analysis of trend in annual precipitation (1964 - 2011) in the Pastaza-Ecuador basin..... 73
- Calahorrano, Julia; Manzano, Mery; Gualli, Dolores; Silva, Fabián; Audelo, Mario; Tingo, Javier**
- Adaptándose a la escasez de agua en comunidades rurales del corredor seco Centroamericano: Análisis de costo-beneficio para mejorar la provisión de agua potable en la comunidad de Maraxco, Chiquimula, Guatemala
Coping with water supply scarcity in rural communities in the Dry Central American corridor: cost-benefit analysis to improve the water supply in the Maraxco community, Chiquimula, Guatemala 85
- Sagüi Gómez, Nestor; Madrigal Ballesterro, Roger; Estigarribia Canese, Silvia**
- Estrategias para la gestión integrada del agua subterránea para riego agrícola en el área piloto Reconquista (Santa Fe, Argentina)
Integrated groundwater management strategies for agricultural irrigation in Reconquista pilot area (Santa Fe, Argentina)..... 102
- Musacchio, Verónica; Tujchneider, Ofelia; Perez, Marcela y Paris, Marta**
- Alternativas de recarga del acuífero con agua de lluvia para mejorar la calidad del agua de consumo de ganadería bovina
Alternatives for recharging the aquifer with rainwater to improve the quality of drinking water for bovine cattle.....114
- Basán Nickisch, Mario; Tosolini Rubén; Lahitte, Alejandro, Sosa, Dora; Sánchez, Luciano**
- Resumen del Plan Nacional de Gestión Integrada e Integral de los Recursos Hídricos y de las Cuencas y Microcuencas hidrográficas de Ecuador
Summary of National Plan for the Integrated and Integral Management of Water Resources and the basins and watersheds of Ecuador..... 124
- Yáñez, Luis; Franco, Pamela; Bastidas, Wellington; Córdova, Verónica**

CONSEJO DIRECTIVO / BOARD OF DIRECTORS

VIRGINIA GARCÍA ACOSTA

Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), México
Center of Research and Higher in Studies of Social Anthropology (CIESAS), Mexico

JUAN CARLOS BERTONI

Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
Nacional University of Córdoba, Argentina

LUCILA CANDELA

Universidad de Cataluña-UPC, Barcelona, España
Technical University of Catalonia-UPC, Barcelona, Spain

MARÍA CONCEPCIÓN DONOSO

Agua Global para la Sostenibilidad (GLOWS), USAID
Global Water for Sustainability (GLOWS), USAID

MIGUEL DORIA

Hidrólogo Regional, PHI-LAC, UNESCO. Ex officio
Regional Hydrologist, IHP-LAC, UNESCO. Ex officio

EVENS EMMANUEL

Université Quisqueya, Haití
University of Quisqueya, Haití

BLANCA JIMÉNEZ

Directora de División Ciencias del Agua, UNESCO
Director of Water Science Division, UNESCO

ALFONSO GUTIÉRREZ

Centro de Investigaciones del Agua (CIAQ), Universidad Autónoma de Querétaro, México
Water Research Center (CIAQ), University of Queretaro, México

WILL LOGAN

Centro Internacional para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (ICIWarm), USA
International Center for Integrated Water Resources Management (ICIWarm), USA

EDUARDO PLANOS

Instituto de Meteorología, Cuba
Meteorological Institute, Cuba

SUSCRIPCIONES

Si desea recibir la revista Aqua – LAC en forma
periódica en formato digital descargue el formulario
de suscripción de nuestro sitio web:

www.unesco.org/uy/phi/aqualac
y envíelo a
aqualac@unesco.org.uy

SUSCRIPTIONS

If you would like to periodically receive Aqua – LAC
journal in digital format download the suscription
form from our website:

www.unesco.org/uy/phi/aqualac
and send it to
aqualac@unesco.org.uy

EDITORIAL

El acceso al agua y la gobernanza adecuada de este recurso precisa de conocimientos para identificar y dimensionar externalidades no deseadas, para posibilitar una mejor preservación eco sistémica, prevenir y adaptarse a eventos climáticos extremos y, en general, para el manejo correcto de las cuencas. Complementariamente con lo anterior, también es necesario que la ciencia y la investigación entiendan los desafíos y necesidades de dicha gobernanza.

Los artículos en este ejemplar de Aqua-LAC contribuyen a abordar este tipo de desafíos. Es así que en materia de aguas subterráneas se presenta una simulación de flujo y transporte de contaminantes y la implementación de un código que resuelve en paralelo la ecuación en Derivadas Parciales de flujo subterráneo en distintos medios y dimensiones. En materia de calidad de aguas, se revisan los efectos de variables físicas y químicas del agua de un embalse oligotrófico en Brasil, buscando relacionar el uso y ocupación de la tierra con la comunidad de zooplancton. También se proyectan los efectos de la forestación con especies exóticas sobre el balance hídrico y el movimiento de nutrientes en la cuenca alta del río Grijalva; el análisis de tendencia en la precipitación anual en la cuenca del Pastaza, Ecuador; la capacidad de adaptación de comunidades rurales de Guatemala a la escasez hídrica; y se describe una metodología para el diagnóstico de un sistema hídrico complejo con intervenciones de obras hidráulicas en la región austral de Comahue, Argentina, mientras también se describe el Plan Nacional de Gestión Integrada en las cuencas de Ecuador y cómo la ejecución temprana de proyectos de asignación de recursos hídricos impactan en el análisis del balance de oferta y demanda.

La Revista Aqua-LAC permite la difusión de aspectos científicos y sociales en materia de agua desde una visión multidisciplinaria, contribuyendo al diálogo entre gobernanza, ciencia e investigación. De esta manera, los artículos presentados en esta revista, muestran resultados de investigación científica en materia de agua, que contribuyen a la estrategia del Programa Hidrológico Internacional de ampliar el conocimiento e innovación para afrontar los desafíos hacia la seguridad hídrica. En esta edición, las problemáticas y los resultados presentados en los artículos han contribuido a la difusión de conocimiento, específicamente, en temas prioritarios de la VIII Fase estratégica del Programa, como son los desastres relacionados con el agua y los cambios hidrológicos, el agua subterránea en un medioambiente cambiante, la escasez y calidad del agua, y el agua en los asentamientos humanos.

Esperamos que este número tenga amplia difusión entre tomadores de decisión, investigadores y el público general interesado en las temáticas que aquí se presentan.

Carlos Estévez Valencia
Director General de Aguas, Chile

EDITORIAL (ENGLISH)

Access to water and adequate governance of this resource requires knowledge to identify and size unwanted externalities that enable a better systemic eco-preservation, prevent and adapt to extreme weather events and, in general, for the adequate management of watersheds. In addition to the above, it is also necessary that science and research understand the challenges and needs of such governance.

The articles in this issue of Aqua-LAC help address this type of challenges. Thus, in terms of groundwater, there is a research about the simulation of the flow and transport of pollutants. As well as an implementation of a code, that solves in parallel the equation in Partial Derivatives of underground flow in different media and dimensions. In terms of water quality, the effects of physical and chemical variables of the water in an oligotrophic reservoir in Brazil are reviewed, seeking to relate the use and occupation of the land with the zooplankton community. Furthermore, the publication feature the effects of the afforestation with exotic species on the water balance and the movement of nutrients in the upper basin of the Grijalva River. Also, the trend analysis in annual precipitation in the Pastaza basin, Ecuador and the ability of rural communities in Guatemala to adapt to water scarcity. The articles succeeded in describing a methodology for the diagnosis of a complex water system with hydraulic works interventions in the southern region of Comahue, Argentina. The lector can also know about how the early implementation of projects allocation of water resources impact on the analysis of supply and demand balance; while understanding the National Integrated Management Plan in the basins of Ecuador.

The Aqua-LAC Magazine allows the dissemination of scientific and social aspects in water matters from a multidisciplinary perspective, contributing to the dialogue between governance, science and research. In this way, the articles presented in this journal show results of scientific research on water that contribute to the strategy of the International Hydrological Program of expanding knowledge and innovation to address the challenges of water security. In this issue, the problems and results presented in the articles have contributed to the dissemination of knowledge, specifically, on the priority topics of the Program's 8th Strategic Phase. For example, the water-related disasters and hydrological changes, groundwater in a changing environment, the scarcity and quality of water, and water in human settlements.

We hope that this issue will be widely shared among decision makers, researchers and the public interested in the topics presented here.

Carlos Estévez Valencia
Director General for Water, Chile

POLÍTICA EDITORIAL

Frecuencia de publicación

La Revista Aqua-LAC será publicada cada seis meses o dos veces al año.

Contenido

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinaria que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social. El contenido de la publicación buscará abarcar las necesidades de la comunidad científica, gestores de los recursos hídricos, tomadores de decisiones y el público en general.

Idioma

La publicación Aqua-LAC aceptará manuscritos en inglés y español, y publicará el resumen en el idioma original del texto y un resumen en el otro idioma oficial de la revista.

Aceptación de los manuscritos

Los manuscritos sometidos para publicación deberán ser originales, no habiéndose sometido con anterioridad para su publicación en otros medios, y serán sometidos a un proceso de revisión y dictamen previos a su aceptación. Artículos invitados, o artículos en ediciones temáticas especiales, no necesariamente serán sometidos a revisión. El Editor en Jefe, en consulta con el Consejo Directivo, se reserva el derecho de rechazar un manuscrito si se considera que su contenido en fondo y/o forma no se ajusta a la línea editorial de la revista Aqua-LAC.

Proceso de revisión

Todos los manuscritos sometidos a publicación serán revisados por al menos dos revisores calificados, no necesariamente miembros del Comité Editorial. Un manuscrito puede ser aceptado, aceptado con condiciones, o rechazado con la debida justificación en todos los casos. En el caso de que haya comentarios, el manuscrito será devuelto al (a los) autor(es) para que respondan a los mismos. El (Los) autor(es) tendrán 60 días para devolver el manuscrito modificado al Editor en Jefe, claramente indicando los cambios realizados o enviando una declaración escrita solidamente fundamentada del motivo por el cual no han acogido los comentarios de los revisores.

Derechos de reproducción (Copyrights)

Los autores de artículos aceptados para ser publicados, aceptarán de manera automática que los derechos de autor se transferirán a la revista.

Responsabilidad

Debido a la naturaleza intergubernamental de la UNESCO, la Organización se reserva los derechos de notificar en todas las publicaciones de Aqua-LAC que *“Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figuran no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO, y no comprometen a la Organización”*.

EDITORIAL POLICY

Frequency of publication

The journal Aqua-LAC will be published every six months or twice a year.

Contents

The journal Aqua-LAC contains scientific, policy-related, legislative, educational, social, and communication articles and revisions related to water sciences and water resources topics. The content of the journal is aimed to meet the requirement of the scientific community, water resources managers, decision-makers, and the public in general.

Languages

The journal Aqua-LAC accepts manuscripts in English or Spanish and publishes abstracts in both languages.

Acceptance of manuscripts

Manuscripts submitted for publication must be originals that have not been submitted for possible publication elsewhere. Submitted manuscripts will be undergoing a review process. Invited articles or articles in special topical editions, will not necessarily be submitted to review.

The Editor in Chief, in consultation with the Board of Directors, reserves the right to reject a manuscript if its contents is deemed substantially or formally inconsistent with the editorial line of AQUA-LAC magazine.

Review process

All manuscripts submitted for publication will be reviewed by at least two qualified reviewers, not necessarily members of the Editorial Committee. A manuscript can be accepted with or without comments or it can be rejected with due justification. In the first case, the manuscript will be returned to the author(s) for him/her/them to address the comments. The author(s) will have 60 days to return the modified manuscript to the Editor in Chief, clearly indicating the changes made or providing a written statement with solid fundaments for not addressing comments by the reviewers.

Copyrights

The authors of accepted papers automatically agree the author rights to be transferred to the Journal. The author(s) are expected to sign a copyright form available in the Aqua-LAC webpage.

Disclaimer

Due to the intergovernmental nature of UNESCO, the organization reserves the right to state in all Aqua-LAC publications that *“The designations employed and the presentation of material throughout the journal do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries. The authors are responsible for the facts and opinions expressed therein, which are not necessarily those of UNESCO and do not commit the Organization”*.

IMPLEMENTACIÓN EFICIENTE DE UN CÓDIGO EN PARALELO PARA RESOLVER LA ECUACIÓN DE FLUJO SUBTERRÁNEO EN MEDIOS HETEROGÉNEOS Y ANISÓTROPOS

EFFICIENT PARALLEL COMPUTING IMPLEMENTATION OF A CODE FOR SOLVING THE GROUNDWATER FLOW EQUATION IN HETEROGENEOUS AND ANISOTROPIC MEDIA

Álvarez-Villa, Oscar D.¹; Ospina, Santiago²; Pérez, Kevin; Monsalve, Gaspar²; Blessent, Daniela³; Vélez, Jaime Ignacio²

Resumen

En este trabajo se presenta una implementación altamente eficiente que resuelve en paralelo la Ecuación en Derivadas Parciales de Flujo Subterráneo (EDPFS) en régimen transitorio y en tres dimensiones, linealizada aplicando diferentes esquemas de diferencias finitas. El código desarrollado considera los siguientes aspectos: (i) medios heterogéneos donde la conductividad hidráulica puede variar abruptamente en el espacio, (ii) medios anisótropos mediante el tensor no diagonal de conductividades hidráulicas, (iii) geometrías irregulares del acuífero y parametrizaciones variables en tiempo y espacio de sus condiciones de contorno, (iv) la variabilidad espacio-temporal de las acciones exteriores actuando sobre dicho acuífero. Para efectos de ejecución computacional, se han adoptado las herramientas ofrecidas por la interfaz de altas prestaciones PETSc, la cual permite la ejecución en paralelo del planteamiento de los sistemas de ecuaciones del modelo, la resolución en paralelo de dichos sistemas mediante el método del gradiente conjugado y el acceso a diferentes esquemas de pre condicionamiento. Para probar la pertinencia y eficiencia de la implementación creada se realizaron tres experimentos computacionales. Primero, la modelación del flujo en un acuífero bidimensional homogéneo anisótropo, con el fin de evaluar la representación matemática de la anisotropía del medio. Segundo, la solución de la EDPFS para medio fracturado, considerando propiedades hidráulicas generadas a partir de un modelo estocástico equivalente de medio poroso. En este experimento se realizó la comparación de las soluciones obtenidas con otras de referencia simuladas en MODFLOW, con lo cual se comprobó la pertinencia y precisión de la implementación. Tercero, un acuífero sintético en forma de cubo, heterogéneo y anisótropo con diferentes niveles de discretización espacial. El desempeño de la solución numérica de la EDPFS se evalúa utilizando varios preconditionamientos para los diferentes escenarios de discretización propuestos. En este caso se concluye que, a pesar de que la selección del preconditionamiento influye en el aumento o disminución de la eficiencia de ejecución del modelo, la principal limitación computacional radica en la adecuada selección de un hardware que pueda soportar adecuadamente las ejecuciones en paralelo.

Palabras claves: Flujo subterráneo, anisotropía, heterogeneidad, implementación en paralelo, escalabilidad.

Abstract

In this paper a highly efficient parallel computing implementation for solving the transient 3D Groundwater Flow Equation (GFE) via finite differences is presented. The code was developed considering the following aspects: (i) heterogeneous porous media with a spatially varying hydraulic conductivity, (ii) anisotropic media, including the non-diagonal hydraulic conductivity tensor, (iii) irregular aquifer geometry, with time and space varying boundary conditions, (iv) time and space varying external actions on the aquifer. To enhance the computational performance of the models, the tools offered by the PETSc interface have been used. They allow the parallel building of the model's systems of equations, the parallel resolution of such equations via the conjugate gradient method, and the access to different techniques of preconditioning. To test the accuracy and efficiency of the implementation, three computational experiments were carried out. First, a groundwater flow modelling on a 2D homogeneous anisotropic aquifer was considered for evaluating the accurate mathematical representation of the anisotropy of the hydraulic conductivity. Second, the groundwater flow in fractured rocks was evaluated considering hydraulic properties derived from a stochastic model of equivalent porous media. This particular experiment was made to test the equivalency of the obtained simulations, and others obtained via MODFLOW. Third, a cubical synthetic, heterogeneous and anisotropic aquifer was considered to test the efficiency of the finite differences resolution of the GFE using different spatial discretizations. The performances of these solutions were evaluated by incorporating different kinds of preconditionings. Despite the fact that the selection of the preconditioning increases the speed of the computation, the main aspect that enhances the performance of the models is the appropriate selection of a hardware that supports the parallel computations.

Keywords: Groundwater flow, anisotropy, heterogeneity, parallel computing, scalability.

¹ Universidad de Antioquia. oscar.alvarez@gottaingenieria.com; kevin.perez@gottaingenieria.com; jivelezu@unal.edu.co

² Universidad Nacional de Colombia. sospinar@gmail.com; gmonsalvem@unal.edu.co

³ Universidad de Medellín. dblessent@udem.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años, la disponibilidad de fuentes hídricas superficiales para el abastecimiento de diferentes tipos de uso se ha reducido debido a la fuerte presión que se ha hecho sobre ellas, ocasionada tanto por el constante aumento de las demandas, como por efecto de la degradación continua de su calidad. Por su parte, las aguas subterráneas se consideran como una excelente opción para mitigar los desabastecimientos de recurso hídrico ya que, primero, la lenta respuesta de los acuíferos regula naturalmente su disponibilidad y, segundo, presentan una mejor calidad que las aguas superficiales, y por lo tanto los tratamientos necesarios para su potabilización son menos costosos (Sahuquillo *et al.*, 2009). En consecuencia, se hace necesario desarrollar herramientas potentes para gestionar adecuadamente el recurso hídrico subterráneo. Al respecto, una de las formas más aceptadas actualmente para evaluar la disponibilidad y el estado de las aguas subterráneas es a través de modelos computacionales de flujo y transporte, herramientas que permiten entender y simular las direcciones y velocidades del flujo en el acuífero, al tiempo que representan la propagación de contaminantes en él. El éxito en la aplicación de estos modelos se fundamenta, entre otras cosas, en lograr la mejor representación posible de la variabilidad espacio-temporal de los parámetros en juego, puesto que el comportamiento de un soluto está fuertemente influenciado por la heterogeneidad y la anisotropía del medio geológico (Sánchez Barrero, 2011), lo cual se podría ver reflejado en la propagación anómala de la pluma y en cambios de su velocidad de dilución (Salamon, 2006; Aggelopoulos y Tsakiroglou, 2012).

No sólo la heterogeneidad de los parámetros hidráulicos del acuífero afecta la dinámica de los procesos relacionados con el transporte, sino que la anisotropía de la conductividad hidráulica puede modificar el patrón espacio-temporal de las líneas de corriente, con lo cual se alterarían las direcciones preferenciales de avance de una pluma de soluto por efecto de la advección. De ello sigue que es crucial lograr una representación detallada de la dinámica de flujo subterráneo al momento de modelar el transporte. Sin embargo, tradicionalmente se ha utilizado el tensor diagonal de conductividades como una manera simplificada para considerar la anisotropía del medio (Harbaugh, 2005). Ahora bien, diferentes autores han desarrollado trabajos donde plantean una representación parcial o total de la anisotropía de la conductividad hidráulica. Anderman *et al.* (2002) desarrollan el paquete MODFLOW Layer Variable Direction Anisotropy (LDVA); esquema conceptual de modelación que considera únicamente la anisotropía por capas del modelo, pero sin incluir las componentes cruzadas del tensor de conductividades hidráulicas. Por su parte, Li *et al.* (2010) proponen la modelación del flujo subterráneo tridimensional para régimen permanente usando el

tensor anisótropo de conductividades hidráulicas y un esquema de diferencias finitas de 18 bloques adyacentes.

No solo los efectos de la heterogeneidad del medio se ven reflejados en la solución numérica, sino que también el modelo matemático y su eficiencia computacional de resolución inciden en los resultados obtenidos (Anderson y Woessner, 1992). En general, la solución de un modelo hidrogeológico detallado utilizando técnicas numéricas tradicionales puede ser altamente costosa en términos de recursos informáticos. Por un lado, la memoria virtual del ordenador puede ser insuficiente para almacenar las matrices que surgen al resolver las ecuaciones dinámicas durante el proceso de modelación. Por otro lado, si la discretización espacio-temporal es muy fina, su ejecución computacional puede ser muy lenta, imposibilitando su utilización en aplicaciones prácticas (Álvarez-Villa, 2014). Considerando lo anterior, el presente trabajo introduce una implementación en paralelo de un código eficiente que resuelve tridimensionalmente la ecuación de flujo subterráneo para medios heterogéneos y anisótropos mediante las diferencias finitas. La solución de los sistemas de ecuaciones lineales resultantes se realizó mediante métodos iterativos para matrices dispersas (Saad, 2003), para los cuales se analizó la influencia de diferentes tipos de preconditionamiento en la aceleración de la ejecución de los modelos y en la optimización del recurso computacional disponible.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 La ecuación en derivadas parciales de flujo subterráneo

La Ecuación en Derivadas Parciales de Flujo Subterráneo (EDPFS) en régimen transitorio de un medio heterogéneo saturado, considerando un sistema de coordenadas cartesianas no alineado con los ejes de anisotropía del medio, puede ser expresada como (Bear y Cheng, 2010):

$$\nabla \cdot (\mathbf{K} \nabla h) + q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

donde $h=h(x,y,z,t)$ [L] es la altura piezométrica; $q=q(x,y,z,t)$ [L³/T] es el término fuente-sumidero de flujos, $S=S(x,y,z)$ [L²] es el coeficiente de almacenamiento específico y, en la formulación más general, el tensor de conductividades hidráulicas es \mathbf{K} , el cual tiene la forma:

$$\mathbf{K} = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix} \quad (2)$$

y representa una entidad matricial que contiene información sobre tres vectores de flujo mutuamente perpendiculares en el espacio. Si dichos vectores son paralelos a los ejes de un sistema de referencia dado,

se dice que éstos definen las direcciones principales y el tensor es una matriz diagonal. Por el contrario, si el sistema de referencia se encuentra rotado, los vectores asociados a las direcciones principales

del tensor se deben descomponer en cada eje del nuevo sistema, obteniendo proyecciones paralelas y perpendiculares que se manifiestan en la matriz tensorial con nueve componentes presentada en la ecuación (2).

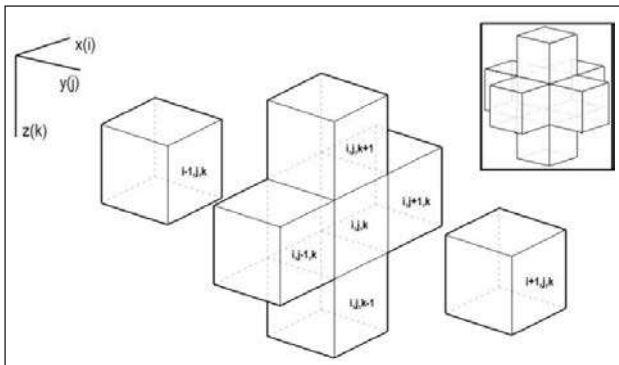


Figura 1. Organización de los seis bloques del grafo de DF para el esquema de resolución de la EDPFS propuesto por Harbaugh (2005)

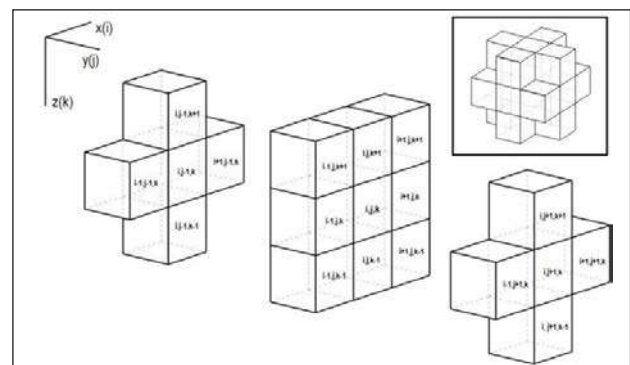


Figura 2. Organización de los diecinueve bloques del grafo de DF para el esquema de resolución de la EDPFS propuesto por Li *et al.* (2010)

2.2. Esquemas de resolución por diferencias finitas

En este trabajo se han tenido en cuenta dos esquemas de resolución de la EDPFS mediante las Diferencias Finitas (DF). La primera de ellas, propuesta por Harbaugh (2005), considera un esquema de siete

bloques, de manera que se capturen las componentes ortogonales de la conductividad hidráulica del tensor de la ecuación (2). Este esquema de solución por DF tiene intrínseco el planteamiento del grafo que se muestra en la Figura 1 y matemáticamente se expresa como:

$$\begin{aligned} & \Delta y|_j \Delta z|_k \frac{2K_{xx}|_{i-1/2,j,k}}{\Delta x|_{i-1} + \Delta x|_i} (h_{i-1,j,k}^t - h_{i,j,k}^t) + \Delta y|_j \Delta z|_k \frac{2K_{xx}|_{i+1/2,j,k}}{\Delta x|_{i+1} + \Delta x|_i} (h_{i+1,j,k}^t - h_{i,j,k}^t) + \dots \\ & + \Delta x|_i \Delta z|_k \frac{2K_{yy}|_{i,j-1/2,k}}{\Delta y|_{j-1} + \Delta y|_j} (h_{i,j-1,k}^t - h_{i,j,k}^t) + \Delta x|_i \Delta z|_k \frac{2K_{yy}|_{i,j+1/2,k}}{\Delta y|_{j+1} + \Delta y|_j} (h_{i,j+1,k}^t - h_{i,j,k}^t) + \dots \\ & + \Delta x|_i \Delta y|_j \frac{2K_{zz}|_{i,j,k-1/2}}{\Delta z|_{k-1} + \Delta z|_k} (h_{i,j,k-1}^t - h_{i,j,k}^t) + \Delta x|_i \Delta y|_j \frac{2K_{zz}|_{i,j,k+1/2}}{\Delta z|_{k+1} + \Delta z|_k} (h_{i,j,k+1}^t - h_{i,j,k}^t) + \dots \\ & + q_{i,j,k} = \Delta x|_i \Delta y|_j \Delta z|_k S_{i,j,k} \frac{h_{i,j,k-1}^t - h_{i,j,k}^{t-1}}{\Delta t} \end{aligned} \tag{3}$$

donde $\Delta y|_j$, $\Delta x|_i$ y $\Delta z|_k$ son los tamaños del bloque localizado en las coordenadas (i,j,k) en las direcciones de los ejes cartesianos y , x y z , respectivamente; K_{yy} , K_{xx} y K_{zz} son las conductividades interbloque aparentes en las direcciones de los ejes cartesianos y , x y z , respectivamente; $h_{i,j,k}^t$ es la altura piezométrica del bloque con coordenadas (i,j,k) en el tiempo t y $S_{i,j,k}$ es el coeficiente de almacenamiento del bloque con coordenadas (i,j,k) . El contexto espacial de estas variables se presenta en la Figura 1.

Por su parte, Li *et al.* (2010) proponen resolver la ecuación (1) por medio de un esquema de DF que considera diecinueve bloques, como se muestra en la Figura 2, de forma que se capturen las componentes no diagonales del tensor de conductividades hidráulicas. Matemáticamente, considerando un esquema implícito hacia adelante para las derivadas parciales temporales, el esquema de DF de Li *et al.* (2010) se expresa como:

$$\begin{aligned} & Ah_{i,j+1,k}^{t+1} + Bh_{i,j,k}^{t+1} + Ch_{i+1,j+1,k}^{t+1} + Dh_{i-1,j,k}^{t+1} + Eh_{i+1,j,k}^{t+1} + Fh_{i-1,j,k}^t + Gh_{i,j+1,k}^t + Hh_{i,j,k}^t + Ih_{i+1,j+1,k}^t + \dots \\ & + Jh_{i-1,j,k}^t + Kh_{i+1,j,k}^t + Lh_{i-1,j,k}^t + Mh_{i,j+1,k}^t + Nh_{i,j,k}^t + Oh_{i+1,j+1,k}^t + Ph_{i-1,j,k}^t + Qh_{i+1,j,k}^t + Rh_{i-1,j,k}^t + \dots \\ & + Sh_{i,j+1,k}^t + q_{i,j,k} \Delta x|_{i,j,k} \Delta y|_{i,j,k} \Delta z|_{i,j,k} = S_{i,j,k} (h_{i,j,k}^t - h_{i,j,k}^{t-1}) \end{aligned} \tag{4}$$

donde los coeficientes $(A \sim S)$ $[L^2/T]$ pueden ser consultados en el trabajo de Li *et al.* (2010) y su evaluación depende de las conductividades hidráulicas de bloque, las características geométricas de la malla usada para la discretización espacial del área de interés y del tamaño de paso de las DF

temporales. Los sub-índices i , j y k representan la discretización espacial en las direcciones de los ejes cartesianos x , y y z , respectivamente. En un dominio espacial discretizado por DF tridimensionales mediante n prismas rectangulares e incluyendo diferentes tipos de condiciones de contorno, se

podrá usar (3) o (4) para obtener un Sistema de Ecuaciones Lineales Disperso (SELD) en cada paso temporal, el cual se plantea de la siguiente manera:

$$\left(\mathbf{A} - \frac{\mathbf{D}}{\Delta t}\right) \mathbf{h}^t + \mathbf{q} = -\frac{\mathbf{D}}{\Delta t} \mathbf{h}^{t-1} \quad (5)$$

donde $A \in R^{n \times n}$ es una matriz de conductividades equivalentes $[L^2/T]$, $h^t \in R^n$ es un vector con las alturas piezométricas al final del t -ésimo intervalo $[L]$, $h^{t-1} \in R^{n \times n}$ es un vector con las alturas piezométricas al inicio de dicho intervalo, $D \in R^{n \times n}$, es una matriz de almacenamientos específicos $[L^2]$ y $q \in R^n$ es el vector de flujos $[L^3/T]$. Alternativamente, la ecuación (5) puede escribirse como:

$$\mathbf{Ch}^t = \mathbf{d} \quad (6)$$

SELD que se resuelve sucesivamente durante cada intervalo de simulación para obtener el vector de alturas piezométricas h^t ; C es la matriz de coeficientes del sistema que depende de los parámetros hidráulicos del acuífero y de las condiciones de contorno, y d es un vector de términos independientes de flujos internos y externos del acuífero.

2.3. Resolución de los modelos de flujo

Una característica importante de la expresión (6) es que para ambos esquemas de resolución por DF considerados en este trabajo, C siempre es una matriz simétrica definida positiva y dispersa con estructura invariante. Ello permite adoptar esquemas de resolución muy eficientes basados en la proyección de (6) sobre un sub-espacio de Krylov construido como $K_n = \langle b, Cb, C^2b, \dots, C^{n-1}b \rangle$, particularmente el método del Gradiente Conjugado (GC, Hestenes y Stiefel, 1952).

El GC es un método iterativo para resolver SELD ampliamente utilizado en la actualidad por su simpleza y por qué, teóricamente, se alcanza la solución en, a lo sumo, n iteraciones (Trefethen y Bau III, 1997). Desde el punto de vista práctico, el uso de GC es interesante porque, primero, el número de operaciones asociadas a los productos vectoriales y matriz-vector es bajo y asegura la velocidad en la convergencia de la solución; segundo, no se modifican las estructuras de las matrices de los SELD durante las iteraciones; y tercero, las operaciones involucradas pueden implementarse paralelamente para lograr la aceleración de la ejecución del modelo. De acuerdo con Van der Vorst y Dekker (1988), la eficiencia en la ejecución del GC depende de la distribución de los autovalores de C y del número de condición espectral, es decir, la razón entre sus autovalores mínimo y máximo. Una forma de acelerar la ejecución del GC es someter a la matriz C a un preconditionamiento; técnica que mejora el número de condición k de dicha matriz. Así, sea $M \in R^{n \times n}$ otra matriz que aproxima a C , pero es fácilmente

invertible, entonces se resuelve $Ch^t = d$ solucionando indirectamente el sistema (Saad, 2003):

$$\mathbf{M}^{-1}\mathbf{Ch}^{t+1} = \mathbf{M}^{-1}\mathbf{d} \quad (7)$$

donde M es llamada la matriz de preconditionamiento. Si $k(\mathbf{M}^{-1}\mathbf{C}) \ll k(\mathbf{C})$ entonces (7) tendrá una convergencia mucho más rápida en los métodos iterativos para resolver (6). Incluyendo el preconditionamiento, el algoritmo del GC Precondicionado (GCP) se plantea para un vector inicial de solución v_0 y una tolerancia en el residuo ε , mediante el siguiente esquema iterativo (Hill, 1990; Larabi y De Smedt, 1994; Saad, 2003; Flores, 2009):

$$\begin{aligned} \mathbf{r}_0 &= \mathbf{b} - \mathbf{C}\mathbf{v}_0 \\ \mathbf{p}_0 &= \mathbf{z}_0 = \mathbf{M}^{-1}\mathbf{r}_0 \\ \text{Para } k &= 0, 1, 2, \dots \text{ hacer} \\ \alpha_k &= -\frac{\mathbf{r}_k \mathbf{M}^{-1} \mathbf{r}_k}{\mathbf{p}_k \mathbf{C} \mathbf{p}_k} \\ \mathbf{h}_{k+1} &= \mathbf{h}_k - \alpha_k \mathbf{p}_k \\ \mathbf{r}_{k+1} &= \mathbf{r}_k - \alpha_k \mathbf{C} \mathbf{p}_k \\ \beta_k &= -\frac{\mathbf{r}_{k+1} \mathbf{M}^{-1} \mathbf{r}_{k+1}}{\mathbf{r}_k \mathbf{M}^{-1} \mathbf{r}_k} \\ \mathbf{p}_{k+1} &= \mathbf{M}^{-1} \mathbf{r}_k + \beta_k \mathbf{p}_k \\ \text{Hasta que } &\mathbf{r}_k < \varepsilon \end{aligned} \quad (8)$$

2.4. Técnicas de pre-condicionamiento

En este trabajo se realiza un estudio de la eficacia computacional de diferentes esquemas de preconditionamiento del GCP para acelerar la resolución de SELD, como los descritos en la ecuación (6), por lo cual los métodos tenidos en cuenta se explican brevemente en los siguientes apartados.

2.4.1 Métodos clásicos iterativos de resolución

Los métodos iterativos clásicos pueden ser vistos como preconditionamiento de los métodos iterativos. Así, sea $Ch = d$ el problema que se quiere resolver. Para una matriz $Q \in R^{n \times n}$ invertible, si h es un punto fijo de la aplicación $F(h) = h + Q^{-1}(d - Ch)$, puede plantearse la siguiente forma iterativa:

$$\mathbf{h}_{i+1} = \mathbf{h}_i + \mathbf{Q}^{-1}(\mathbf{d} - \mathbf{C}\mathbf{h}_i) = \mathbf{h}_i + \quad (9)$$

Pueden plantearse diferentes preconditionamientos de acuerdo con la escogencia de la matriz de iteración Q . Para fines de notación, la matriz C se descompone como sigue (Benzi, 2002; Saad, 2003):

$$\mathbf{C} = \mathbf{D} + \mathbf{U} + \mathbf{L} \quad (10)$$

donde $D \in R^{n \times n}$ denota la matriz diagonal cuyas entradas son las de la diagonal de C , $L \in R^{n \times n}$ denota la parte estrictamente inferior de C y $U \in R^{n \times n}$ su parte estrictamente superior. En el caso del método de

Jacobi, se considera tomar Q como la matriz D . En el caso del método de Gauss-Seidel, se adopta a Q como la matriz triangular inferior de C , es decir $Q = D + L$. En el caso del método SOR (*Successive Overrelaxation*) Q es una variación paramétrica de Gauss-Seidel dada por $Q = D + \omega L$, donde ω es el parámetro de relajación.

2.4.2. Factorización LU incompleta

Meijerink y Van der Vorst (1977) fueron los primeros en reconocer el uso potencial de la factorización incompleta como preconditionamiento para resolver SELD. Una factorización incompleta es deseable porque las matrices resultantes respetan el patrón de dispersión de la matriz original, hasta cierto punto. Así, lo que se busca es controlar que la cantidad de procesamiento del preconditionamiento no se incremente excesivamente. La factorización LU Incompleta (ILU) consiste en realizar una descomposición LU, pero descartando algunos de sus elementos. Este procedimiento, en el ámbito del preconditionamiento del GCP, tiene dos importantes ventajas. Primero, la factorización ILU aplicada sobre C arroja matrices con menores radios espectrales que el asociado a la matriz C original; segundo, los requerimientos de almacenamiento son más bajos que los requeridos por la factorización LU de C . Sea P el patrón de dispersión impuesto a la factorización, así:

$$P C \{(i, j) : i \neq j; 1 < i, j < n\} \quad (11)$$

el cual representa un conjunto de componentes (i, j) de la matriz C que no serán descartados en el procedimiento de factorización. La primera elección de P para imponer un patrón de factorización ILU fue realizada con una matriz C bandeada, escogiendo una matriz de preconditionamiento que también era bandeada. Concretamente, si P coincide con las posiciones no nulas de C , la factorización ILU se denomina sin relleno, ILU(0). Esta aproximación es efectiva para solucionar los SELD que surgen en discretizaciones de bajo orden en EDP elípticas escalares (Benzi, 2002), como en el caso de la EDPFS resuelta por DF planteadas en la ecuación (5). Desafortunadamente, a medida que la discretización espacial de las DF usadas para resolver el flujo subterráneo se hace más fina o irregular, las aproximaciones sin relleno resultan ser muy burdas y debe adoptarse algún esquema de llenado (Hill, 1990; Naff y Banta, 2008). Gustafsson (1978) y Watts III (1981) propusieron esquemas ILU(p) de llenado basados en el cálculo de un índice por elemento a medida que avanza la eliminación gaussiana incompleta. Así, el nivel inicial de llenado de un elemento de una matriz dispersa es:

$$lev_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{si } c_{i,j} \neq 0 \\ \infty & \text{en otro caso} \end{cases} \quad (12)$$

el cual se renueva a medida que el elemento es modificado por una eliminación gaussiana. Durante la factorización ILU(), el nivel de llenado se evalúa como en cada iteración sobre la $-ésima$ fila; luego el patrón de dispersión para un nivel de llenado se define como el conjunto:

$$P = \{(i, j) : lev_{ij} > p\} \quad (13)$$

La motivación de este nivel de llenado es que, para matrices diagonalmente dominantes, mientras mayor sea el nivel de llenado de un elemento, menor es su valor absoluto, con lo cual la matriz de errores entre ambas matrices exhibe elementos muy cercanos a cero y la factorización es más precisa. A pesar de que en la mayoría de las ocasiones, aplicar el nivel de relleno mejora el preconditionamiento con respecto a las versiones sin llenado, la desventaja principal es que requiere almacenar muchos elementos de llenado pequeños en valor absoluto que contribuyen muy poco en la disminución del número de condición de C .

En algunos casos, un preconditionamiento más eficiente se obtiene ejecutando una factorización por descarte ILU(τ) donde los elementos de llenado se aceptan con base en su magnitud. Así pues, se define a la tolerancia de descarte como el número entero positivo τ que actúa como límite inferior admisible para los valores absolutos de los elementos de llenado; es decir, se permite llenar los elementos de las matrices L y U si y sólo si $c_{ij} > \tau$. La principal desventaja de ello es que resulta difícil escoger una tolerancia de descarte, por lo cual se hace necesario recurrir a un proceso de ensayo y error hasta encontrar un valor satisfactorio. Un problema es que no puede conocerse a priori la cantidad de almacenamiento necesaria para la factorización (Saad, 2003).

Saad (1994) propone una estrategia de preconditionamiento dual por umbral ILU(p, τ), que opera fijando una tolerancia de descarte y un número de elementos de relleno en cada fila de las matrices factores L y U . A diferencia de las factorizaciones incompletas discutidas hasta ahora, este método dual decide el relleno de los elementos de L y U de forma dinámica aplicando una regla de eliminación sobre el elemento si su magnitud es menor que cierto umbral τ y luego manteniendo los p elementos de relleno de mayor magnitud por fila. Por consiguiente, los parámetros τ y p pueden modificarse convenientemente hasta alcanzar un preconditionamiento apropiado de acuerdo al problema a solucionar.

2.4.3. Métodos algebraicos de múltiples mallas

Los Métodos Algebraicos de Múltiples Mallas (MAMM) se han establecido como una técnica robusta para resolver SELD. Al mismo tiempo, han sido usados como técnicas de preconditionamiento eficientes

para la ejecución del GCP (Tatebe, 1993). La idea de los MAMM es eliminar los residuales que se obtienen mediante técnicas basadas en la relajación, usando un conjunto de matrices o mallas más gruesas que se superponen sobre la matriz original, para las cuales se usa un método directo de solución de los sub-problemas resultantes. Así, un preconditionador MAMM construye una jerarquía para dichas mallas de matrices y el conjunto de operaciones de transferencia entre ellas usando únicamente la información contenida en la matriz de coeficientes. La ventaja de estas técnicas de preconditionamiento es que pueden tratar fácilmente casos en los cuales la modelación envuelve geometrías irregulares o mallas no estructuradas (Pereira *et al.*, 2006). Los pasos usados por los MAMM para el preconditionamiento dentro de un esquema iterativo de solución de SELD, definiéndose una malla como un conjunto de nodos extraídos de la matriz original, son como sigue.

Primero, se establecen los nodos de la matriz original, a partir de los cuales se extraen subconjuntos de nodos para diferentes tamaños de malla, ya sea gruesa o fina. Lo anterior equivale a extraer un conjunto de múltiples mallas sobre las cuales operará el preconditionamiento MAMM. Segundo, se establecen las operaciones de transferencia entre las múltiples mallas, de la siguiente manera:

$$\begin{array}{l} \text{Prolongación} \\ \text{Restricción} \end{array} \quad \begin{array}{l} P_k: V_{k+1} \rightarrow V_k \\ R_k = P_k^T \end{array} \quad (14)$$

donde V_k son matrices aproximación de las soluciones en los diferentes niveles de las mallas, R_k son las matrices de restricción sobre cada malla y P_k es la matriz de interpolación para cada nivel de malla. Tercero, se define la jerarquía matricial de las múltiples mallas, así:

$$A_{k+1} = R_k A_k P_k \quad (15)$$

Para terminar, se define la correspondiente técnica de suavizado, es decir, el método directo de solución de la malla gruesa que sea más conveniente a las características del problema. Más información acerca de detalles matemáticos de los MAMM puede encontrarse en Briggs *et al.* (2000).

3. SOFTWARE E IMPLEMENTACIÓN

La solución de grandes SELD es un problema que involucra gran cantidad de cómputos, el cual, inicialmente, fue tratado manualmente y luego programando computadoras para que realizaran dichas operaciones automáticamente. La creación de lenguajes de programación permitió a la comunidad científica unificar esfuerzos y desarrollar una colección de funciones y rutinas eficientes y portables para operaciones básicas, llamada BLAS (*Basic Linear Algebra Subprograms*, Lawson *et al.*, 1979). A partir de BLAS se crearon programas más

sofisticados para solucionar SELD por factorización directa (LU, Cholesky, QR, SVD, etc.); en particular se pueden destacar los paquetes de librerías de EISPACK (Smith *et al.*, 1976), LINPACK (Dongarra *et al.*, 1979) y LAPACK (Anderson *et al.*, 1999), anotando que este último es el más ampliamente aceptado en la comunidad científica debido a que es mucho más eficiente con el uso de la memoria que EISPACK y LINPACK. Hoy en día, con la posibilidad de trabajar paralelamente con muchos procesadores, librerías como BLAS y LAPACK, no bastan para hacer eficiente la solución de grandes SELD, y por eso se utilizan herramientas como PETSc (Balay *et al.*, 2012) o MUMPS (Amestroy *et al.*, 1998) para abordar estos problemas.

El PETSc, desarrollado por el *Agronne National Laboratory* de los Estados Unidos, es un software pensado como una herramienta para la computación científica portable y extensible, compuesta por una colección de rutinas y estructuras de datos que proveen bloques de construcción para la implementación de códigos de gran escala en computadoras en paralelo. Una de las grandes ventajas de PETSc es que puede ser usado en sistemas de procesadores que trabajen en paralelo (clusters, supercomputadoras o computadoras personales). Ello se logra a través de librerías especializadas de programación paralela como MPICH u OpenMPI, que se encargan de transmitir información entre procesadores de una forma ordenada y eficiente, a través de los lenguajes de programación tradicionales como FORTRAN, C, C++ y Python. Las librerías del PETSc permiten la creación de familias de objetos de matrices, vectores e índices de conjuntos, en las que el mismo PETSc se encarga de realizar operaciones eficientes entre ellos, incluso si se trabaja en paralelo, lo que permite crear códigos más limpios y eficientes para la solución de sistemas de ecuaciones.

Si bien el PETSc es un entorno de alto nivel para solucionar grandes SELD, también puede considerarse como un software que requiere un entendimiento avanzado de sus herramientas para lograr un código adecuado en términos de eficiencia. Debido a esto, en el marco de este documento se han desarrollado dos implementaciones del PETSc a la solución de la EDP de flujo subterráneo. La primera implementación se trata de la adecuación un código de flujo subterráneo llamado FDPACK (Álvarez-Villa, 2014) a las librerías del PETSC. FDPACK simula numéricamente el comportamiento del flujo en dos dimensiones en un medio poroso heterogéneo. La implementación del FDPACK bajo las librerías de PETSc puede ser consultada en la página web <http://soilros.github.io/FDPACK/>. Por otro lado, la implementación llamada ANISOFLOW es un programa implementado en lenguaje FORTRAN 90, que utiliza las herramientas computacionales de paralelismo proporcionadas por PETSc, enfocado a usar y evaluar los elementos teóricos mostrados a lo largo de este documento y que, además, se busca

que sirva como alternativa al MODFLOW cuando las soluciones secuenciales de éste no sean lo suficientemente eficientes para la modelación del flujo subterráneo. El código fuente del programa puede ser encontrado en el repositorio online del programa <http://github.com/SoilRos/ANISOFLOWPACK>.

4. EXPERIMENTOS NUMÉRICOS

4.1. Modelo simple bidimensional

Este modelo consiste en un dominio computacional bidimensional con 11 de bloques de lado y profundidad unitaria en régimen permanente de flujo con conductividad hidráulica uniforme en el espacio de 0.5 m/d, para diferentes condiciones de anisotropía. Este modelo se ha implementado para comprobar que las características de la anisotropía de la conductividad hidráulica del medio se estén representando de una manera cualitativamente adecuada en FDPACK y ANISOFLOW, tanto considerando las expresiones propuestas por Harbaugh (2005), como las recomendadas por Li *et al.*, (2010), de acuerdo con los esquemas de linealización por DF presentados en la sección 2.2. El borde más exterior del dominio tiene alturas piezométricas impuestas de 10 m, mientras que en el centro del dominio se tiene una altura piezométrica impuesta de 5 m. La Figura 3 muestra una representación de las características del acuífero considerado.

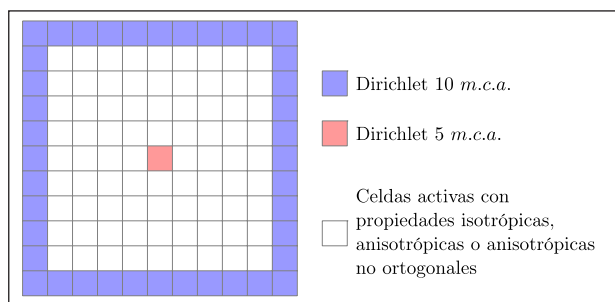


Figura 3. Dominio y condiciones de contorno, modelo bidimensional

En los experimentos computacionales se estudiaron tres medios homogéneos con conductividad hidráulica uniforme y diferentes condiciones de anisotropía: (i) medio isótropo, (ii) medio anisótropo con ejes de anisotropía paralelos a los ejes cartesianos, y (iii) medio anisótropo con ejes de anisotropía rotados un ángulo de 45° con respecto al Norte, con conductividades cruzadas de 0.4 m/d. Las alturas piezométricas simuladas se presentan en la Figura 4, donde se observa la coherencia de la variabilidad espacial de las alturas piezométricas simuladas con respecto a los planteamientos de anisotropía en los modelos. Cabe notar que los ejes de la elipse de descensos se orientan de acuerdo a la dirección de anisotropía impuesta a los medios de prueba.

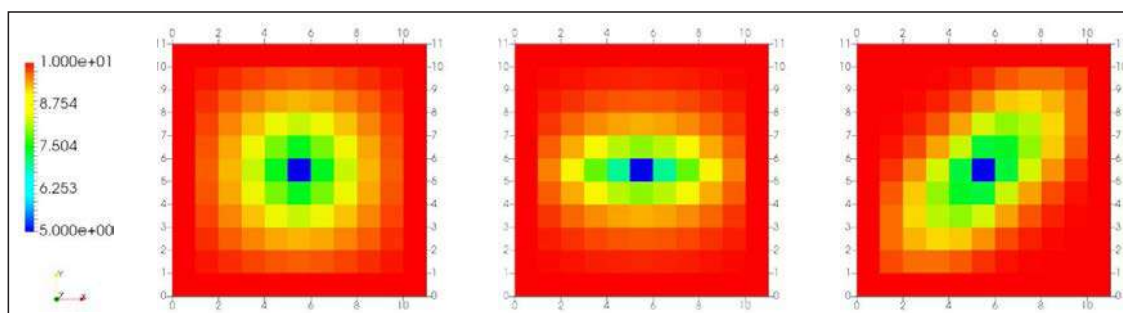


Figura 4. Solución del modelo de prueba (alturas piezométricas) para medio homogéneo isótropo (izquierda), anisótropo con ejes de anisotropía paralelos a los ejes cartesianos (centro) y anisótropo con ejes de anisotropía rotados 45°

4.2. Medio heterogéneo por facies geológicas de roca fracturada

La información considerada en el presente trabajo para medio fracturado corresponde a la utilizada por Blessent *et al.* (2011), la cual se ha levantado en la isla de Olkiluoto, Finlandia, sitio potencial para disponer residuos nucleares de alta actividad. Los datos de campo hacen alusión a roca fracturada, donde las propiedades físicas del material parental, la geometría, la extensión y la conectividad de las fracturas fueron caracterizadas a partir de núcleos de perforación, pruebas hidráulicas, estudios geofísicos y datos de pozos. Las principales zonas de fractura identificadas tienen una transmisividad mayor de 1×10^{-8} m²/s y una extensión de varios cientos de

metros. Con base en esta información se plantearon modelos igualmente probables de facies para un Medio Poroso Equivalente (MPE); planteamiento que ha requerido la definición de categorías de rocas, las cuales se obtuvieron analizando las conductividades hidráulicas obtenidas en los ensayos de interferencia y registros de densidad de fracturamiento. De acuerdo a ello, los MPE generados por simulación secuencial basada en la probabilidad de transición (Carle y Fogg, 1996; Carle, 1999) se componen de las siguientes categorías: (i) roca madre poco fracturada (SFB), (ii) lecho de roca escasamente a moderadamente fracturado (SMFB), (iii) lecho de roca de moderado a altamente fracturado (MHFB) y (iv) lecho de roca altamente fracturado (HFB).

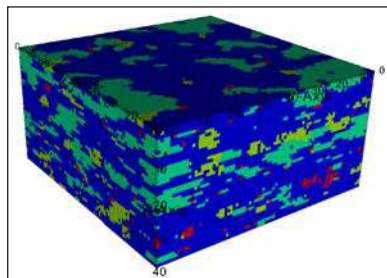


Figura 5. Esquema de la zonificación de propiedades hidráulicas del medio (Azul: SFB, Verde: SMFB, Amarillo: MHFB y Rojo: HFB)

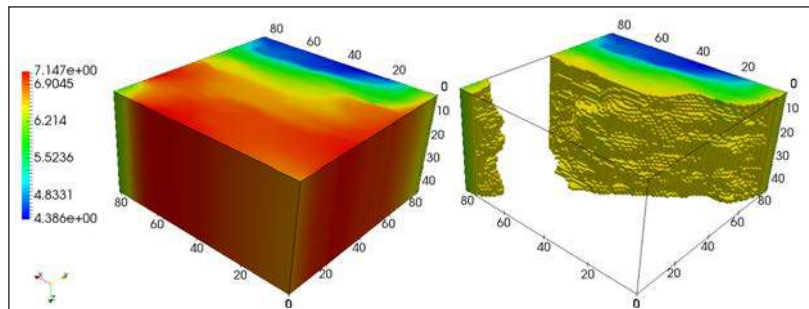


Figura 6. Alturas piezométricas simuladas por ANISOFLOW para el modelo tridimensional de facies planteado por Blessent *et al.* (2011) y contornos de dicha solución

El resultado del análisis geoestadístico de facies es un planteamiento de cuatro zonas de conductividades hidráulicas sobre un dominio espacial que tiene una longitud de 400 m en dirección Norte y Este, y 200 m en dirección vertical, con discretización regular de 5 m en cada dirección (ver la Figura 5), mientras que las características hidráulicas de cada una de las cuatro zonas se muestran en la Tabla 1. Las condiciones de contorno consideradas consisten en niveles piezométricos impuestos en los bordes laterales de la primera capa.

Tabla 1. Conductividades hidráulicas (m/s) según las facies del dominio espacial

Facies	Conductividad hidráulica según las facies		
	K_x	K_y	K_z
Facies 1 – SFB	6.34×10^{-8}	3.17×10^{-9}	3.17×10^{-9}
Facies 2 – SMFB	5.77×10^{-7}	5.77×10^{-7}	5.77×10^{-7}
Facies 3 – MHFB	1.37×10^{-6}	1.37×10^{-6}	1.37×10^{-6}
Facies 4 – HFB	8.00×10^{-6}	8.00×10^{-6}	8.00×10^{-6}

La EDPFS se solucionó en régimen permanente mediante el código ANISOFLOW para el medio heterogéneo por facies de roca fracturada acá considerado mediante el GC con preconditionamiento ILU y esquema dual por descarte ($=0.0005$) y nivel de llenado ($=2$); solución que se comparó con la obtenida aplicando el código MODFLOW (Harbaugh, 2005). Los resultados obtenidos se presentan la Figura 6, donde se muestran los niveles piezométricos y los contornos de estos. Un análisis cuantitativo

mostró que existe únicamente un error relativo máximo del 0.105 % entre ambas soluciones, el cual corresponde a una diferencia absoluta cercana a 0.016 m en los bloques donde se tienen las mayores alturas piezométricas. Este resultado permite validar indirectamente la aplicación del código ANISOFLOW en medios heterogéneos y anisótropos.

4.3. Medio altamente heterogéneo y anisótropo

Este modelo considera un acuífero cúbico de 400 m de lado, formado por un medio heterogéneo con zonas isotrópicas y anisótropas no paralelas a los ejes cartesianos, el cual fue generado pseudo-aleatoriamente con una discretización regular, cuyo tamaño de bloque depende del caso de análisis. Con el fin de realizar los experimentos de escalabilidad computacional se generaron discretizaciones de 25, 50, 100 y 200 bloques de lado que, respectivamente, son equivalentes a sistemas matriciales compuestos por 15625 (16K), 125000 (125K), 1000000 (1M) y 8000000 (8M) ecuaciones. Las respectivas configuraciones espaciales de cada modelo se muestran en la Figura 7. En dicha figura se observan tres zonas con diferentes características de anisotropía. Los bloques de color rojo (zona 1) corresponden a material isotrópico y uniforme, los bloques de color verde (zona 2) corresponden a material isotrópico con diferentes conductividades en las diferentes direcciones de los ejes coordenados; finalmente, los bloques de color azul corresponden a material totalmente anisótropo, es decir, se tienen componentes no nulos en todas las entradas del tensor de conductividades hidráulicas. Dichas conductividades hidráulicas, para cada una de las tres zonas, se plantearon como sigue:

$$K_1 = \begin{bmatrix} 5a & 0 & 0 \\ 0 & 5a & 0 \\ 0 & 0 & 5a \end{bmatrix}; K_2 = \begin{bmatrix} 5a & 0 & 0 \\ 0 & 5b & 0 \\ 0 & 0 & 5c \end{bmatrix}; K_3 = \begin{bmatrix} 5a & 2d & 0.1e \\ 2d & 5b & 0.1f \\ 0.1e & 0.1f & 5c \end{bmatrix} \quad (16)$$

donde las variables $a-f$ son números aleatorios uniformes entre cero y uno. Para seleccionar el tipo de zona que le corresponde a cada bloque se eligió copiar pseudo-aleatoriamente entre el índice

de zona de un bloque adyacente o un número pseudo-aleatorio uniforme, para así provocar un agrupamiento de zonas. Si el vecino no tiene asignado valor, éste no se toma en cuenta. Las

condiciones de contorno para resolver los modelos en régimen permanente consisten en una función sinusoidal que varía entre 5 y 10 m entre cada par de paredes opuestas del dominio sobre la primera capa de bloques de DF. Estas soluciones se utilizan como condiciones iniciales de los modelos resueltos en régimen transitorio y se presentan en la Figura 8. Para las simulaciones en régimen transitorio, a lo largo del horizonte temporal también se modifican las condiciones de contorno en los bordes del dominio espacial de manera sinusoidal, modificándose entre los niveles impuestos para las condiciones iniciales y 0 m cada 365 días; alteraciones que representan una variabilidad hidrológica controlada por un ciclo anual. Además, en el centro del dominio, es decir, en el bloque con coordenadas (200 m; 200 m) en

direcciones Este y Norte, y a profundidades de 0, 200 y 400 m, se imponen niveles piezométricos nulos durante un período de seis meses, seguido por un intervalo de la misma longitud en los que no se imponen niveles en dichos bloques. Este mecanismo representa indirectamente una extracción impuesta de agua mediante, por ejemplo, bombeo. Pasado un año de simulación, en los mismos lugares se repite la secuencia de descensos y recuperación de niveles, pero imponiendo 20 m en las celdas centrales. Es decir, un ciclo completo de descenso y recuperación del acuífero dura dos años. Las simulaciones realizadas con este modelo sintético tienen una duración total de cuatro años, con resolución temporal de un día.

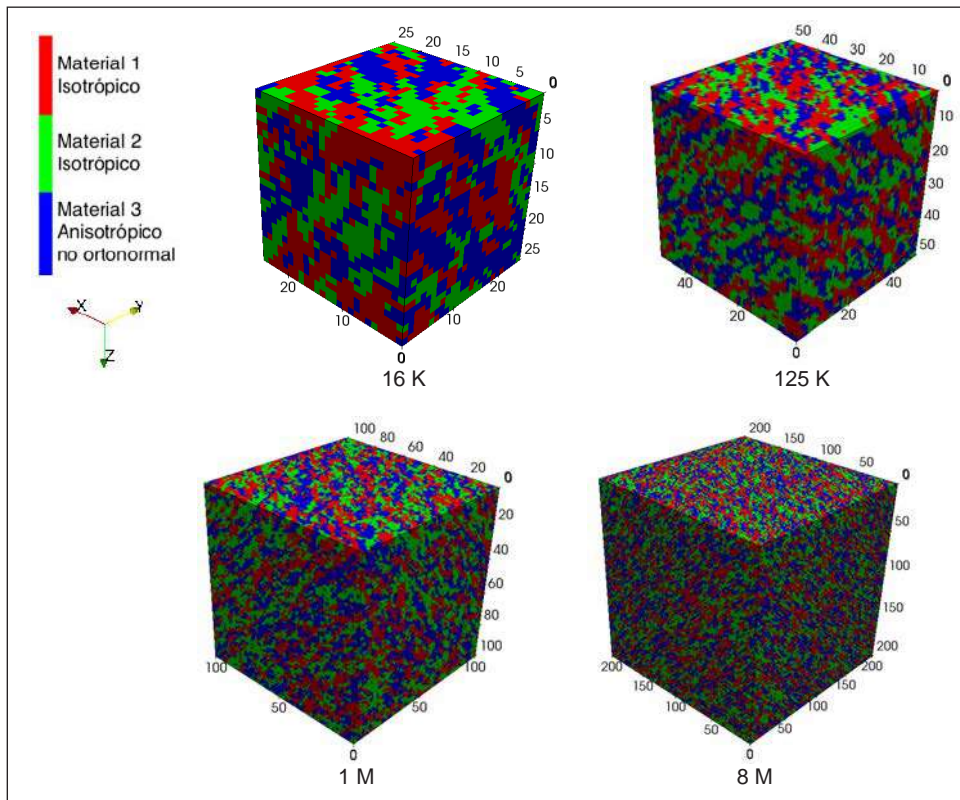


Figura 7. Configuración de los medios heterogéneos usados para los experimentos de escalabilidad computacional de la solución por DF planteada para ANISOFLOW. Debajo de cada gráfico se muestra el número de ecuaciones asociado a la discretización

Como se ha dicho antes, se desea evaluar la influencia de los esquemas de preconditionamiento en el aumento o disminución de la eficiencia de resolución por el GCP de los SELD planteados por las diferentes soluciones de la EDPFS mediante las DF (sección 2.2) implementados en ANISOFLOW usando las herramientas de paralelización proporcionadas por PETSc. Dado lo anterior, los modelos de flujo subterráneo construidos para las diferentes discretizaciones espaciales (16K, 125K, 1M y 8M, ver la Figura 7) del acuífero sintético planteado, se han resuelto utilizando los siguientes preconditionadores en paralelo: Jacobi, Jacobi

Bloque y Algebraico de Múltiple malla (Multi-malla). También se considera la resolución mediante el GC sin preconditionamiento.

Debido a que los preconditionadores del tipo ILU no son eficientes cuando se paralelizan, los desarrolladores de PETSc implementaron otras formas para que sus beneficios computacionales se puedan usar en códigos en paralelo. Esto consiste en resolver la factorización ILU empleando las matrices que se encuentran guardadas localmente en cada procesador y usar el conjunto de las sub-matrices resultantes como preconditionador del sistema a resolver. Con ello se minimizan los mensajes enviados

y recibidos entre procesadores, y por consiguiente se puede aumentar considerablemente la eficiencia de la ejecución de los modelos de flujo subterráneo. Aunque es usual llamar a este preconditionador simplemente como Jacobi Bloque, en realidad se trata de Jacobi Bloque que usa factorización ILU en los hilos de resolución enviados a cada procesador. Por otro lado, si bien las técnicas de Múltiple Malla

son preconditionadores normalmente usados para resolver EDP mucho más complejas que la tratada aquí sobre dominios irregulares, se incluyó dentro de las pruebas para resaltar la flexibilidad que presenta haber escrito el código en PETSc y mostrar que una mala elección del preconditionador no solo puede no mejorar el tiempo de ejecución, sino que puede llegar a empeorarlo.

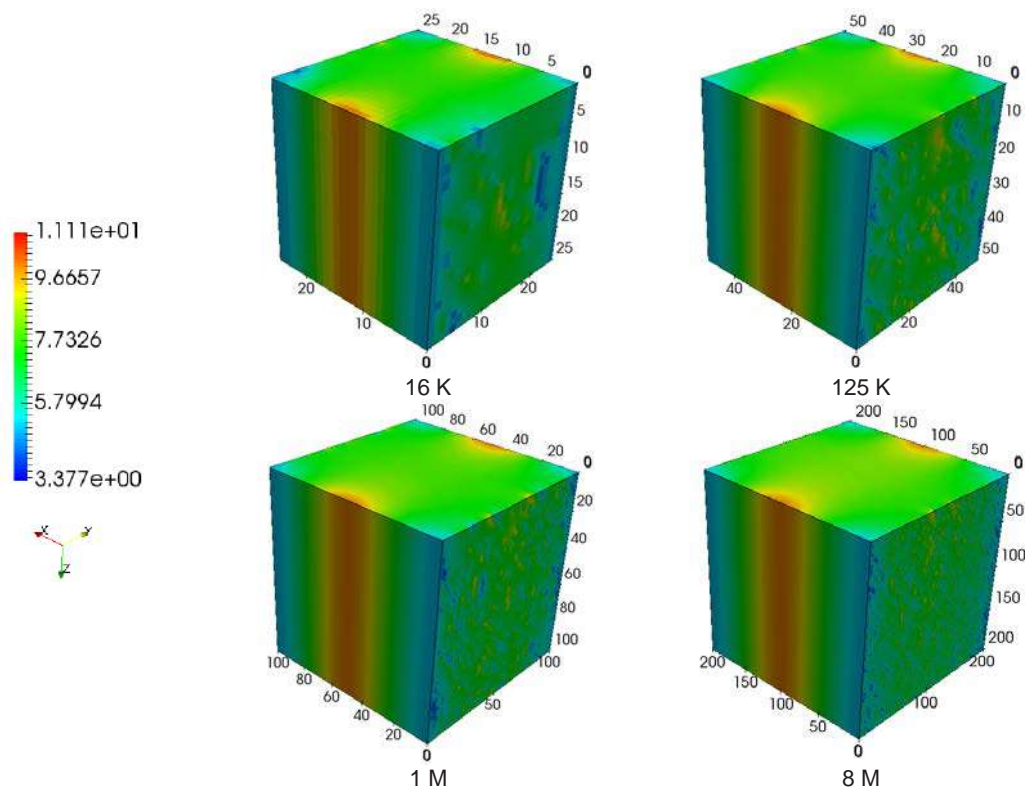


Figura 8. Alturas piezométricas iniciales obtenidas de resolver los diferentes modelos en régimen permanente con condiciones de contorno sinusoidales. Debajo de cada gráfico se muestra el número de ecuaciones asociado a la discretización

Los experimentos computacionales fueron realizados en un sistema con las siguientes características: Intel® Xeon® CPU E5-2698 v3 @ 2.30GHz de 32 procesadores. Es importante mencionar que este ordenador no está diseñado para llevar a cabo matemática computacional en paralelo, pues sus conexiones entre procesadores no son óptimas y se limita la velocidad de transferencia de información de procesador a procesador. Los modelos descritos a lo largo de este apartado se resolvieron usando diferentes cantidades de procesadores y diferentes tipos de preconditionamientos. A cada uno de los experimentos se le midió su tiempo de ejecución

y su aceleración al considerar un aumento de la cantidad de procesadores usados para la ejecución. Los resultados (ver la Figura 9, columnas izquierda y derecha para tiempo de ejecución y aceleraciones, respectivamente) se graficaron relacionando la cantidad de procesadores con el tiempo de ejecución requerido y la aceleración alcanzada con respecto al uso de un sólo procesador, de la siguiente manera: (i) sin preconditionamiento, líneas azules, (ii) Jacobi clásico, línea verde, (iii) Jacobi Bloque y factorización ILU, línea roja, y (iv) Múltiple malla, línea naranja. Los gráficos obtenidos permiten plantear las siguientes observaciones.

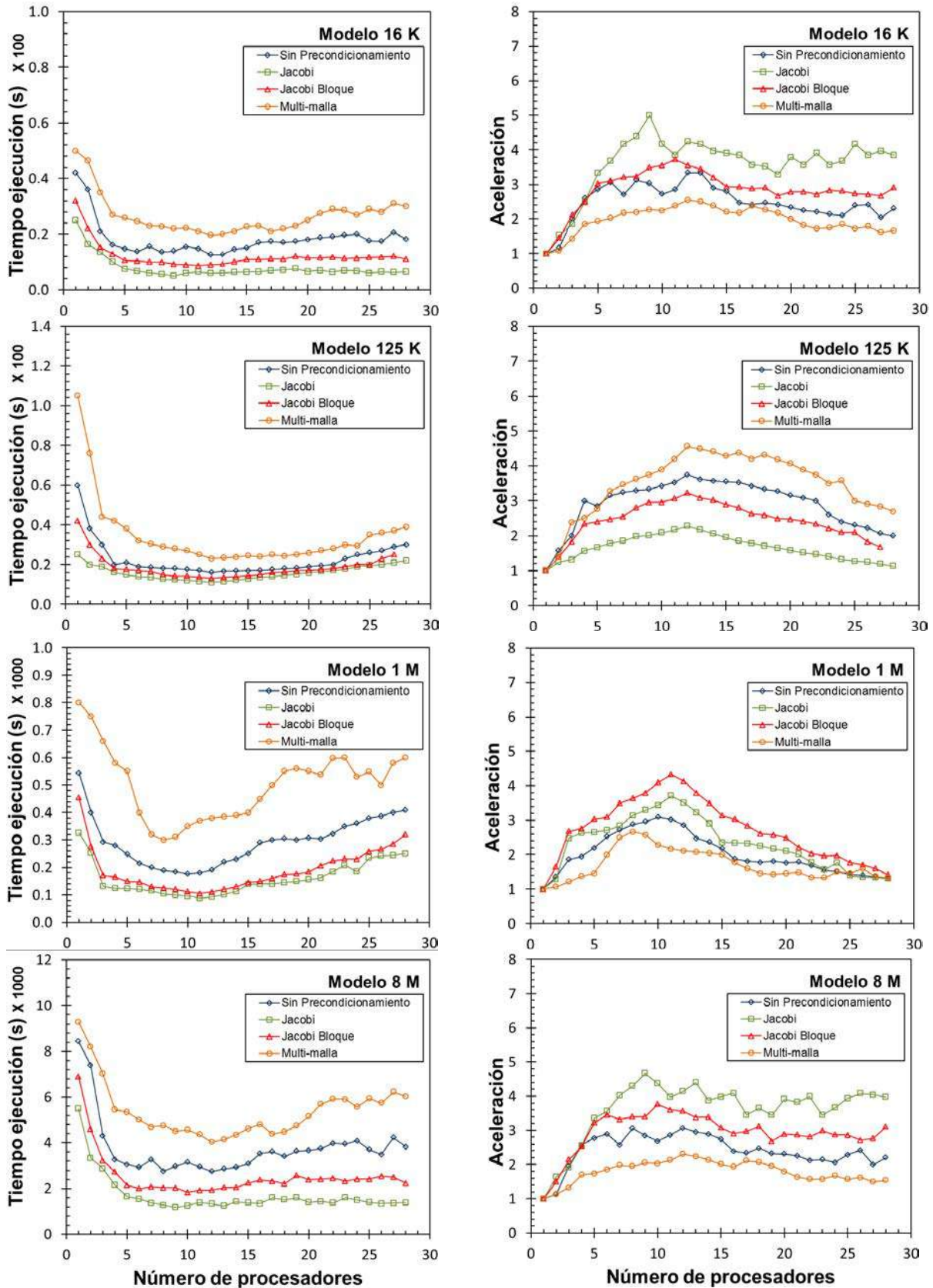


Figura 9. Tiempos de solución (izquierda) y aceleración (derecha) por paralelismos de los diferentes modelos con diferentes preconditionamientos por el método de GCP

Primero, en general, el preconditionamiento que disminuye en menor medida el tiempo de ejecución de los modelos de flujo subterráneo es Jacobi clásico, seguido de Jacobi Bloque con factorización

ILU. Las mayores aceleraciones de los modelos acá planteados se lograron usando entre dos y doce procesadores; límite que indica el progreso insignificante o disminución de dicha aceleración.

Aún así, se observa que, en casi todos los casos, el tiempo de ejecución necesario para resolver los modelos usando diez procesadores se disminuye hasta cerca de una quinta parte del requerido al emplear únicamente un solo procesador. Esta observación aplica para todas las discretizaciones espaciales consideradas y es la primera muestra de la escalabilidad de ejecución computacional que proporciona la incorporación de las herramientas de alto rendimiento ofrecidas por PETSc en el programa ANISOFLOW.

Segundo, los gráficos de velocidad y aceleración muestran que el recurso computacional disponible influye en la optimización de las simulaciones puesto que, a pesar de que en cada modelo hay diferente cantidad de ecuaciones asociadas, el número de procesadores para solucionar los modelos de flujo con rendimiento computacional óptimo aparece invariante alrededor de 12. Usar más de dicha cantidad de recurso computacional aumenta ligeramente la duración de las ejecuciones de los modelos, al mismo tiempo que reduce su aceleración. Este problema de desempeño se atribuye a las características del hardware usado durante los experimentos computacionales; máquina que, como se dijo antes, no optimiza la comunicación entre procesadores durante las ejecuciones en paralelo, lo cual interfiere en el óptimo desarrollo de las simulaciones ejecutadas mediante el ANISOFLOW.

Tercero, los resultados muestran que los preconditionadores más complejos como Jacobi Bloque con factorización ILU o Múltiple Malla toman más tiempo en construir las matrices asociadas a su operación computacional, que el tiempo que podría requerirse para ejecutar el número de iteraciones que se ahorran. Esto sucede porque el radio espectral de las matrices que forman los SELD asociados a la solución por DF de los modelos de flujo planteados en este trabajo no se mejora considerablemente como efecto de ejecutar los preconditionamientos sobre el GC. Es más, para la geometría del acuífero analizado, las condiciones de contorno impuestas sobre éste y el esquema de DF empleado para la linealización de la EDPFS, el preconditionador más simple (Jacobi) de todos los acá utilizados es el más efectivo y es suficiente. Lo anterior se traduce en que no es necesario el uso de preconditionamientos más elaborados que tendrían, teóricamente, mayor impacto sobre el radio espectral de las matrices asociadas a los modelos de flujo, dado que dichas matrices no son tan mal condicionadas como en otros casos, por ejemplo, cuando se consideraran geometrías irregulares del acuífero. Los resultados muestran que, más que el preconditionamiento en sí, el verdadero impacto sobre la rapidez de solución de la EDPFS radica en el paralelismo de la implementación. Esta conclusión no es generalizable y aplica únicamente para la configuración geométrica acá considerada.

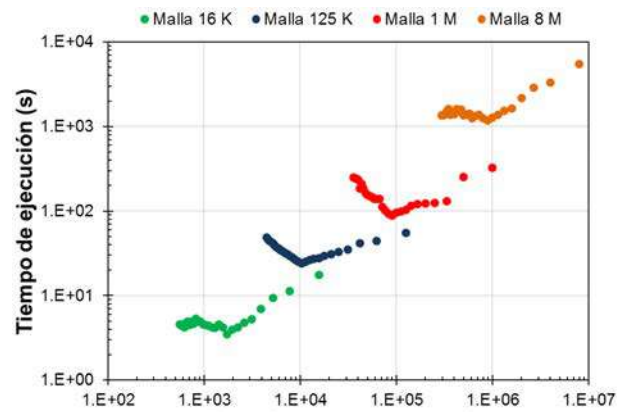


Figura 10. Escalabilidad en la ejecución de los diferentes modelos con preconditionamiento por Jacobi clásico

Por último, en la Figura 10 se muestran los resultados del tiempo de ejecución en función de la cantidad de ecuaciones almacenadas por cada procesador utilizado durante la ejecución, considerando únicamente el preconditionamiento por el método de Jacobi. Cabe notar que el tiempo de ejecución disminuye potencialmente con la cantidad de transacciones por procesador a medida que se aumentan la cantidad de procesadores disponibles de uno a doce; en otras palabras, en este intervalo de disponibilidad de recurso computacional el escalamiento de la solución por efecto de la paralelización es adecuado. Al usar más de doce procesadores, el desempeño disminuye notablemente. De la anterior observación se concluye que cuando el ANISOFLOW no está sujeto a restricciones de hardware, por ejemplo la poca optimización en los envíos de mensajes entre procesadores, como sucede en la máquina usada durante el desarrollo de este trabajo, el escalamiento de la ejecución debería obtenerse de forma adecuada y clara. Estas limitaciones operativas se resolverían fácilmente ejecutando los modelos de flujo subterráneo en máquinas orientadas al procesamiento numérico en paralelo.

5. CONCLUSIONES

Se ha implementado ANISOFLOW, un código computacional en paralelo para resolver la EDPFS en tres dimensiones y transitoria mediante DF, considerando medios homogéneos y anisótropos. Este desarrollo computacional se ejecutó empleando convenientemente las herramientas de altas prestaciones contenidas en la interfaz del software PETSc. La ventaja principal de adoptar dichas librerías es la posibilidad de lograr el escalamiento en la ejecución de los modelos de flujo subterráneo, especialmente cuando éstos han sido finamente discretizados en el tiempo y el espacio y pretenden representar con cierto detalle la complejidad

intrínseca a los medios geológicos. Propiedad de escalamiento que puede ser aprovechada para embeber los modelos en esquemas de optimización donde se requiera su ejecución repetida, como puede ser la optimización de sistemas de uso conjunto o la resolución del problema inverso.

Ahora bien, aunque en este trabajo no se han presentado geometrías complejas, estas se han considerado en el desarrollo del software por medio de etiquetas de celdas activas e inactivas. Evidentemente, las pruebas aquí realizadas no permiten evaluar la incidencia de la complejidad de la geometría en la escalabilidad del software, sin embargo, se espera que aunque los tiempos de solución sean mayores la escalabilidad del software permanezca.

Así pues, ANISOFLOW es un software flexible porque permite considerar explícitamente las diferentes características hidráulicas del medio hidrogeológico, la heterogeneidad y la anisotropía de la conductividad hidráulica y la heterogeneidad del coeficiente de almacenamiento. De la misma forma, permite representar la variabilidad espacio-temporal de las condiciones de contorno del acuífero y las acciones exteriores actuando sobre éste; al tiempo que abre la posibilidad de seleccionar diferentes esquemas de resolución de los modelos, de acuerdo con la configuración que se haga sobre las librerías del PETSc. Por ejemplo, seleccionar cierto tipo de preconditionamiento, usar un grafo de 7 o 19 bloques y elegir el solucionador de GCP; configuraciones que pueden modificarse directamente al momento de la ejecución.

De modo que, con la serie de experimentos computacionales presentados en este trabajo ha quedado demostrada la eficacia y eficiencia computacional del software ANISOFLOW, resaltándose la importancia de usarlo convenientemente en sistemas de computación que posean hardware orientado a optimizar las comunicaciones entre procesadores para acelerar las ejecuciones en paralelo. Como trabajo futuro se espera depurar el código, tal que pueda ser usando directamente por usuarios no especializados en computación en paralelo, y desarrollar una interfaz gráfica de usuario que permita su libre distribución.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aggelopoulos C.A., D.C. Tsakiroglou (2012). Effects of micro-heterogeneity and hydrodynamic dispersion on the dissolution rate of carbon dioxide in water-saturated porous media. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 10, 341–350.

Álvarez-Villa, O. D. (2014). *Simulación Eficiente de las Relaciones Río-Acuífero en Sistemas de Utilización Conjunta Mediante Técnicas de Reducción de Modelos Lineales Invariantes en el Tiempo*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.

Amestoy P.R., I.S. Duff, J.Y. L'Excellent (1998) *MUMPS Multifrontal Massively Parallel Solver*. Version 2.0.

Anderman, E.R., K.L. Kipp, M.C Hill, J. Valstar, R.M. Neupauer (2002) *Documentation of the Model-Layer Variable-Direction Horizontal Anisotropy (LVDA) Capability of the Hydrogeologic-Unit Flow (HUF) Package*. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Groundwater Model. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-409. Denver, Colorado.

Anderson E., Z. Bai, C. Bischof, L.S. Blackford, J. Demmel, J. Dongarra, J. Du Croz, A. Greenbaum, S. Hammarling, A. McKenney, D. Sorensen (1999) *LAPACK Users' Guide, Third Edition*. SIAM, Pennsylvania.

Anderson M.P., W.W. Woessner (1992). *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Second Edition. Elsevier Science.

Balay S., S. Abhyankar, M. Adams, J. Brown, P. Brune, K. Buschelman, L. Dalcin, V. Eijkhout, W. Gropp, D. Karpeyev, D. Kaushik, M. Knepley, L. Curfman McInnes, K. Rupp, B. Smith, S. Zampini, H. Zhang, and H. Zhang Mathematics and Computer Science Division, Argonne National Laboratory (2012) *PETSc User's Manual*. Revision 3.3. Argonne, Illinois.

Bear J., A.H.D. Cheng (2010). *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport*. Volume 23. Springer Science and Business Media.

Benzi M. (2002) Preconditioning techniques for large linear systems: a survey. *Journal of Computational Physics*, 182(2), 418–477.

Blessent D., R. Therrien, C.W. Gable (2011). Large-scale numerical simulation of groundwater flow and solute transport in discretely-fractured crystalline bedrock. *Advances in Water Resources*, 34(12), 1539–1552.

Briggs W.L., V.E. Henson, S.F. McCormick (2000) *A Multigrid Tutorial*. Second Edition, SIAM, California.

Carle S.F. (1999) *T-PROGS: Transition Probability Geostatistical Software*. University of California, Davis, CA.

Carle S.F., G.E. Fogg (1996) Transition probability-based indicator geostatistics. *Mathematical geology*, 28(4), 453–476.

Dongarra J.J., C.B. Moler, J.R. Bunch, G.W. Stewart (1979) *LINPACK Users' Guide*. SIAM. Philadelphia, Pennsylvania.

Gustafsson I. (1978). A class of first order factorization methods. *BIT Numerical Mathematics*, 18(2), 142–156.

Flores O. (2008) *Estudio de Librerías Paralelas de Libre Distribución y Algoritmos Paralelos Iterativos Multipaso para la Resolución de Sistemas de*

- Ecuaciones Lineales Dispersos*. Aplicación a la Ecuación de Difusividad Neutrónica. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Harbaugh A.W. (2005) *MODFLOW-2005, the US Geological Survey Modular Ground-water Model: The Ground-Water Flow Process*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6–A16. Reston, Virginia.
- Hestenes M.R., E. Stiefel (1952). Methods of conjugate gradients for solving linear systems. *Journal of Research of the National Bureau of Standards*, 49(6), 409-436.
- Hill M.C. (1990) *Preconditioned Conjugate-Gradient 2 (PCG2), A Computer Program for Solving Ground-water Flow Equations*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 90-4048. Denver, Colorado.
- Larabi A., F. De Smedt (1994). Solving three-dimensional hexahedral finite element groundwater models by preconditioned conjugate gradient methods. *Water Resources Research*, 30(2), 509–521.
- Lawson C.L., R.J. Hanson, D.R. Kincaid, F.T. Krogh (1979) Basic linear algebra subprograms for fortran usage. *ACM Transactions on Mathematical Software (TOMS)*, 5(3), 308–323.
- Li L., H. Zhou, J.J. Gómez-Hernández (2010) Steady-state saturated groundwater flow modeling with full tensor conductivities using finite differences. *Computers and Geosciences*, 36(10), 1211–1223.
- Meijerink J.A., H.A. van der Vorst (1977) An iterative solution method for linear systems of which the coefficient matrix is a symmetric *M*-matrix. *Mathematics of Computation*, 31(137), 148–162.
- Naff R.L., E.R. Banta (2008) *The US Geological Survey Modular Ground-water Model - PCGN: a Preconditioned Conjugate Gradient Solver with Improved Nonlinear Control*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2008-1331.
- Pereira F.H., S.L. Lopes, S. Ikuyo (2006) A fast algebraic multigrid preconditioned conjugate gradient solver. *Applied Mathematics and Computation* 179, 344–351.
- Saad Y. (1994a) ILUT: A dual threshold incomplete LU factorization. *Numerical Linear Algebra with Applications*, 1(4), 387–402.
- Saad, Y. (2003). *Iterative Methods for Sparse Linear Systems*. Segunda Edición. SIAM. Philadelphia, Pennsylvania.
- Salamon P. (2006). *On Modeling Contaminant Transport in Complex Porous Media Using Random Walk Particle Tracking*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Sahuquillo A., E. Custodio, M.R. Llamas (2009) La gestión de las aguas subterráneas. Panel Científico Técnico de Seguimiento de las Políticas de Aguas, Fundación Nueva Cultura del Agua, Sevilla, 24 de Enero de 2008. Publicado en *Tecnología del Agua*, 305, 60-67.
- Sánchez L. (2009). *Modelación de Efectos Anómalos de Transporte de Masa en Tanque de Laboratorio: Análisis Compartivo de la Aplicación de Distintas Metodologías*. Trabajo Final de Máster. Universitat Politècnica de València
- Smith B.T., J.M. Boyle, J.J. Dongarra, B.S. Garbow, Y. Ikebe, V.C. Klema, C.B. Moler (1976) *Matrix Eigensystem Routines – EISPACK - Guide*. Springer Lecture Books in Computer Science Volume 6.
- Tatebe O. (1993) The Multigrid Preconditioned Conjugate Gradient Method, vol. 3224, *NASA Conference Publication*, pp. 621–634.
- Trefethen L.N., D. Bau III (1997). *Numerical Linear Algebra*. Volume 50. SIAM. Philadelphia, Pennsylvania.
- Van der Vorst, H.A., K. Dekker (1988) Conjugate gradient type methods and preconditioning. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 24(1–2), 73–87.
- Watts III J.W. (1981). A conjugate gradient-truncated direct method for the iterative solution of the reservoir simulation pressure equation. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 21(3), 345–353.

SIMULACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN UN MEDIO SUBTERRÁNEO HETEROGENEO MEDIANTE EL RASTREO ALEATORIO DE PARTICULAS

SIMULATION OF CONTAMINANT TRANSPORT IN A HETEROGENOUS GROUNDWATER SYSTEM USING A RANDOM-WALK PARTICLE TRACKING ALGORITHM

Gómez Giraldo, Andrea¹; Álvarez-Villa, Oscar David²; Monsalve, Gaspar¹;
Vélez, Jaime Ignacio¹; Blessent, Daniela³

Resumen

Este trabajo presenta los resultados de simulación de flujo y transporte de agua subterránea en un medio poroso heterogéneo, mediante un algoritmo desarrollado para esta investigación y escrito en lenguaje Fortran 90. El algoritmo resuelve numéricamente la ecuación de flujo de agua subterránea a través de diferencias finitas, considerando el tensor completo de conductividades hidráulicas el cual permite capturar mejor los efectos de la heterogeneidad del medio. El transporte de solutos se simuló mediante la implementación del método Rastreo Aleatorio de Partículas (RAP), teniendo en cuenta la interpolación de velocidad bilineal y la dispersividad tensorial. El área de estudio para la simulación fue en la isla de de Olkiluoto – Finlandia dado que era el lugar de donde se contaba con información para poder realizar la validación, simulación que se realizó a partir de una aproximación de un medio fracturado a un medio poroso equivalente, empleando herramientas geoestadísticas, que utilizan la probabilidad de transición y el modelo de cadena de Markov como aproximación estocástica. La representación del medio poroso equivalente estocástico se definió según las facies de roca, que fueron definidas según su conductividad hidráulica y la densidad de fractura. Los resultados se compararon con una simulación de flujo y transporte implementada con el esquema de diferencias finitas (DF). Los escenarios de validación muestran que las concentraciones obtenidas por medio del RAP pueden diferir del esquema DF dependiendo de cómo se distribuyen las partículas en el tiempo de ejecución inicial. Los escenarios de simulación evidencian un transporte más rápido del contaminante a lo largo de direcciones preferenciales definidas, que coinciden con zonas de conductividades hidráulicas más elevadas; no obstante, se reportan fluctuaciones mínimas de concentraciones en algunos bloques analizados, efecto asociado directamente con la aleatoriedad del esquema RAP. Además se ha comprobado que el esquema DF es más ineficiente para la simulación del transporte, ya que ha mostrado ser inestable numéricamente incluso en el caso más sencillo de medio homogéneo.

Palabras Claves: Medio poroso heterogéneo, Diferencias Finitas, Rastreo Aleatorio de Partículas.

Abstract

This paper presents the results of groundwater flow and solute transport simulation in a heterogeneous porous medium, by implementing a code developed for this research and written in Fortran 90 language. The algorithm solves numerically the groundwater flow equation through finite differences, considering the complete tensor of hydraulic conductivities, which allows better capture of the effects of the heterogeneity of the medium. The solute transport simulation was performed by applying a Random Walk Particle Tracking (RWPT) algorithm, using a bilinear velocity interpolation and tensorial dispersivity. The area of study for the simulation on was the island of Olkiluoto - Finland since it was the place where information was available to carry out the validation. This simulation was performed based on an approximation of a fractured medium to an equivalent porous medium, using geostatistical tools that use the transition probability and the Markov chain model as a stochastic approach. The representation of the stochastic equivalent porous medium was defined according to the rock facies, which are defined according to hydraulic conductivity and fracture density. The results were compared with a flow and transport simulation implemented with the finite differences (FD) scheme. The validation scenarios show that the concentrations obtained through the RAP may differ from the FD scheme depending on how the particles are distributed at the initial run time. The simulation scenarios show a faster transport of the contaminant along preferential directions that coincide with the zones of highest hydraulic conductivities; however, small fluctuations in concentration are reported in some of the analyzed blocks, an effect directly associated with the randomness of the RAP scheme. It has also been shown that the DF scheme is more inefficient for transport simulation, since it has proven to be unstable numerically even in the simplest case of a homogeneous medium.

Keywords: Heterogeneous Porous Medium, Finite Differences, Random Walk Particle Tracking.

¹ Universidad Nacional de Colombia. andrea.gomez@gottaingenieria.com; gmonsalvem@unal.edu.co; jivelezu@unal.edu.co

² GOTTA Ingeniería, Colombia. oscar.alvarez@gottaingenieria.com

³ Universidad de Medellín. dblessent@udem.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas subterráneas constituyen una de las alternativas prometedoras para mitigar los desabastecimientos del recurso hídrico, principalmente en zonas áridas donde la mayoría de las fuentes superficiales no son suficientes para suplir las demandas o se encuentran altamente contaminadas. En este contexto, las fuentes de aguas subterráneas ofrecen una mejor calidad en comparación con las fuentes superficiales, y por tanto los tratamientos para potabilizarla son más económicos. A pesar de lo anterior, la calidad de las aguas subterráneas puede verse afectada por diferentes actividades antrópicas, por lo que resulta esencial evaluar la susceptibilidad y vulnerabilidad de las reservas de aguas subterráneas, a través de implementaciones eficientes de modelos de flujo y transporte, permitiendo establecer las direcciones y la velocidad de propagación de los contaminantes en un acuífero, para así dar pautas en la orientación de una gestión integral del recurso hídrico.

Existen diferentes estrategias para abordar la solución de la Ecuación en Derivadas Parciales (EDP) de transporte subterráneo. Estas técnicas se dividen en tres enfoques fundamentales: (i) el Euleriano, que se basa en asignar valores para las propiedades de fluido en un punto del espacio; (ii) el Lagrangiano, que se fundamenta en hacerle un seguimiento a las partículas en cada instante de tiempo; y (iii) el esquema denominado mixto, que presenta una combinación de los dos anteriores.

La adecuada modelación del transporte de soluto en el medio subterráneo presenta inconvenientes relacionados con la escala. Estudios previos (Carrera, 1993; Fetter, 2001; Cherblanc *et al.*, 2007), demuestran que la dispersividad puede variar abruptamente dependiendo de la escala de análisis y el tamaño de los poros. Por ejemplo, la dispersividad en las mediciones de laboratorio es del orden de centímetros, mientras que en una escala regional los valores son del orden de cientos de metros. Estas variaciones están afectadas por la heterogeneidad de las formaciones geológicas, las cuales presentan algún grado de variabilidad espacial de las propiedades hidráulicas dependiendo de la escala de observación (Sun y Sun, 1996; Golfier, 2011).

La variabilidad en las propiedades hidráulicas, principalmente la conductividad, puede considerarse a escala puntual, usualmente basada en mediciones de campo, y a escalas regionales, donde habitualmente se supone homogeneidad por capas (Zhou *et al.*, 2010). Los modelos que asumen esta segunda escala pueden ser viables cuando son utilizados en la predicción y toma de decisiones en la gestión del recurso hídrico para zonas de estudio bastante extensas y en donde la información de campo es escasa. Sin embargo, cuando se desea efectuar un estudio local para caracterizar en detalle la dinámica de los procesos de flujo y transporte,

la suposición de la homogeneidad de capas puede no ser adecuada, ya que en muchos casos no representa las condiciones reales del medio. Dado que la heterogeneidad del medio a escala local es una condición real, se hace importante evaluar qué implicaciones tiene la alta variabilidad de la conductividad hidráulica en escala espacial fina a medida que el contaminante viaja en el subsuelo, puesto que estas heterogeneidades generan alta variabilidad espacial en los campos de velocidad de Darcy, ocasionando la conformación de líneas preferenciales de flujo, en donde dicho efecto se podría ver reflejado en la propagación anómala de la pluma y/o en un incremento o decremento en la velocidad de dilución de determinado contaminante (Aggelopoulos y Tsakiroglou, 2012; Huang *et al.*, 2003; Salamon *et al.*, 2006a; Sánchez, 2009).

Obtener una representatividad adecuada del transporte de contaminantes de soluto debido a la heterogeneidad del medio, requiere implementar modelos numéricos que representen explícitamente dicha heterogeneidad. Una de las alternativas que se ha planteado ampliamente en los últimos años es la implementación de modelos numéricos estocásticos, ya que pueden describir mejor el flujo y el transporte de soluto en un medio muy heterogéneo, debido a la aleatoriedad del marco conceptual (Bechtold *et al.*, 2011; Boso *et al.*, 2013; Hsu, 2004; LaBolle *et al.*, 1996; Salamon *et al.*, 2006a; Sánchez, 2009). Dentro de este enfoque se ha propuesto como una de las mejores opciones el esquema de resolución Lagrangiano de Rastreo Aleatorio de Partículas (RAP), en vista de que conserva la masa y no presenta dispersiones numéricas.

Teniendo en cuenta lo anterior, el propósito de este trabajo es mostrar una implementación propia tridimensional del RAP para simular eficientemente el transporte de solutos en un medio subterráneo altamente heterogéneo y anisótropo, la cual no tiene límites en su aplicación, ya que incluso tiene importantes perspectivas para desarrollos computacionales posteriores en medio heterogéneo considerando más procesos de transporte a los acá mencionados. Se han considerado los siguientes aspectos: (i) un esquema de resolución de la EDP de flujo subterráneo para medio heterogéneo y anisótropo (Pérez, 2015; Ospina, 2015), (ii) los mecanismos de advección, dispersión y decaimiento de primer orden en la EDP de transporte, y (iii) técnicas geoestadísticas para generar realizaciones equiprobables de las conductividades hidráulicas, tal que se representen conjuntamente su variabilidad espacial y su incertidumbre. El código implementado se ha sometido a una validación indirecta, comparando los resultados obtenidos para diferentes tipos de acuíferos con las simulaciones generadas mediante la solución por Diferencias Finitas (DF) de la EDP de transporte, usando un código comercial ampliamente reconocido y aceptado en la comunidad científica (McDonald y Harbaugh, 1988).

2. MARCO CONCEPTUAL

El movimiento de las partículas del soluto es gobernado por diferentes mecanismos de transporte: advección, dispersión y reacciones químicas. El transporte advectivo es un proceso que consiste en el arrastre de partículas debido al movimiento del flujo. La advección es descrita matemáticamente por la dirección y la magnitud de la velocidad, dado que el centro de masa del elemento se mueve a la velocidad promedio del fluido, la cual se ve afectada directamente por la conductividad hidráulica del medio poroso y el gradiente hidráulico (Kresic, 2007). La dispersión hidrodinámica es el resultado de la combinación de dos procesos de transporte de masa en el medio poroso: dispersión mecánica y dispersión molecular. Aunque la dispersión hidrodinámica es un fenómeno macroscópico, este es causado en realidad por los movimientos microscópicos no uniformes del fluido (Fetter, 2001). El contaminante, como elemento disuelto en el agua subterránea, puede participar en reacciones químicas que se producen en el medio geológico, que ocurren en la fase líquida y son reguladas por la ley de acción de masas, en la que intervienen los mecanismos de advección y dispersión.

En este trabajo se consideran únicamente reacciones de primer orden, que representan la dinámica de reducción del contaminante en la parte líquida. Este mecanismo afecta a las moléculas orgánicas disueltas en el agua subterránea, las cuales quedan adheridas al terreno formando una película que ayuda al desarrollo de la actividad biológica (Martínez *et al.*, 2006). Los procesos de biodegradación son complejos y dependen de parámetros difíciles de evaluar. Por lo tanto para el caso de este estudio

solamente se ha considerado la componente de adherencia al terreno, en donde la concentración del contaminante disminuye siguiendo un decaimiento exponencial. Los tres procesos antes mencionados se incluyen en la EDP de transporte de solutos en medio subterráneo, como sigue (Salamon *et al.*, 2006a):

$$\nabla \cdot (\mathbf{u} c) + \nabla \cdot (\mathbf{D} \nabla c) + \lambda c = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (1)$$

donde \mathbf{D} es el tensor de dispersión, c es la concentración, t es el tiempo, \mathbf{u} es el vector de velocidades obtenido de resolver la EDP de flujo subterráneo mediante alguna técnica numérica o analítica, y λ es la constante de decaimiento de primer orden. Aquí, la porosidad se asume constante y las fluctuaciones de la velocidad se asumen como producidas únicamente por la heterogeneidad de las conductividades hidráulicas.

2.1. Características generales del RAP

El marco conceptual del RAP propone la simulación del movimiento de los contaminantes desde una perspectiva Lagrangiana, es decir, realizando el seguimiento de las trayectorias de las partículas, las cuales representan la masa de soluto. La trayectoria seguida por cada una de ellas depende de la distribución espacio temporal de las velocidades y de la parametrización de la dispersividad del medio en un dominio espacial continuo. La ecuación que describe el movimiento de la partícula a lo largo de una línea de corriente es (Anderson y Woessner, 1992; Salamon *et al.*, 2006a):

$$X_p(t + \Delta t) = X_p(t) + [u(X_p, t) + D(X_p, t)]\Delta t + B(X_p, t)\varepsilon(t)\sqrt{\Delta t} \quad (2)$$

donde X_p es la posición de la partícula [L] en el tiempo [T]; Δt es el paso del tiempo t [T]; B es el desplazamiento de la matriz definido como el tensor dispersor [L^2T^{-1}]; u es el campo de la velocidad [LT^{-1}]; $\varepsilon(t)$ es el vector independiente, variable normalmente distribuida con media cero y varianza uno; y D es el tensor de dispersión, descrito de la siguiente forma:

$$D = (\alpha_T |u| + D_m)I + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{uu^t}{|u|} \quad (3)$$

donde α_T y α_L son las dispersividades transversal y longitudinal [L], respectivamente; u es el vector velocidad obtenido de la solución de flujo de régimen permanente [ML^{-1}]; $|u|$ es la magnitud del vector velocidad; y D_m es el coeficiente de dispersión molecular.

La relación que existe entre los tensores coeficiente de dispersión molecular y coeficiente de dispersión es . Para medios porosos la forma tridimensional de la matriz de desplazamiento se puede expresar como lo define Lichtner (2002):

$$B = \begin{bmatrix} \frac{u_x}{|u|} \sqrt{2(\alpha_L |u| + D_m)} & \frac{-u_x u_z}{|u| \sqrt{u_x^2 + u_y^2}} \sqrt{2(\alpha_T |u| + D_m)} & \frac{-u_y}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2}} \sqrt{2(\alpha_T |u| + D_m)} \\ \frac{u_y}{|u|} \sqrt{2(\alpha_L |u| + D_m)} & \frac{-u_y u_z}{|u| \sqrt{u_x^2 + u_y^2}} \sqrt{2(\alpha_T |u| + D_m)} & \frac{u_x}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2}} \sqrt{2(\alpha_T |u| + D_m)} \\ \frac{u_z}{|u|} \sqrt{2(\alpha_L |u| + D_m)} & \frac{\sqrt{u_x^2 + u_y^2}}{|u|} \sqrt{2(\alpha_T |u| + D_m)} & 0 \end{bmatrix} \quad (4)$$

Para resolver la ecuación de transporte mediante el RAP debe plantearse una discretización del dominio espacial del acuífero. En este trabajo se considera una representación mediante prismas rectangulares pertenecientes a una malla de DF, utilizada para resolver la EDP de flujo subterráneo. El campo de velocidades debe cumplir con el balance de flujo de masa local en cualquier interface de celda dentro de la malla de DF (LaBolle *et al.*, 1996; LaBolle *et al.*, 2000; Salamon *et al.*, 2006a). Para lo anterior, se han planteado varios enfoques en la literatura, como son el método de la interpolación, el principio de reflexión y la ecuación diferencial estocástica generalizada (LaBolle *et al.*, 1996; LaBolle *et al.*, 2000; Salamon *et al.*, 2006a). No obstante, Salamon *et al.* (2006a) exponen que, para el caso de transporte de soluto en medios heterogéneos con transiciones abruptas entre diferentes unidades hidrogeológicas y una fuerte correlación espacial anisotrópica, posiblemente el método que proporciona simulaciones más adecuadas es el de la interpolación. Por consiguiente, en este trabajo se han generado campos de velocidad mediante la interpolación de velocidades sobre los campos de

alturas piezométricas obtenidos de resolver la EDP de flujo subterráneo.

2.2. Interpolación de velocidades

El método de interpolación actúa suavizando el tensor de dispersión en las proximidades de las interfaces con el fin de producir un término de gradiente continuo en el vector deriva de la interfaz de los bloques, para lo cual se hace necesario que el dominio del acuífero se encuentre bien discretizado y que los pasos de tiempo sean suficientemente pequeños, con el fin de minimizar los errores introducidos por el suavizado del tensor de dispersión (LaBolle *et al.*, 1996; Salamon *et al.*, 2006a,b).

Usando la ley de Darcy es posible obtener velocidades en las interfaces de las celdas a partir de las conductividades hidráulicas dadas en los centros de ellas. Finalmente, con la velocidad de las interfaces se pueden estimar las componentes de la velocidad en cualquier ubicación dentro de la celda por medio de la interpolación, como se esquematiza en la Figura 1, donde se presenta el esquema de interpolación lineal para los casos 2D y 3D.

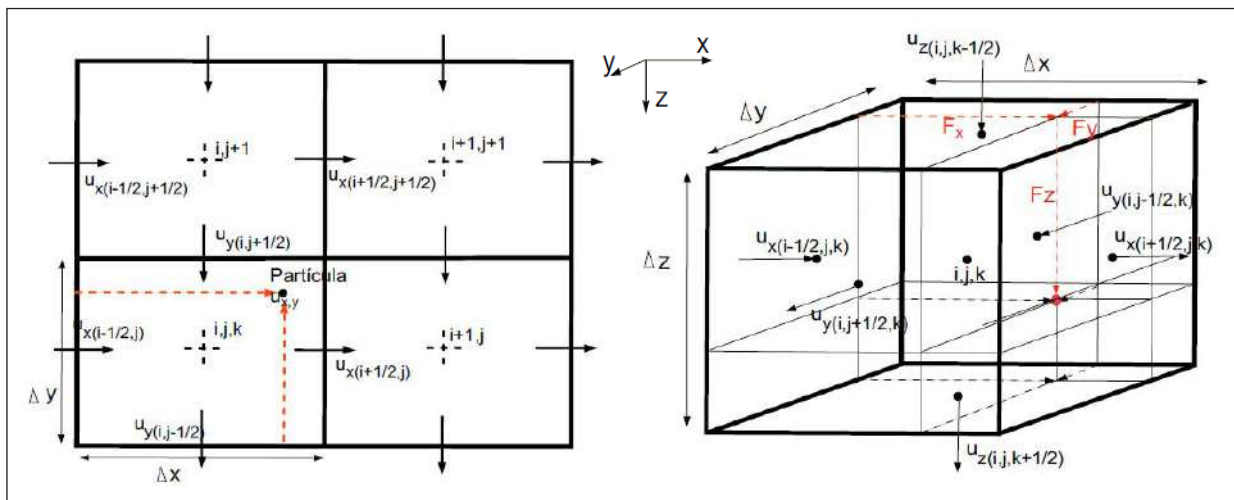


Figura 1. Esquema de interpolación lineal bidimensional (izquierda) y tridimensional (derecha).
Modificadas de LaBolle *et al.* (1996) y Salamon *et al.* (2006a)

Cuando se utiliza la interpolación lineal, las velocidades se calculan teniendo en cuenta sólo una dirección, por lo cual éstas no cambian con respecto a la dirección ortogonal dentro de una celda. En consecuencia, al acercarse a la interfaz entre dos celdas vecinas y asumir que se tienen diferentes velocidades horizontales en cada celda, se da lugar a diferentes flujos de masa de soluto dispersivo a través de la frontera. Este hecho ocasiona una acumulación artificial de partículas en las zonas de

baja conductividad (Kinzelbach, 1988). En el enfoque bilineal, las velocidades son interpoladas primero en una dirección y luego en la dirección ortogonal con sus celdas vecinas, obteniendo la velocidad para cada esquina de celda y así la velocidad en cualquier punto se puede calcular como un promedio ponderado. En la Tabla 1 se muestran las ecuaciones del esquema de interpolación para los casos lineal, bilineal y trilineal.

Tabla 1. Esquema de interpolación de velocidades.

Definición F_x, F_y y F_z		
$F_x = (x_p - x_{i-1/2})/\Delta x$	$F_y = (y_p - y_{j-1/2})/\Delta y$	$F_z = (z_p - z_{k-1/2})/\Delta z$
Lineal		
$u_x = (1 - F_x)u_{x(i-1/2,j,k)} + F_x u_{x(i+1/2,j,k)}$	$u_y = (1 - F_y)u_{y(i-1/2,j,k)} + F_y u_{y(i+1/2,j,k)}$	$u_z = (1 - F_z)u_{z(i-1/2,j,k)} + F_z u_{z(i+1/2,j,k)}$
Bilineal		
$u_x = F_y(1 - F_x)u_{x(i-1/2,j+1/2)} + F_x(1 - F_y)u_{x(i+1/2,j-1/2)} + F_x F_y u_{z(i-1/2,j-1/2)} + (1 - F_x)(1 - F_y)u_{x(i+1/2,j-1/2)}$		
$u_y = F_x(1 - F_y)u_{y(i-1/2,j+1/2)} + F_y(1 - F_x)u_{y(i+1/2,j-1/2)} + F_x F_y u_{z(i-1/2,j-1/2)} + (1 - F_x)(1 - F_y)u_{y(i+1/2,j-1/2)}$		
Trilineal		
$u_x = (1 - F_z)(1 - F_y)(1 - F_x)u_{x(i-1/2,j+1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_y)F_x u_{x(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_x)F_y u_{x(i-1/2,j-1/2,k-1/2)}$ $+ (1 - F_z)F_x F_y u_{x(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + F_z(1 - F_y)(1 - F_x)u_{x(i-1/2,j+1/2,k+1/2)} + F_z(1 - F_y)F_x u_{x(i+1/2,j+1/2,k+1/2)}$ $+ F_z F_y(1 - F_x)u_{x(i-1/2,j-1/2,k+1/2)} + F_x F_y F_z u_{x(i+1/2,j-1/2,k+1/2)}$		
$u_y = (1 - F_z)(1 - F_y)(1 - F_x)u_{y(i-1/2,j+1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_y)F_x u_{y(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_x)F_y u_{y(i-1/2,j-1/2,k-1/2)}$ $+ (1 - F_z)F_x F_y u_{y(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + F_z(1 - F_y)(1 - F_x)u_{y(i-1/2,j+1/2,k+1/2)} + F_z(1 - F_y)F_x u_{y(i+1/2,j+1/2,k+1/2)}$ $+ F_z F_y(1 - F_x)u_{y(i-1/2,j-1/2,k+1/2)} + F_x F_y F_z u_{y(i+1/2,j-1/2,k+1/2)}$		
$u_z = (1 - F_z)(1 - F_y)(1 - F_x)u_{z(i-1/2,j+1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_y)F_x u_{z(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + (1 - F_z)(1 - F_x)F_y u_{z(i-1/2,j-1/2,k-1/2)}$ $+ (1 - F_z)F_x F_y u_{z(i+1/2,j-1/2,k-1/2)} + F_z(1 - F_y)(1 - F_x)u_{z(i-1/2,j+1/2,k+1/2)} + F_z(1 - F_y)F_x u_{z(i+1/2,j+1/2,k+1/2)}$ $+ F_z F_y(1 - F_x)u_{z(i-1/2,j-1/2,k+1/2)} + F_x F_y F_z u_{z(i+1/2,j-1/2,k+1/2)}$		

3. CARACTERÍSTICAS DEL ALGORITMO IMPLEMENTADO

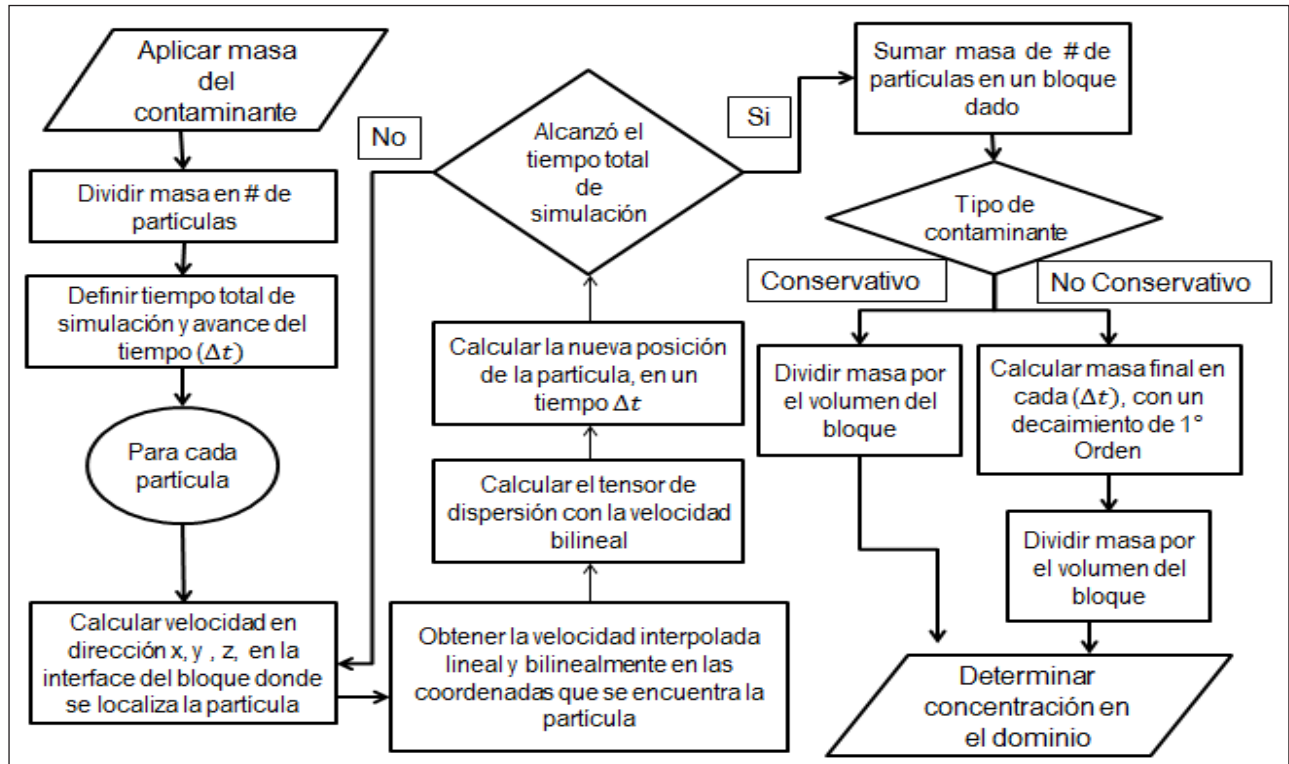


Figura 2. Estructura del algoritmo implementado para resolver la EDP de transporte de soluto en medio subterráneo mediante el RAP

El algoritmo general adoptado en este trabajo para la resolución de la EDP de transporte de soluto en medio subterráneo mediante el RAP, implementado en un código en lenguaje de programación Fortran 90, consiste en aplicar la siguiente secuencia de pasos:

- Definir las coordenadas de descarga del contaminante y el tipo de contaminante, ya sea conservativo o no conservativo.
- Obtener la velocidad interpolada de la partícula, lineal y bilinealmente, de acuerdo con las coordenadas correspondientes en un paso de tiempo.
- Calcular el tensor de dispersión con la velocidad interpolada bilinealmente.
- Se obtiene la nueva posición de la partícula a partir del avance generado por los efectos de la velocidad de flujo y el tensor de dispersión.

- Evaluar si el algoritmo ha llegado al tiempo final de la modelación o debe continuar realizando los pasos anteriores para la misma partícula hasta alcanzar el tiempo total.
- Sumar la masa de cada una de las partículas en un bloque dado, cuando ya se haya efectuado los pasos anteriores para cada una de las partículas y para todo el tiempo de modelación del programa.
- Finalmente, evaluar si el contaminante es conservativo o no. Si es conservativo, el siguiente paso es dividir la masa por el volumen del bloque para así determinar la concentración en ese y en el resto de los bloques en donde se registren partículas. Si por el contrario, el contaminante es no conservativo, calcula la masa final en cada con la ecuación de decaimiento de primer orden, y finalmente se divide la masa por el volumen del bloque para determinar la concentración en el dominio de simulación.

Los detalles de implementación se presentan en el algoritmo consignado en la Figura 2.

4. VALIDACIÓN DE LA IMPLEMENTACIÓN

Como se dijo antes, la implementación desarrollada en este trabajo se ha validado comparando los resultados obtenidos de simulaciones de transporte en un entorno de medio poroso homogéneo e isotrópico con respecto a las producidas mediante una solución por DF contenida en el código de MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988). Realizar pruebas computacionales en un medio homogéneo se considera apropiado porque éste hace referencia a uno de los casos más sencillos y, al mismo tiempo, puede aportar información valiosa con respecto al comportamiento computacional de la implementación

desarrollada. Así pues, se plantean en el mismo medio homogéneo e isotrópico dos escenarios diferentes para evaluar la pertinencia de las diferentes simulaciones considerando separadamente los procesos que intervienen en el transporte de solutos en el medio subterráneo. El dominio espacial del estudio tiene una longitud de 400 m en direcciones Norte y Este, y 200 m en dirección vertical, con discretización regular de 5 m en cada dirección (ver Figura 3, izquierda). Se considera un soluto conservativo de masa de 25 kg, equivalente a una concentración de 200 mg/L, masa que se divide en 4000 partículas, las cuales son distribuidas uniformemente en el bloque de descarga 1641, definido por la columna 21, fila 21 y capa 1, en un tiempo inicial de . Esta distribución se realiza como se muestra en la Figura 3, derecha.

Los parámetros de entrada para cada uno de los escenarios de modelación se mencionan en la Tabla 2. El primer escenario presenta valores iguales de dispersividad transversal y longitudinal, mientras que el segundo reporta valores diferentes para ambas dispersividades.

Tabla 2. Parámetros de simulación para escenarios de validación

Parámetros	Escenario 1	Escenario 2
Conductividad hidráulica (m/d)	0.01	0.01
Dispersividad longitudinal (m)	10	10
Dispersividad transversal (m)	10	0.1
Coefficiente de dispersión molecular (m ² /s)	1x10 ⁻¹¹	1x10 ⁻¹¹
Masa del contaminante (Kg)	25	25

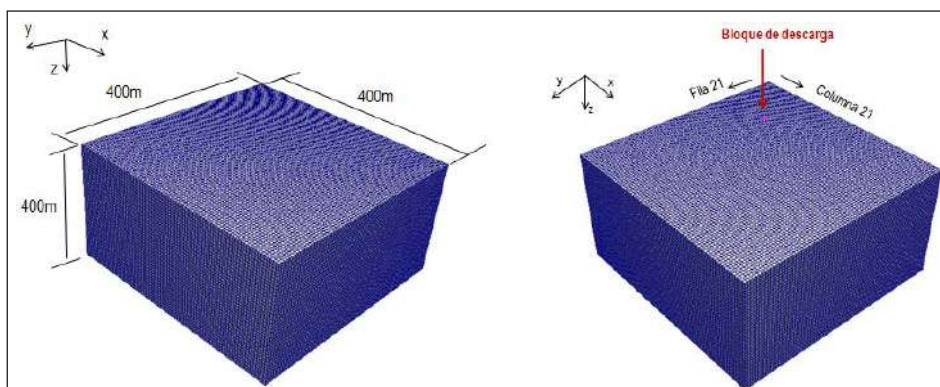


Figura 3. Discretización dominio espacial del acuífero de estudio (izquierda) y localización de la descarga del contaminante en dicho acuífero (derecha)

4.1. Comparación de casos de validación

La Figura 4 muestra las plumas de contaminante obtenidas al cabo de un año de simulación, mediante DF y RAP para los escenarios 1 (ver la Figura

4a, valores de dispersividad transversal iguales) y 2 (ver la Figura 4b, valores de dispersividad trasversal diferentes). En el escenario 1, como era de esperarse, se evidencia una simetría de la

pluma del contaminante rodeando el bloque de descarga, alrededor del eje dado por las líneas de flujo. En el escenario 2 se observa una distribución de concentraciones con una dirección preferencial

Noreste-Sureste a causa de un valor menor en el parámetro de dispersividad transversal, ocasionando mayores gradientes del transporte del contaminante en el sentido de las líneas de flujo.

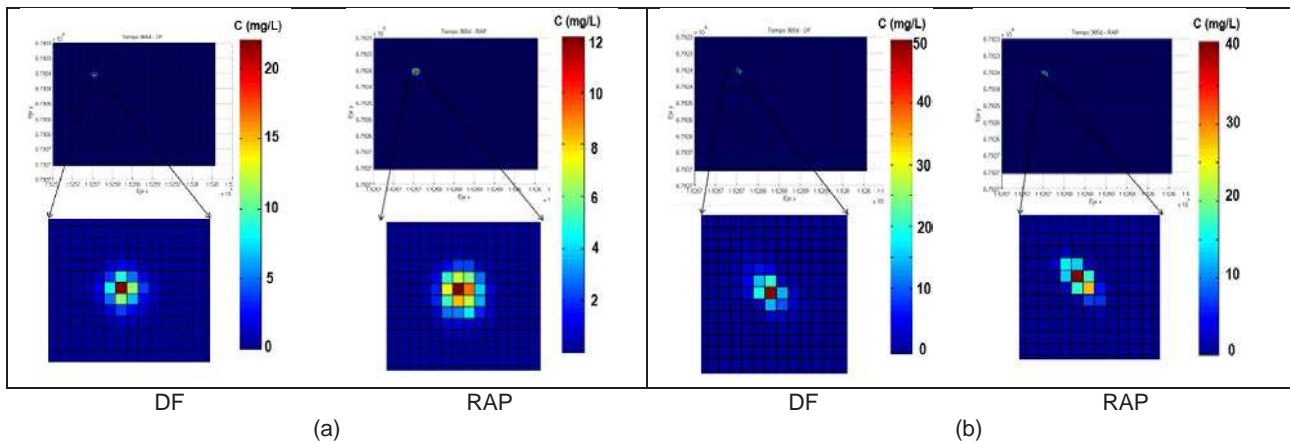


Figura 4. Evolución de la pluma de contaminante en el (a) Escenario 1 y (b) Escenario 2. Los resultados corresponden a un tiempo de simulación de 1 año

Apesar de obtenerse tendencias de concentraciones similares mediante ambos esquemas de resolución, las magnitudes de las mismas han resultado ser diferentes. Por ejemplo, se observa que para el escenario 1 en el esquema RAP (Figura 4a) se registra una concentración de 12 mg/L en un tiempo de 1 año, y para DF se reporta un valor de 30 mg/L en el mismo tiempo de simulación. Una situación similar se registra en el escenario 2 en el mismo tiempo de simulación. La concentración obtenida usando RAP (Figura 4b) es de 40 mg/L, y usando DF se obtuvieron 50 mg/L. Estos avances rápidos del contaminante se evidencian principalmente en el bloque de descarga, en donde los errores absolutos para el escenario 1 registran una diferencia de 10 mg/L, y para el escenario 2, registran una diferencia de 15 mg/L (Figura 5); mientras que para los bloques aledaños en donde se distribuye la concentración que sale del bloque de descarga se registran

errores menores a los obtenidos para el bloque de descarga.

Los avances rápidos de concentración, principalmente en el bloque de descarga, sugieren efectos de la aleatoriedad intrínseca al esquema numérico RAP sobre la localización de las partículas en un tiempo dado y, en este caso, influyen en la configuración inicial de ellas (Figura 5, derecha). Si inicialmente las partículas se ubican cerca de las interfaces de los bloques, podrían cruzar o no desde el bloque de descarga a uno de los bloques aledaños en los primeros tiempos de simulación, condicionando el cambio de concentración en dichos tiempos. Dadas las anteriores discrepancias entre los resultados obtenidos mediante el RAP y las DF, se consideró modelar por separado las diferentes dinámicas de transporte (advección y dispersión), separando los términos respectivos en la resolución de la EDP de transporte en el escenario 2.

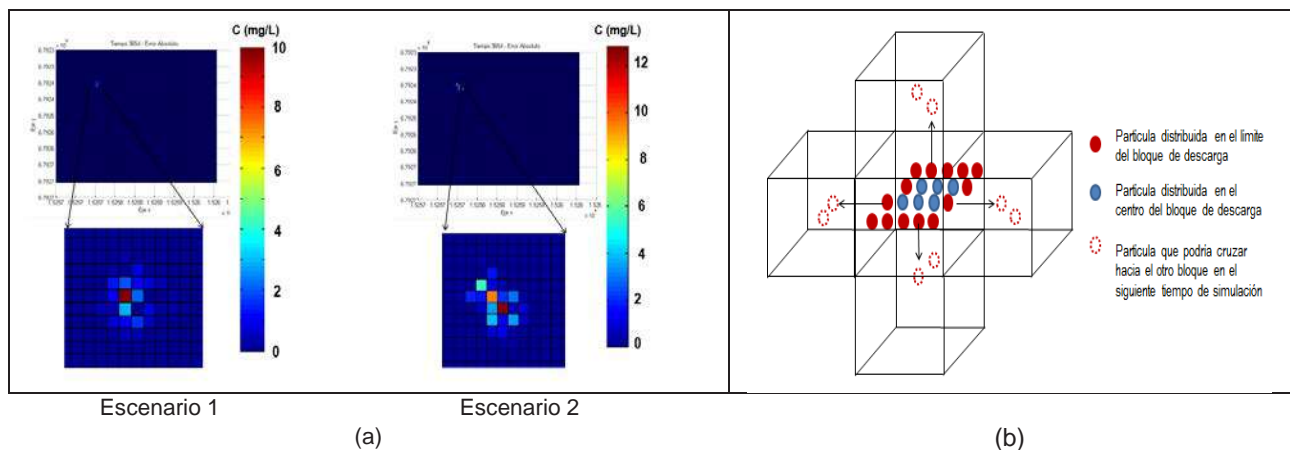


Figura 5. (a) Errores absolutos para las concentraciones simuladas por RAP con respecto a las obtenidas mediante DF, para los dos escenarios considerados al cabo de un año de simulación (izquierda). (b) Distribución inicial de las partículas en la simulación mediante RAP (derecha)

4.2 Simulación del componente advectivo

En la Figura 6 se muestran las plumas de contaminante simuladas en un tiempo de 2 años, con la parametrización dada por el escenario 2, mediante las DF (izquierda) y el RAP (derecha), considerando únicamente el término advectivo. Se observa que el avance de la pluma solamente se hace en dirección Sureste (dirección de disminución en la coordenada Y y aumento en la coordenada X) debido a la ausencia del mecanismo de dispersión. Por ello las partículas avanzan en dirección de las líneas de flujo. Los resultados obtenidos por ambas metodologías manifiestan variaciones mínimas de las concentraciones en los primeros días de simulación. Por ejemplo, las DF reportan concentraciones de 198.64 mg/L, 192.12 mg/L y 158.59 mg/L en los días de simulación 5, 30 y 180, respectivamente; mientras que para el esquema de RAP los valores registrados (200 mg/L, 187.55 mg/L y 158.45 mg/L) son muy similares para los mismos tiempos de simulación mencionados.

En cambio, a partir de un tiempo de simulación de 1 año, las variaciones de concentración entre los dos esquemas comienzan a ser más evidentes, pues se reportan valores de 125.00 mg/L y 78.16 mg/L para el primero y segundo año del esquema DF, respectivamente, mientras que para el esquema RAP, para los mismos años, se registran concentraciones de 112.05 mg/L y 53.25 mg/L, respectivamente. Estas diferencias de concentración indican avance de la pluma en mayor medida para el RAP, pero muestran que se produce un efecto acumulativo de las concentraciones a largo plazo.

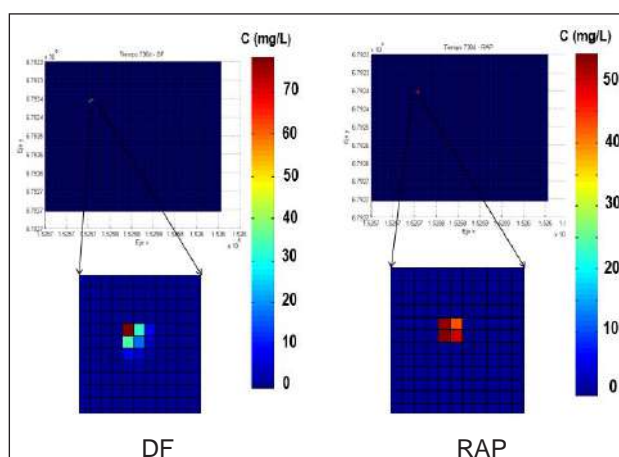


Figura 6. Plumias de contaminante simuladas por DF (izquierda) y RAP (derecha) considerando sólo el término advectivo, para un tiempo de simulación de 2 años

4.3. Simulación del componente dispersivo

En la Figura 7a se muestran las plumas de contaminantes simuladas en un tiempo de 2 años, para los esquemas propuestos (DF y RAP), con la parametrización dada por el escenario 2 y considerando únicamente el término dispersivo en la simulación. Se observa mayor avance de la pluma mediante el esquema RAP ya que las concentraciones obtenidas en el bloque de descarga son mucho mayores con el esquema DF (70 mg/L) que con el RAP (22 mg/L).

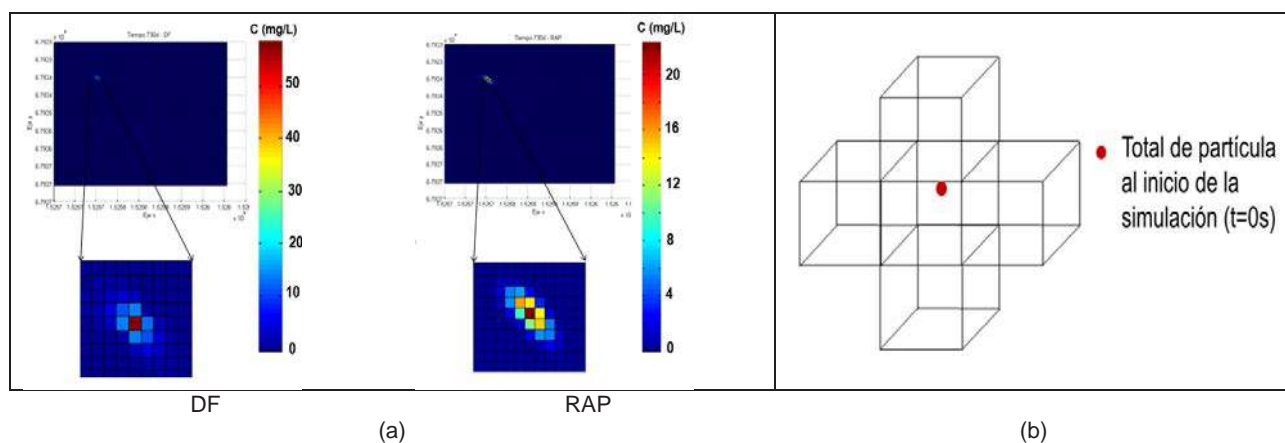


Figura 7. (a) Plumias de contaminante simuladas por DF y RAP considerando sólo el término dispersivo, para un tiempo de simulación de 2 años. **(b)** Distribución inicial de las partículas en la simulación mediante el RAP para el componente dispersivo

Al comparar las simulaciones efectuadas considerando sólo el término dispersivo en diferentes tiempos, se ha encontrado que los resultados obtenidos en el bloque de descarga mediante los esquemas de resolución considerados exhiben un desfase espacio-temporal. Por ejemplo, mientras se encuentra una concentración simulada mediante el

RAP de 171.05 mg/L a los 5 días, una concentración similar para el esquema DF (177.12 mg/L) se reporta en un tiempo de 30 días. Lo anterior hace pensar que las concentraciones mantienen los órdenes de magnitud, pero que los desfases de éstas dentro de la pluma del contaminante son ocasionados por el esquema de solución del mecanismo de transporte

por dispersión en el RAP, y particularmente por la distribución inicial uniforme de las partículas que se asume dentro del bloque de descarga (Figura 5, izquierda). De acuerdo con esto, varias partículas situadas cerca de las interfaces del bloque de descarga podrían avanzar prontamente desde ésta hacia uno de los aledaños por efecto del término aleatorio involucrado en la expresión matemática del RAP, con lo cual se produciría un aumento artificial de las concentraciones en éstos bloques adyacentes. Teniendo en cuenta lo anterior, se modificó la distribución inicial de las partículas en el bloque de descarga, considerando que ellas se ubican en el centro de dicho bloque (Figura 7b).

4.4. Simulación considerando entrada del contaminante en el centro del bloque

En la Figura 8a se muestran las plumas de contaminante simuladas por las DF y el RAP, considerando nuevamente los términos de advección y dispersión; al tiempo que se implementa la nueva localización de las partículas en el centro del bloque de descarga en el tiempo inicial. El tiempo total de simulación fue de 2 años. En dichos resultados se observa una configuración de forma asimétrica de las concentraciones obtenidas para ambos esquemas

de resolución. Las concentraciones registradas en el bloque de descarga para el esquema de las DF son 194 mg/L, 184 mg/L, 171 mg/L, 135 mg/L, 94.61 mg/L, 50.23 mg/L y 20.35 mg/L para los tiempos de simulación 5, 15, 30, 90, 180, 365, y 720 días, respectivamente. Similarmente, para el esquema del RAP se registran concentraciones de 200 mg/L, 198 mg/L, 183 mg/L, 126.3 mg/L, 82 mg/L, 47 mg/L y 22.25 mg/L, en el bloque de descarga para los mismos tiempos de simulación. Teniendo como referencia de tendencia las concentraciones obtenidas mediante las DF, se puede concluir que la simulación mediante el esquema RAP es adecuada, dado que se presentan valores muy similares. Al respecto, la Figura 8b reporta los errores absolutos de las simulaciones obtenidas por el RAP, con respecto a las concentraciones calculadas mediante las DF. Las diferencias de concentraciones para los tiempos de simulación de 5, 15, 30, 90, 180, 365, y 720 días, en el bloque de descarga son de 5.6 mg/L, 14.30 mg/L, 12.71 mg/L, 9 mg/L, 12 mg/L, 2 mg/L, 1.89 mg/L, respectivamente. Para el resto de los bloques los errores son menores a los 4 mg/L, lo cual confirma que la implementación del código variando la distribución inicial de las partículas es adecuada para obtener tendencias de concentraciones similares a las simuladas mediante las DF.

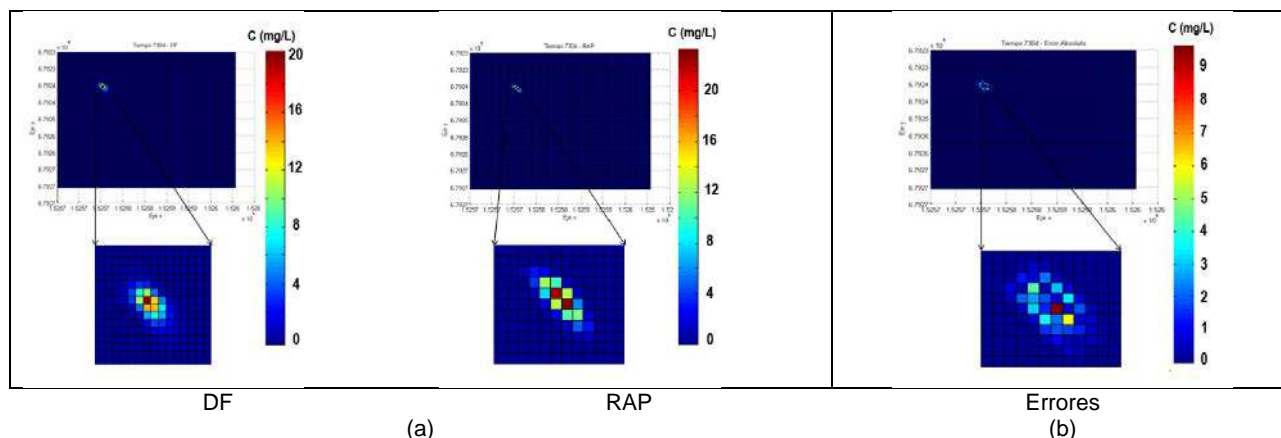


Figura 8. (a) Plumitas de contaminante simuladas por DF y RAP con partículas desde el centro de bloque inicial, considerando los términos de advección y dispersión, para un tiempo de simulación de 2 años. **(b)** Errores absolutos de las simulaciones obtenidas por el RAP, con respecto a los modelos por DF de referencia

5. APLICACIÓN DE LA IMPLEMENTACIÓN EN UN MEDIO HETEROGÉNEO

5.1. Área de Estudio

La información considerada en el presente trabajo corresponde a aquella utilizada por Blessent *et al.* (2011), la cual se ha levantado en la isla de Olkiluoto, Finlandia (Figura 9); sitio potencial para disponer residuos nucleares de alta actividad. Allí existe un suelo orgánico de bajo espesor que recubre un material no consolidado de origen principalmente glacial, que contiene en orden de abundancia arena fina, arena y limo. A su vez, este material recubre

un lecho de roca cristalina. Los datos de campo hacen alusión a un medio fracturado, donde las propiedades físicas de la roca madre, la geometría, la extensión y la conectividad de las fracturas fueron caracterizadas a partir de núcleos de perforación, pruebas hidráulicas, estudios geofísicos y datos de los pozos. Las principales zonas de fractura identificadas tienen una transmisividad mayor de $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ y una extensión de varios cientos de metros.

Blessent *et al.* (2011) reportan cinco pozos, KR14, KR15, KR16, KR17 y KR18 (Figura 9c y Figura 9d), espaciados horizontalmente aproximadamente 45 m,

con una profundidad variable entre 130 m y 500 m por debajo de la superficie, a los cuales se les realizan dos series de pruebas de interferencia hidráulica. Los pozos fueron entubados de la siguiente forma: para KR14 una profundidad de 10 m y para KR15-KR18 una profundidad de 40 m, esto para evitar el flujo desde la superficie hacia los pozos de sondeo. Pozos de agua poco profundas fueron perforados al lado de cada uno de los pozos de sondeo KR15-

KR18; las profundidades de los 4 pozos de agua (KR15B a KR18B) son de 45 m y la longitud de la carcasa de la superficie del terreno es de 10 m. Las fracturas de fondo, que tienen una extensión espacial menor que 100 m y una transmisividad inferior a $3 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, fueron identificadas a partir de caudales medidos con la herramienta Flujo de Registro Positivo (Rouhiainen y Pöllänen, 2003) durante las pruebas hidráulicas KR14-KR18.

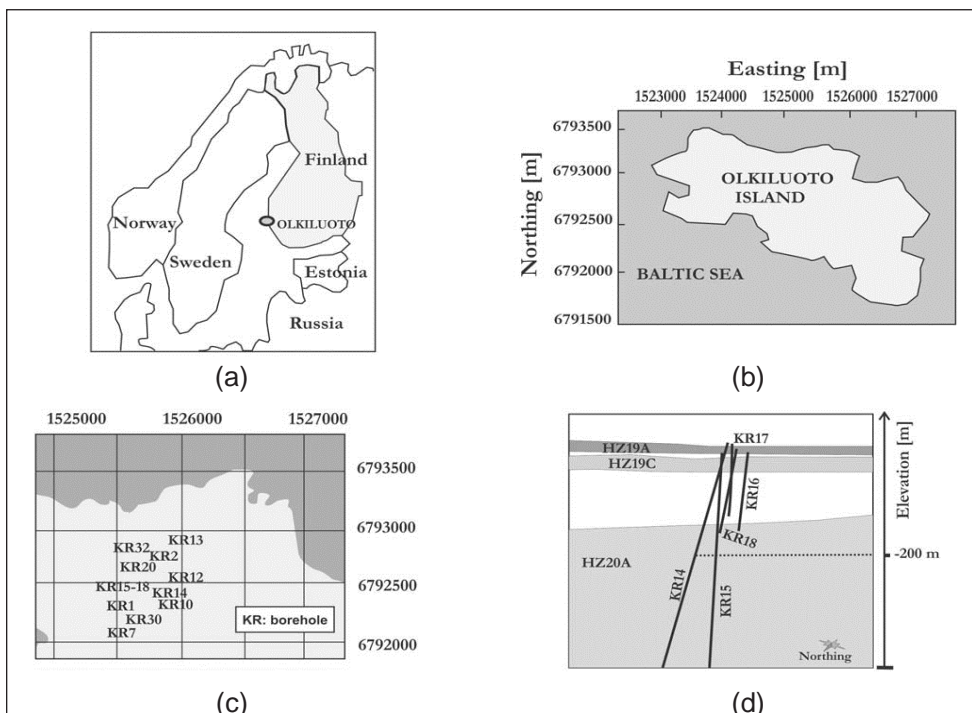


Figura 9. (a) Ubicación isla de Olkiluoto, (b) Área de la isla, (c) Zona de pozos, (d) Corte transversal en la zona de estudio y localización de los estratos y pozos. Tomada de Blessent *et al.* (2011)

5.2. Simulación estocástica de campos de conductividad hidráulica

La aplicación de métodos geoestadísticos para representar la heterogeneidad geológica es una práctica aceptada por la comunidad científica debido a la complejidad natural de las conformaciones geológicas y la escasez de datos medidos en campo. La caracterización de variabilidad que se considera habitualmente en la modelación espacial se basa en la estimación de variogramas indicadores o funciones de covarianza. Sin embargo, la integración de información geológica en direcciones laterales es limitada en dichas caracterizaciones, por lo que no se representan adecuadamente las tendencias espaciales básicas de los conjuntos geológicos. Alternativamente, la metodología de la probabilidad de transición con cadenas de Markov ha sido uno de los métodos desarrollados para representar las variaciones espaciales abruptas de las propiedades hidráulicas del subsuelo (Carle, 1997; Carle y Fogg, 1996; Carle *et al.*, 1998).

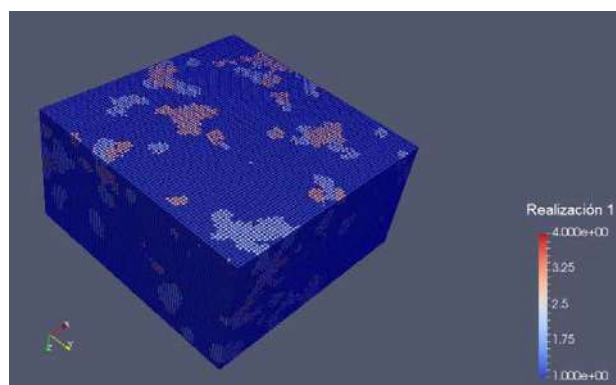


Figura 10. Realización de facies geológicas en el dominio considerado para el ejemplo de simulación en el depósito de residuos nucleares de Olkiluoto, Finlandia

Dadas sus ventajas tanto de índole conceptual como de orden práctico, se ha utilizado un algoritmo

de simulación secuencial que combina el marco conceptual de las probabilidades de transición con las cadenas tridimensionales de Markov para generar distribuciones espaciales de facies con base en los datos levantados en el repositorio de desechos nucleares de la isla de Olkiluoto. En otras palabras, se plantean modelos igualmente probables de facies para un Medio Poroso Equivalente (MPE) a partir de rocas fracturadas. El planteamiento de dichas facies ha requerido la definición de categorías de rocas, las cuales se obtuvieron analizando las conductividades hidráulicas obtenidas en los ensayos de interferencia y registros de densidad de fracturamiento. De acuerdo con lo anterior, los MPE generados por simulación secuencial se componen de las siguientes categorías o facies de roca (Figura 10):

- La roca madre poco fracturada (SFB).
- Lecho de roca escasamente a moderadamente fracturado (SMFB).
- Lecho de roca de moderado a altamente fracturado (MHFB).
- Lecho de roca altamente fracturado (HFB).

5.3 Análisis de resultados

De forma análoga al dominio usado para el ejercicio numérico de validación, en este ejemplo de simulación el dominio espacial del estudio tiene una longitud de 400 m en dirección Norte y Este, y 200 m en dirección vertical, con discretización regular de 5 m en cada dirección. Las conductividades hidráulicas (Tabla 3) fueron establecidas según la facies definida por Blessent *et al.* (2011), y se ha asumido un coeficiente de dispersión molecular de

$1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, extraído del trabajo de Sánchez (2009). Las dispersividades longitudinal y transversal son de 10 m y 1 m respectivamente, de acuerdo con Blessent *et al.* (2011). El paso de tiempo es de 8640 s y el horizonte de simulación definido es de 33 años, intervalo necesario para poder observar el avance de la pluma del contaminante dado que las conductividades hidráulicas son relativamente bajas (Tabla 2).

Tabla 3. Conductividades hidráulicas (m/s) según las facies del dominio espacial

Facies	Conductividad hidráulica según las facies		
	K_x	K_y	K_z
Facies 1 – SFB	6.34×10^{-8}	3.17×10^{-9}	3.17×10^{-9}
Facies 2 – SMFB	5.77×10^{-7}	5.77×10^{-7}	5.77×10^{-7}
Facies 3 – MHFB	1.37×10^{-6}	1.37×10^{-6}	1.37×10^{-6}
Facies 4 – HFB	8.00×10^{-6}	8.00×10^{-6}	8.00×10^{-6}

Se definieron dos escenarios de simulación con el objetivo de comparar el comportamiento de las plumas de contaminantes y las curvas de llegada en diferentes zonas de descarga. El primer escenario se denomina Zona A y hace referencia a cambios suaves de conductividades (bloque de descarga en la columna 38, fila 26 y capa 3). El segundo escenario, definido como Zona B, hace alusión a cambios abruptos de conductividades (entre $6.64 \times 10^{-8} \text{ m/s}$ a $8.0 \times 10^{-6} \text{ m/s}$), implicando alta heterogeneidad en dicha zona (bloque de descarga en la columna 38, fila 26 y capa 15).

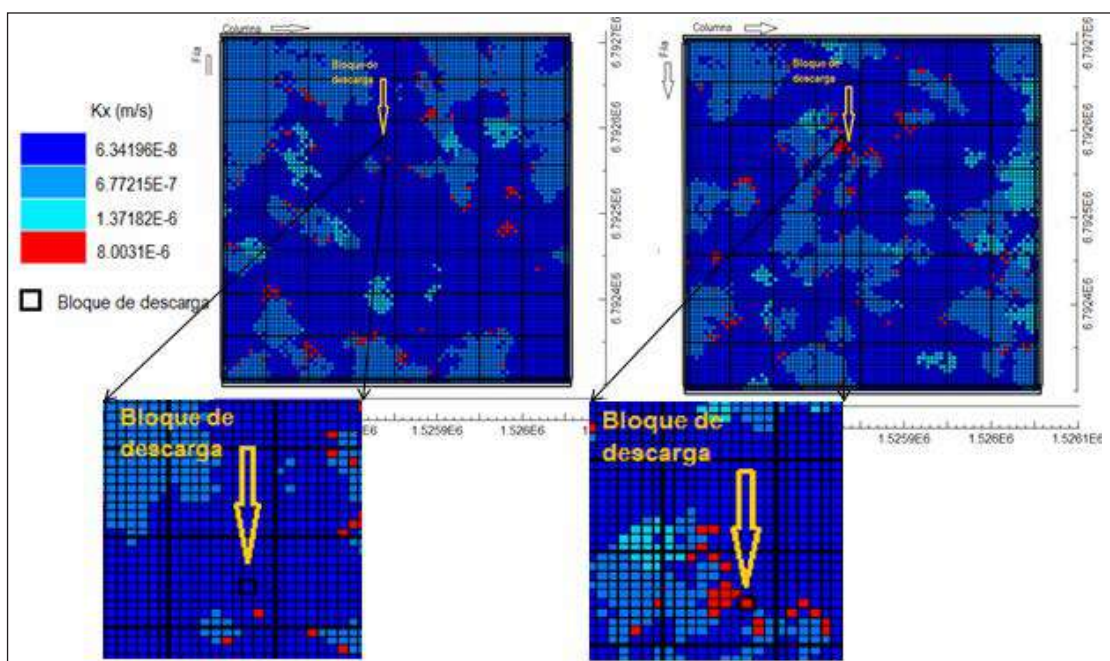


Figura 11. Valores de conductividad hidráulica en el dominio de estudio. Izquierda: escenario Zona A; derecha: escenario Zona B

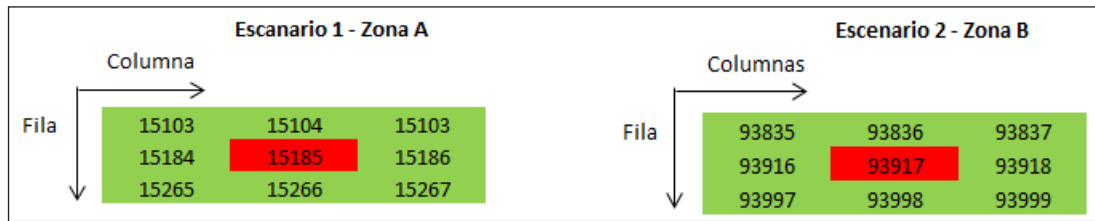


Figura 12. Numeración de los bloques de análisis para los escenarios de Zona A (izquierda) y Zona B (derecha)

En la Figura 11 se representa el contexto espacial de los bloques de descarga para las Zonas A y B (izquierda y derecha, respectivamente). Por su parte, la Figura 12 muestra la convención utilizada para numerar los bloques de interés, para los cuales se presentan los resultados de las diferentes simulaciones del transporte.

La Figura 13 muestra las curvas de llegada simuladas en la zona A para diferentes bloques de interés. La línea de color azul representa el comportamiento de los resultados de simulación mediante las DF, mientras que la línea roja representa lo mismo pero para el RAP. En general, las curvas muestran una tendencia de avance similar entre ambos esquemas de análisis, pese a que en los primeros tiempos de simulación el esquema DF evidencia un cambio

abrupto de concentraciones. Por el contrario, el esquema RAP muestra un avance gradual de la curva hasta alcanzar el tiempo final de modelación. Este comportamiento inicial en la curva obtenida mediante las DF se considera anormal y podría estar asociado a un problema del esquema de resolución de la EDP de transporte para vertimientos puntuales. Ello debido a que las DF implican el planteamiento de sistemas de ecuaciones que involucran a cada uno de los bloques del dominio espacial, con lo cual, al tratar de cumplir con la ecuación de continuidad al inicio de la simulación cuando la mayor parte de la masa a transportar se encuentra en el bloque de descarga, pueden presentarse cambios abruptos de concentración por efectos artificiales de índole numérico.

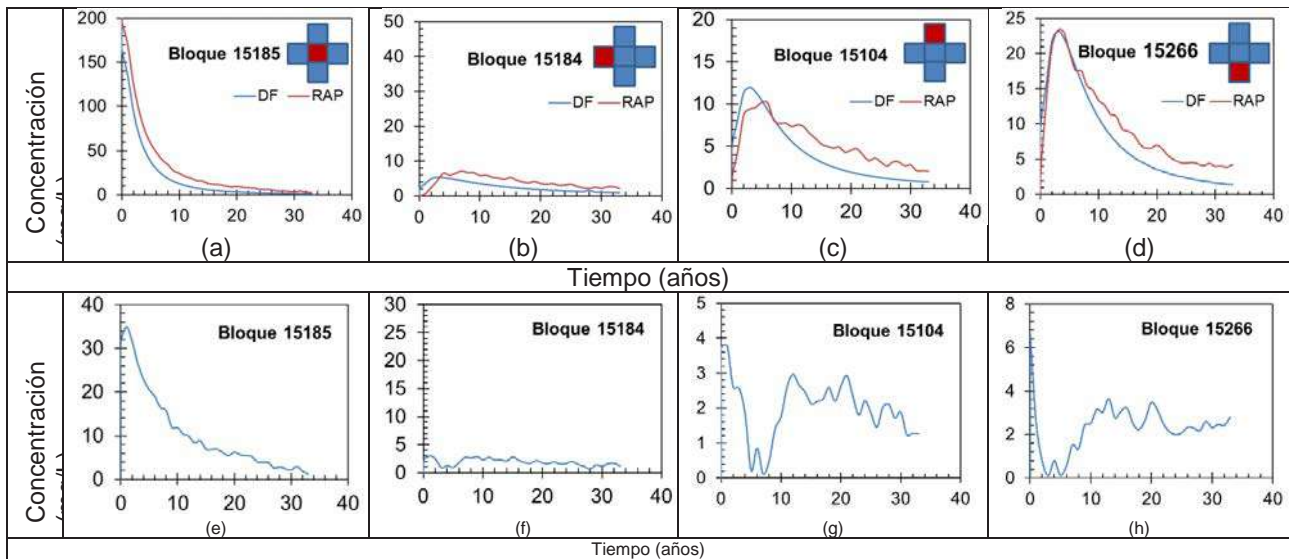


Figura 13. (a)(b)(c)(d) Curvas de llegada obtenidas para las simulaciones en la Zona A (arriba). (e)(f)(g)(h) Errores asociados para las simulaciones por el RAP, con respecto a las obtenidas por las DF (abajo). El bloque analizado es representado en rojo en el esquema de celdas que acompaña las figuras

El esquema DF produce menores concentraciones en el bloque de descarga a lo largo del tiempo de simulación, en comparación con el esquema RAP; diferencias que rondan los 34 mg/L al cabo de un año de simulación. A partir de ese momento, el error comienza a ser más pequeño hasta alcanzar valores menores a los 10 mg/L a partir del año 11 de simulación. Esto evidencia que el RAP es un método numérico estable, y que a grandes tiempos

de simulación disminuye el error con respecto al esquema DF, y por consiguiente se concluye que es una solución adecuada, ya que cumple la tendencia de los resultados. En el bloque 15184 (localizado al oeste del bloque de descarga, Figura 13b) se observan dos fenómenos importantes: (i) no existe un acoplamiento del pico de llegada entre ambas curvas, y (ii) la curva de llegada simulada mediante el RAP presenta fluctuaciones en comparación con

los resultados obtenidos del esquema DF. La primera observación se atribuye a que solo se cuenta con una realización para la trayectoria de las partículas, y debido a su esquema conceptual aleatorio, distintas realizaciones pueden generar, en algunos puntos, una representación ligeramente diferente del transporte del contaminante. La segunda se atribuye a que los cambios de concentración en un bloque pueden ocurrir abruptamente si el componente aleatorio de la solución por el RAP produce un avance dispersivo grande o si las partículas se encuentran muy cerca de los bordes del bloque. Ambos efectos son acumulativos en tiempo y en espacio, y hacen que las disparidades observadas en las curvas de llegada simuladas aumenten a medida que avanza el horizonte de simulación. Las características de transporte antes mencionadas son análogas a lo

que puede producirse en el bloque 15104, ubicado al Norte de la descarga (Figura 13c). La curva de llegada del bloque localizado en dirección Sur del bloque de descarga (bloque 15266, Figura 13d) muestra claramente: (i) el acoplamiento de la concentración al pico de la curva RAP con respecto a la de DF, (ii) la tendencia del esquema DF, el cual registra mayor avance del contaminante, y (iii) se observan fluctuaciones en la curva de concentración del RAP, pero no tan marcadas como en la curva del bloque 15184 (Figura 13b). El acoplamiento se atribuye a que las líneas de corriente apuntan en dirección Suroeste y la componente advectiva del transporte no tiene asociada el término aleatorio, con lo cual se esperan menores diferencias de las concentraciones simuladas y menores fluctuaciones de las mismas en la curva de llegada.

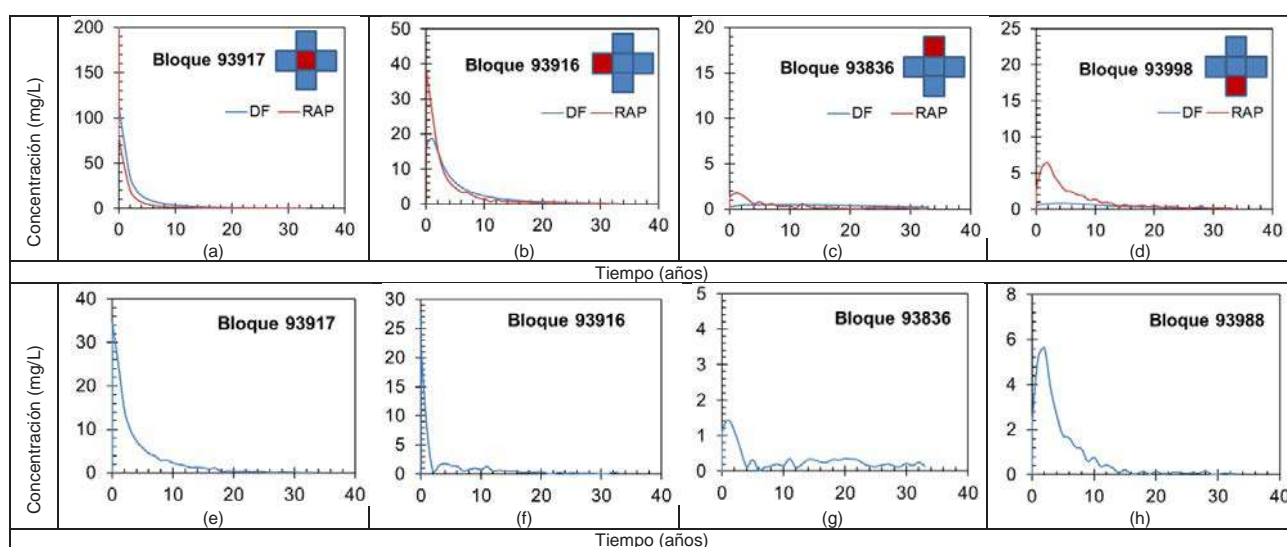


Figura 14. (a)(b)(c)(d) Curvas de llegada obtenidas para las simulaciones en la Zona B (arriba). (e)(f)(g)(h) Errores asociados para las simulaciones por el RAP, con respecto a las obtenidas por las DF (abajo). El bloque analizado es representado en rojo en el esquema de celdas que acompaña las figuras

En la Figura 14 se muestran las curvas de llegada simuladas en la zona B para diferentes bloques de interés, obtenidas por el RAP y las DF. Para estos dos esquemas de resolución de la EDP de transporte, dichas curvas registran un avance sustancialmente rápido en la pluma del contaminante, si se compara con los resultados reportados en la simulación de la zona A. Por ejemplo, de las curvas de la zona B, se observa que se alcanzan concentraciones menores de 50 mg/L en el año 2 de la simulación, mientras de las curvas de la zona A, se puede ver que alcanzan el mismo valor en el año 4 de simulación. Esta distribución espacial de la pluma se considera correcta, puesto que la influencia de la componente advectiva es mayor, conduciendo a que el contaminante salga del bloque de descarga a los 10 años. Análogamente a los demás bloques considerados, la curva de llegada del bloque ubicado al Norte de la descarga (93836, Figura 14c) muestra la tendencia del contaminante a avanzar

más rápidamente mediante el esquema DF. Allí, las concentraciones registradas por ambas metodologías son bastante pequeñas en comparación con los órdenes de magnitud del valor de la concentración inicial descargada (concentraciones entre 0 y 0.5 mg/L). Localmente, estos resultados indican que el proceso de dispersión es menos importante que la advección, dado que las líneas de corriente van en sentido Noreste-Sureste. Al mismo tiempo, para el bloque ubicado en la dirección Sur del bloque de descarga (bloque 93998, Figura 14d) se observan concentraciones mucho más altas para el esquema RAP (6.4 mg/L) al cabo de 2 años, mientras que para el DF los valores no superan una concentración de 1 mg/L. Este comportamiento también se puede asociar al avance más rápido del esquema RAP y a la mayor influencia del componente advectivo por las heterogeneidades locales de las conductividades. Estas características son pobremente representadas mediante las simulaciones por DF.

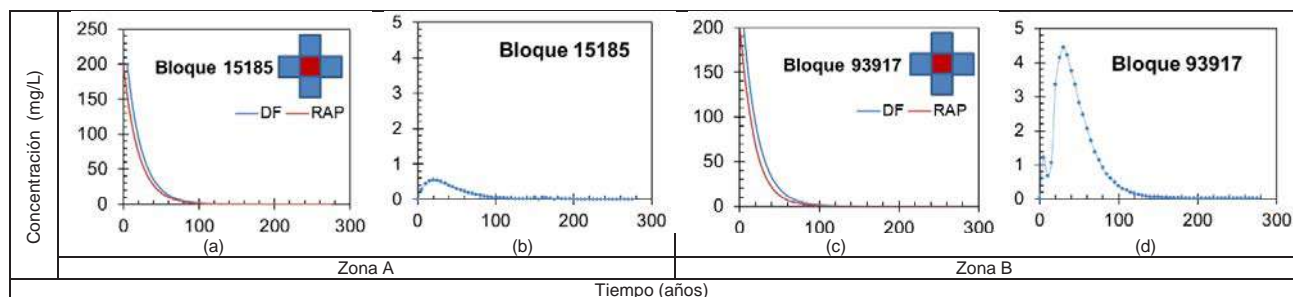


Figura 15. (a) (c) Curvas de llegada simuladas considerando el mecanismo de decaimiento de primer orden del contaminante. (b) (d) errores asociados para las simulaciones por el RAP, con respecto a las obtenidas por las DF

Finalmente, comparando ambas zonas de análisis, se observan concentraciones más bajas en la simulación en la zona B que en la A, lo cual se relaciona con las conductividades hidráulicas observadas en la Zona B, donde los bloques localizados hacia el Norte del bloque de descarga presentan conductividades bajas en comparación con los localizados hacia el Oeste. Debe recordarse que existen diferencias de conductividad de dos órdenes de magnitud entre las dos zonas, lo cual hace que en la Zona A el comportamiento del contaminante no se encuentre influenciado por zonas preferenciales creadas por las diferencias de conductividades hidráulicas, sino que obedece a las direcciones de las líneas de flujo establecidas por la modelación de flujo de agua subterránea, definidas como Noreste-Sureste. La Figura 15 representa el comportamiento del contaminante en el bloque de descarga tanto para la Zona A como para la Zona B, pero considerando el mecanismo de decaimiento de primer orden del contaminante. Se observa que ambos esquemas de simulación presentan un decaimiento del contaminante de forma similar, siendo la diferencia entre las concentraciones simuladas de alrededor de 0.5 mg/L.

5. CONCLUSIONES

Se ha implementado y validado un código tridimensional para resolver la EDP de transporte de contaminantes en medio subterráneo, el cual permite hacer una mayor discretización del dominio de estudio, favoreciendo el análisis a una escala de modelación pequeña y permitiendo el acercamiento a una solución más real de las direcciones preferenciales de un contaminante vertido en el suelo, para así dar respuestas a problemas asociados a las aguas subterráneas, ya sea evaluación de consecuencias debido a la extracción de agua y/o a la descarga de un vertimiento en el suelo (predicción), o definir posibles trayectorias del flujo y del contaminante, así como la estimación del tiempo requerido por el contaminante para salir del acuífero a ser auto-depurado.

La eficacia computacional del método implementado ha quedado demostrada mediante su aplicación en los siguientes casos: (i) en un ejemplo de validación en medio homogéneo, y (ii) en un ejercicio de

análisis en un medio heterogéneo y anisótropo. Así como también se comprobó que la influencia de la heterogeneidad del medio a escala local influye de manera significativa en la dirección de la pluma del contaminante, y por ende, sea ha confirmado que la herramienta tiene un alto potencial en la gestión del recurso hídrico ya que permite evaluar posibles consecuencias de un vertimiento en el suelo, definir la trayectoria de dicho contaminante y estimar el tiempo requerido para que el contaminante salga del acuífero o sea auto-depurado por sí mismo.

Algunas curvas de llegada en los bloques analizados evidencian fluctuaciones en las concentraciones simuladas por el RAP; consecuencia directa del marco conceptual aleatorio de dicha metodología. Ello ocasiona que, en un tiempo dado de la simulación, la partícula atraviese hacia un bloque aledaño y en el siguiente paso de simulación podría regresar nuevamente a la posición en donde se encontraba. Estas oscilaciones se podrían corregir realizando simulaciones de Montecarlo sobre el medio heterogéneo considerado y analizando las tendencias medias de las concentraciones. Fuera de lo anterior, se ha comprobado lo inadecuado de usar las DF para la simulación del transporte puesto que, incluso para el caso más sencillo de medio homogéneo, han mostrado ser inestables numéricamente y arrojar concentraciones artificiales en regiones no afectadas por los procesos de transporte. Esto es consistente con reportes de investigadores previos (LaBolle *et al.*, 1996; LaBolle *et al.*, 2000; Salamon *et al.*, 2006a).

Para terminar, este trabajo presenta una primera aproximación para el desarrollo de un código eficiente de simulación del transporte, donde pueden incluirse en el futuro procesos como decaimientos de orden superior y/o mecanismos de sorción, entre otros.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Aggelopoulos, C. a., & Tsakiroglou, C. D. (2012). Effects of micro-heterogeneity and hydrodynamic dispersion on the dissolution rate of carbon dioxide in water-saturated porous media. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 10, 341–350. <http://doi.org/10.1016/j.ijggc.2012.06.012>

- Anderson, M., & Woessner, W. (1992). *Applied Groundwater modeling*. San Diego, California.
- Bechtold, M., Vanderborght, J., Ippisch, O., & Vereecken, H. (2011). Efficient random walk particle tracking algorithm for advective-dispersive transport in media with discontinuous Dispersion coefficients and water contents. *Water Resources Research*, 47, 1–20. <http://doi.org/10.1029/2010WR010267>
- Blessent, D., Therrien, R., & Lemieux, J. M. (2011). Inverse modeling of hydraulic tests in fractured crystalline rock based on a transition probability geostatistical approach. *Water Resources Research*, (12), 1–19. <http://doi.org/10.1029/2011WR011037>
- Boso, F., Bellin, A., & Dumbser, M. (2013). Numerical simulations of solute transport in highly heterogeneous formations: A comparison of alternative numerical schemes. *Advances in Water Resources*, 52, 178–189. <http://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.08.006>
- Carle, S. (1999). T-PROGS: Transition probability geostatistical software. *University of California, Davis, CA*. Retrieved from <http://gmsdocs.aquaveo.com/t-progs.pdf>
- Carle, S. (2000). Use of a Transition Probability/Markov Approach to Improve Geostatistical Simulation of Facies Architecture. *American Association of Petroleum Geologists (AAPG) Hedberg Symposium: Applied Reservoir Characterization Using Geostatistics*. Retrieved from ftp://geologyftp.gg.uwo.edu/YeZhang/Geosta_Readings/Environmental/TransitionProbability.pdf
- Carle, S. F. (1997). Integration of Geologic Interpretation into Geostatistical Simulation.
- Carle, S. F., & Fogg, G. E. (1996). Transition probability-based indicator geostatistics. *Mathematical Geology*, 28, 453–476. <http://doi.org/10.1007/BF02083656>
- Carle, S. F., Labolle, E. M., Weissmann, G. S., Brocklin, D. Van, & Fogg, G. E. (1998). Conditional Simulation of Hydrofacies Architecture. *Hydrogeologic Models of Sedimentary Aquifers*, 147–170. <http://doi.org/10.2110/sepmcheg.01.147>
- Carle, S., & Fogg, G. (1997). Modeling Spatial Variability with One and Multidimensional Continuous-Lag Markov Chains. *Mathematical Geology*, 29, 891–918. <http://doi.org/10.1023/a:1022303706942>
- Carrera, J. (1993). An overview of uncertainties in modelling groundwater solute transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 13, 23–48. [http://doi.org/10.1016/0169-7722\(93\)90049-X](http://doi.org/10.1016/0169-7722(93)90049-X)
- Cherblanc, F., Ahmadi, A., & Quintard, M. (2007). Two-domain description of solute transport in heterogeneous porous media: Comparison between theoretical predictions and numerical experiments. *Advances in Water Resources*, 3, 1127–1143. <http://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.10.004>
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology (4th ed.)*. Upper Saddle River, N.J: Prentice Hall.
- Golfier, F., Quintard, M., & Wood, B. D. (2011). Comparison of theory and experiment for solute transport in weakly heterogeneous bimodal porous media. *Advances in Water Resources*, 34, 899–914. <http://doi.org/10.1016/j.advwatres.2011.04.019>
- Hsu, K.-C. (2004). Flow and Solute Transport in Strongly Heterogeneous Porous Media. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. <http://doi.org/10.1061/~ASCE!1090-025X~2004!8:3~148!>
- Huang, H., Hassan, A. E., & Hu, B. X. (2003). Monte Carlo study of conservative transport in heterogeneous dual-porosity media. *Journal of Hydrology*, (3–4), 229–241. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00045-3](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00045-3)
- Kinzelbach, W. (1988). The Random Walk Method in pollutant transport simulation, (1), 227–245.
- Kresic, N. (2007). *Hidrogeology and Groundwater modeling (2do ed.)*. CRC Press.
- LaBolle, E. M., Fogg, G. E., & Tompson, a. F. B. (1996). Random-walk simulation of transport in heterogeneous porous media: Local mass-conservation problem and implementation methods. *Water Resources Research*, 32, 583–593. <http://doi.org/10.1029/95WR03528>
- Labolle, E. M., Quastel, J., Fogg, G. E., & Gravner, J. (2000). Differential Equations with Discontinuous Coefficients. *Water Resources Research*, 36, 651–662.
- Li, L., Zhou, H., & Gómez-Hernández, J. (2010). Steady-state saturated groundwater flow modeling with full tensor conductivities using finite differences. *Computers and Geosciences*, 36, 1211–1223. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.04.002>
- Lichtner, P. C. (2002). New form of dispersion tensor for axisymmetric porous media with implementation in particle tracking. *Water Resources Research*, 38(8), 1–16. <http://doi.org/10.1029/2000WR000100>
- Martinez, P., Martinez, P., & Castaño, S. (2006). *Fundamentos de Hidrogeología*. Ediciones Mundi-Prensa.
- McDonald, M. G., & Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States*. United States Government.
- Ospina, S. (2015). *Evaluación de técnicas de acondicionamiento para la solución de la ecuación de flujo subterráneo en medios heterogéneos*. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Colombia.
- Pérez, K. A. (2015). *Solución numérica de la ecuación de flujo subterráneo en tres dimensiones, utilizando*

el tensor anisótropo de conductividades para estado transitorio. Tesis de Grado. Universidad de Antioquia.

Rouhiainen, P., & Pöllänen, J. (2003). Hydraulic crosshole interference test at the Olkiluoto site in Eurajoki, boreholes KR14-KR18 and KR15BKR18B. *Work. Rep. 2003-30*.

Salamon, P., Fernández-García, D., & Gómez-Hernández, J. J. (2006a). A review and numerical assessment of the random walk particle tracking method. *Journal of Contaminant Hydrology*, *87*, 277–305. <http://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.05.005>

Salamon, P., Fernández-García, D., & Gómez-Hernández, J. J. (2006b). Modeling mass transfer processes using random walk particle tracking. *Water Resources Research*, *42*, 1–14. <http://doi.org/10.1029/2006WR004927>

Sánchez, L. (2009). Modelación de efectos anómalos del transporte de masa en tanque de laboratorio: Análisis comparativo de la aplicación de distintas metodologías. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Colombia.

Sun, N.-Z., & Sun, A. (1996). *Mathematical modeling of groundwater pollution*. Zheng1996: Springer Science & Business Media.

Weissmann, G., Carle, S., & Fogg, G. (1999). Three-dimensional hydrofacies modeling based on soil surveys and transition probability. *Water Resources Research*, *35*, 1761–1770. <http://doi.org/10.1029/1999WR900048>

Zhou, H., Li, L., & Gómez-Hernández, J. J. (2010). Three-dimensional hydraulic conductivity upscaling in groundwater modeling. *Computers and Geosciences*, *36*, 1224–1235. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.03.008>

INFLUENCE OF USE AND OCCUPATION OF LAND IN ZOOPLANKTON COMMUNITY OF A LARGE TROPICAL RESERVOIR – SÃO SIMÃO

INFLUENCIA DEL USO Y OCUPACIÓN DE LA TIERRA EN LA COMUNIDAD DE ZOOPLANKTON DEL GRAN EMBALSE TROPICAL SÃO SIMÃO

Brito, Sofia Luiza¹; Miazaki, Angela Silva²; Pinto-Coelho, Ricardo Motta³

Abstract

Catchment basins are important study units for establishment of policies of management and conservation for aquatic ecosystems. Reservoirs are artificial environments directly influenced by physical, chemical and biological processes to which these catchment basins are submitted. These influences determine biological communities in reservoirs. Many studies have established the relationship between zooplankton community as bioindicator of water quality. In this context, the aim of this study was to evaluate the effects of physical and chemical variables of water and the use and occupation of land in zooplankton community of São Simão Reservoir (MG/GO). Samples were collected in two seasons (dry and rainy), in stations located in arms at left margin (Minas Gerais State), right margin (Goiás State) and in main channel - limnetic zone of São Simão Reservoir. Most of physical and chemical parameters did not exceed limits of water quality and Trophic State Index showed values between 39 and 48, classifying São Simão Reservoir as ultraoligotrophic or oligotrophic. Zooplankton community was dominated by Rotifera and Copepoda with higher densities in stations at right margins of reservoir. Calanoida/Cyclopoida ratio classified 18 of 22 sampling stations as oligotrophic in the dry season, however only 7 in the rainy season. The first Principal Component Analysis, considering the physical and chemical parameters, showed no correlation with main zooplankton groups. However, in the second one, considering the use and occupation of land, it was possible to verify the effects of human activities around the reservoir on zooplankton community (74.3% of explanation), where higher densities of microcrustaceans were observed in stations with more fishery structures, macrophyte beds and drowned original vegetation, in addition to extensive areas of agriculture, cattle ranching or human occupation, predominant on the right margin of São Simão Reservoir in Goiás State. Although they may be spurious, these correlations can not be ignored because they reflect, even if indirectly, the eutrophication process which this environment is submitted.

KeyWords: Catchment Basin, Water Quality, Eutrophication, Bioindicators

Resumen

Las cuencas de captación son importantes unidades de estudio para el establecimiento de políticas de manejo y conservación de ecosistemas acuáticos. Los embalses son ambientes artificiales directamente influenciados por procesos físicos, químicos y biológicos a los que se someten estas cuencas hidrográficas. Estas influencias determinan las comunidades biológicas en los embalses. Muchos estudios han establecido la relación entre la comunidad del zooplancton como bioindicadora de la calidad del agua. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de las variables físicas y químicas del agua y el uso y ocupación de la tierra en la comunidad de zooplancton del embalse de São Simão (MG/GO). Las muestras fueron recogidas en dos períodos (sequía y lluvia), en estaciones en los brazos del margen izquierdo (Estado de Minas Gerais) y margen derecho (Estado de Goiás) y en el canal principal - región limnética del embalse de São Simão. La mayoría de los parámetros físicos y químicos no superaron los límites de calidad del agua y el Índice de Estado Trófico presentó valores entre 39 y 48, clasificando el embalse de São Simão como ultraoligotrófico u oligotrófico. La comunidad del zooplancton caracterizase por la dominancia de Rotifera y Copepoda con densidades más altas en las estaciones a los márgenes derechos del embalse. La razón Calanoida/Cyclopoida clasificó 18 de 22 estaciones de muestreo como oligotróficas en la estación de sequía, pero sólo 7 en la época de lluvias. El primer Análisis de Componentes Principales, considerando los parámetros físicos y químicos, no presentó correlación con los principales grupos de zooplancton. Sin embargo, en el segundo, considerando el uso y ocupación de la tierra, se pudo verificar los efectos de las actividades humanas alrededor del embalse en la comunidad de zooplancton (74,3% de la explicación), donde se observaron densidades más altas de microcrustáceos en estaciones con más embarcaderos, bancos de macrófitas y la vegetación original ahogada, además de extensas áreas de cultivos, ganadería u ocupación humana, predominando en el margen derecho del embalse de São Simão, en el Estado de Goiás. Aunque pueden ser espurias, estas correlaciones no pueden ser ignoradas porque reflejan, aunque sea indirectamente, el proceso de eutrofización que este embalse se somete.

Palabras clave: Cuenca de captación, Calidad del agua, Eutrofización, Bioindicadores

¹ Fundação UNESCO-HIDROEX, Brasil. sofialuizabrito@gmail.com

² Especialização em Agroecologia do Cerrado, UEMG Campus Frutal, Brasil

³ RMPC Consultores em Recursos Hídricos, Brasil

1. INTRODUCTION

The importance of considering the catchment basins as study units for establishment of management and conservation policies to aquatic ecosystems has been emphasized by several authors (Barbosa, 1994; Wishart, 2000; Tundisi, 2006). These environments are recipients of substances resulting from physical, chemical and biological processes, as the result of the interactions that occurs in the basin. On this assumption, considering the influence of human activities and the characteristics of geo-environmental unit, which determine the dynamics between input and output of matter and energy; the analysis of the catchment basin as integrative landscape unit may reveal the *status quo* of the river system, allowing to identify and assess the environmental impacts, managing preventive and mitigation actions (Sacramento & Rego, 2006).

Reservoirs consist in artificial ecosystems characterized by a complex interactive network between organisms (species, populations, communities), their physical and chemical environment and many human activities that occur both on its margins and its various watersheds. This network is dynamic and results from a constant process of response to climatic forcing functions and effects produced by the outflow management (Henry, 1999). Eutrophication is a increasing problem in Brazilian reservoirs since urbanization and industrialization (point sources) and the intense use of land in agropastoral activities (diffuse sources) have compromised the quality of waters. In the long term, it leads to the loss of biological diversity, reduced life of reservoirs and fish stocks (Straškraba Tundisi, 2000).

The physical and chemical characterization of water bodies allows not only to know the environment itself, as well as to characterize its trophic state, to understand the composition and spatial distribution of organisms, and contribute to decision making regarding the management of water resources (Esteves, 2011). Variables such as temperature, pH and dissolved oxygen, determine the physical and chemical structure of the environment (such as thermal stratification, ion balance and nutrient availability at the water-sediment interface) as well as influence metabolic, growth, reproduction and survival rates of organisms. The availability of organic matter, cations and anions (measured by electrical conductivity) and nutrients (especially nitrogen and phosphorus in their various forms) determine the levels of environmental productivity and consequently their trophic state. However, several researchers believe that only physical and chemical parameters are not sufficient to evaluate effectively the environmental quality, since they often represent ephemeral conditions of ecosystem (Karr et al., 1986, Metcalfe, 1989, Callisto et al. 2005). For this reason, the use of organisms, which spend all or part of their lives in aquatic environments, is recommended because

they are submitted to the conditions and impacts that ecosystems are subjected.

The zooplankton community shows temporal and spatial heterogeneity due to environmental conditions and food availability (Kozłowsky-Suzuki & Bozelli, 2002; Bozelli & Huszar, 2003). Although zooplankton not depend directly of nutrients for their survival, the trophic state may influence richness, structure, body size and productivity of this community (Sladeczek, 1958, McCauley & Kalf, 1981, Lathrop & Carpenter, 1992; Pinto-Coelho et al., 2005). Furthermore, in transitional zone of reservoirs (lotic-lentic transition), zooplankton can respond more strongly to physical factors than the variation of the phytoplankton (Mieczan et al., 2013). According to several authors (Gannon & Stemberger 1978; Ferdous & Mukhtadir 2009), if an aquatic environment does not exhibit clear oligotrophic or eutrophic conditions, zooplankton may be considered an indicator of its intermediate trophic characteristics. Therefore, patterns as observed by Matsumura-Tundisi et al. (2006), in the cascade system of the middle and lower Tietê River (state of São Paulo), wherein rotifers dominated over copepods in eutrophic reservoirs and the inverse occurred on those oligo-mesotrophic, have been used to improve knowledge of this community.

Aiming to increasing fish production, the project Sustainable Planning of Aquaculture in São Simão Reservoir – Minas Gerais/Goiás, of which this study is a part, was proposed to select oligotrophic areas to install cage systems for tilapia farming. Abiotic and biotic variables were measured to estimate the support capacity of these areas, with the objective of minimizing water quality impacts. The knowledge generated regarding the zooplankton will guide the use of these organisms in the future as a food source for fish, as well as serving as possible bioindicators for monitoring water quality, thereby mitigating the impacts of fish production on aquatic communities.

In this context, the aim of this study was to evaluate the effects of physical and chemical variables of water, and use and occupation of land in zooplankton community of São Simão Reservoir (MG/GO). Therefore, three hypotheses have been proposed: (a) the zooplankton in São Simão Reservoir shows wide temporal and spatial variations; (b) the zooplankton in São Simão Reservoir is affected by physical and chemical conditions of water, particularly by variables related to eutrophication (water transparency, concentrations of chlorophyll-*a*, phosphorus and nitrogen); (c) the zooplankton in the São Simão Reservoir presents quantitative relationships with different patterns of land uses around the reservoir.

2. METHODOLOGY

2.1 Study Area

São Simão Reservoir (Table 1) (19°01'05"S, 50°29'57"W) is located at Paranaíba River, its catchment basin covers 71 municipalities in

Goiás State (81,659 km²) – South region, and 14 municipalities in Minas Gerais State (31,408 km²) - Mesoregions of Triângulo Mineiro and Alto Paranaíba (Pinto-Coelho & Castellanos-Solá, 2003). It was completed in 1978, being the penultimate of the cascade system. Its largest tributaries are Meia Ponte River - which drains the region of Goiânia City, Prata and Tijuco Rivers - which drain adjacent areas of main cities of Triângulo Mineiro, as Uberaba, Uberlândia and Ituiutaba (Fonseca, 2010). According to Köppen, the weather in region is predominantly Aw: which A indicates the group Tropical; w indicates rainy summer, predominant in tropical savannah regions with dry winter; and i indicates isothermal, with no well defined seasonal variations of temperature throughout the year. Lower altitudes are found through main channel of Paranaíba River and its tributaries (240 m). Higher steepness are concentrated in the Eastern portion of the basin, where dominate the modeled dissection of tabular type with very poor deepening density of drainage (CPRM, 2016). Lower steepness lands are along the stretches of Verde, Turvo and Bois Rivers.

Soils of the catchment basin are basically formed by dark Rhodic Ferralsols in undulated relief, and other

soils of flat relief class, for example the red-yellow Podzolic, purple Ferralsols and Cambisols, overall being very weathered and deep (Collischonn et al., 2006). Because of the natural low fertility, these soils were considered problematic for agriculture, however, with the technologic and agricultural advances this scenario was reversed. Currently, these soils areas are highly demanded, especially in the Cerrado's region where the predominant texture is relatively uniform in entire profile, ranging from medium to very clayey (Lepsch, 2010).

According to IBGE (2014) main economic activities in municipalities around the reservoir are predominantly cattle ranching and agriculture: 24.8% of cattle and 18.1% of agriculture in Minas Gerais State are in Mesoregions of Triângulo Mineiro and Alto Paranaíba (semi-permanent and annual crops, especially the sugarcane and soybean). And 35.9% of all cattle and 24.2% of agriculture of Goiás State (in semi-permanent and annual crops as soy, corn and sugarcane) are concentrated in South region.

Sampling stations were located at arms in left margin (M1 to M7) and right margin (G1 to G7); and main channel - limnetic zone (L1 to L8) of São Simão Reservoir (Figure 1).

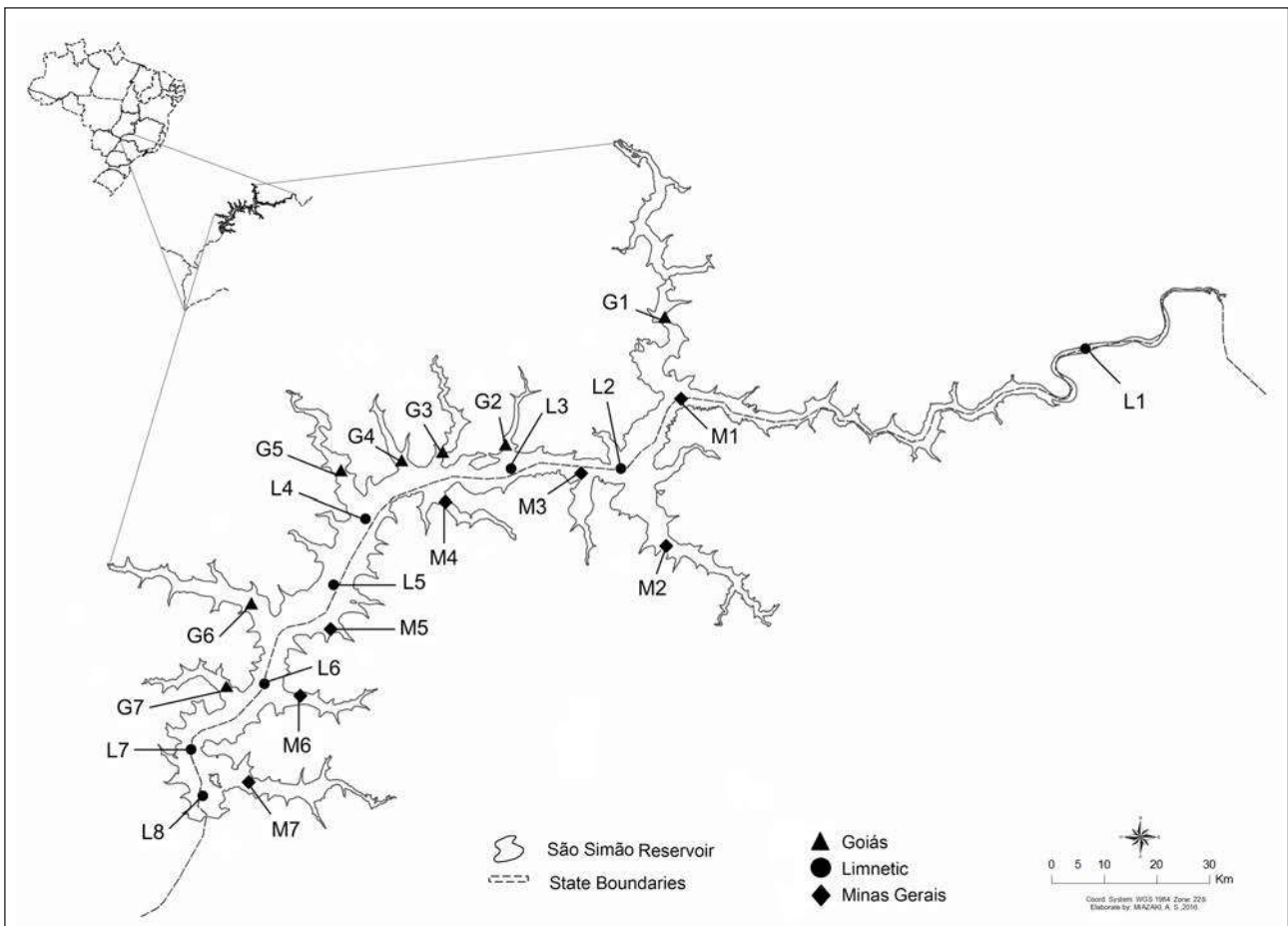


Figure 1. Sampling stations at São Simão Reservoir (MG/GO). M1 to M7 = stations at left margin, G1 to G7 = stations at right margin, L1 to L8 = stations at main channel/limnetic zone

2.2 Data Collection

Considering that São Simão Reservoir is located in a tropical area with well defined seasons, samples were collected in August 2011 and May 2012 (end of dry and rainy seasons, respectively). These periods were considered most representative of variations in temperature and precipitation for this region. On left and right margins, all samples were taken in limnetic zone of each arm, aiming to deep areas, as well as in main channel of reservoir.

In all stations were measured temperature, dissolved oxygen, pH, electrical conductivity and turbidity with Hidrolab DS5 multiprobe. Water transparency was measured with a Secchi disc. Water samples were collected in order to determine: chlorophyll-a (Lorenzen, 1967), nitrate, ammonium and total nitrogen (Koroleff, 1976; CONCO Labs., 2012 – modified Kjeldahl method), total phosphorus (Mackereth *et al.*, 1978), inorganic and organic dissolved solids (APHA, 1998). To evaluate water quality, Carlson's modified Trophic State Index (TSI), was calculated according to Lamparelli (2004).

For zooplankton samples, vertical hauls of 10 meters were made with a plankton net (68 µm mesh size), because of the presence of drowned original vegetation ("paliteiros") at the sampling sites, especially in the arms. Organisms were preserved with 4% buffered formalin. Subsamples of 1.0 mL were counted in a Sedgewick–Rafter chamber at optical microscope. The data are presented as organisms per cubic meter. The Calanoida/Cyclopoida ratio (Tundisi *et al.*, 1988) was estimated in order to relate the zooplankton structure and trophic state of reservoirs, which values above 1 indicate oligotrophic environments and below 1, meso-eutrophic ones.

To characterize the use and occupation of land it was determined a 2 km buffer, considering as reference the limit of surface water of reservoir (according to Pinto-Coelho *et al.*, 2013). Within this buffer area were recorded and georeferenced all activities through direct observation of sampling staff: water supply, ferry crossings, areas of agriculture, cattle ranching, riparian vegetation, soil exposed (erosion), human occupation (urban areas or condominiums), recreation and touristic resorts. In addition, during the samplings in the reservoir, they also recorded all the characteristics of the sampling stations: the presence of macrophyte beds, "paliteiros", fish farming cages, fishery structures (e.g. piers). The characterization of the surroundings of the reservoir was also complemented by a search in databases, satellite images and public records (Landsat, Embrapa, Soma-Brazil, IBGE, CPRM, DNPM, Google Earth) for data such as steepness, irrigation pivots, concession areas of mines, conservation units.

2.3 Data Analysis

Differences in physical, chemical and zooplankton data between stations (Minas Gerais, Goiás and Limnetic) and periods (dry and rainy seasons) were tested

with two-way analysis of variance – ANOVA. The first column of ANOVA determines the spatial variation and the labels were: 1 – Minas Gerais stations; 2 – Goiás stations and 3 – Limnetic stations. The second column determines temporal variation and the labels were: 1 – dry season and 2 – rainy season. The ANOVA was followed by a Tukey's *post hoc* comparison test, to determine differences between spatial and temporal variations. To evaluate the influence of water quality in zooplankton community, Principal Components Analysis (PCA) were performed with limnological variables and use and occupation of land. After preliminary analysis by correlation matrix, variables with low range variation or informative redundancy in the data were not employed in the PCA. All analyses were performed using Statistica software version 13.0 (StatSoft, 2016).

Table 1. Morphometric and hydrographic characteristics of São Simão Reservoir (MG/GO)

Characteristics	Values
Flooded area	722.2 km ²
Drainage area	113,067 km ²
Maximum depth	127 m
Volume	5.54 x 10 ⁹ m ³
Maximum outflow	24,000 m ³ .s ⁻¹
Altitude	404 m
Installed capacity	1,710 MW

Source: CEMIG, 2016; Pinto-Coelho & Castellanos-Solá, 2003.

3. RESULTS

3.1 Limnological Variables

Mean values and standard deviation of physical and chemical variables are provided in Table 2. Only seasonal variation was observed for dissolved oxygen ($F = 649.3$, $p < 0.0001$), organic dissolved solids ($F = 74.6$, $p < 0.0001$) and total phosphorus ($F = 13.3$, $p = 0.001$) with higher values in dry season. In rainy season, variables with higher values were: water temperature ($F = 189.8$, $p < 0.0001$), electrical conductivity ($F = 164.8$, $p < 0.0001$), turbidity ($F = 20.9$, $p = 0.0002$), inorganic dissolved solids ($F = 70.3$; $p < 0.0001$), ammonium ($F = 178.8$, $p < 0.0001$) and chlorophyll-a ($F = 26.6$, $p < 0.0001$).

Spatial and temporal variation was observed for water transparency ($F = 26.4$, $p < 0.0001$) and nitrate ($F = 11.9$, $p = 0.002$) with higher values in the dry season and Limnetic zone. Total nitrogen showed higher values during the rainy season and stations located at right margins - Goiás State ($F = 15.3$, $p = 0.0001$). Values of pH were slightly alkaline, ranging between 7.24 and 7.85 with no significant differences between seasons or stations ($F = 2.02$, $p = 0.16$). Mean TSI (based in Secchi disk depths and concentrations of chlorophyll-a and total phosphorus) calculated for all sampling stations, showed values between 39 and 48, classifying São Simão Reservoir between ultraoligotrophic and oligotrophic.

Table 2. Mean values \pm standard deviation of physical and chemical variables measured to São Simão Reservoir (MG/GO). MG – stations at left margin (M1 to M7), GO – stations at right margin (G1 to G7), LI – stations at main channel/limnetic zone (L1 to L8)

Season	Dry – August/2011			Rainy – May/2012		
	MG	GO	LI	MG	GO	LI
Secchi disc (m)	4.10 \pm 1.10	3.80 \pm 1.24	5.74 \pm 1.01	3.26 \pm 0.55	3.05 \pm 0.49	3.38 \pm 0.44
Temperature (°C)	24.63 \pm 0.29	24.80 \pm 0.30	24.84 \pm 1.17	26.82 \pm 0.44	26.77 \pm 0.20	26.70 \pm 0.35
Dissolved Oxygen (mg.L ⁻¹)	7.78 \pm 0.16	7.82 \pm 0.25	7.84 \pm 0.34	6.21 \pm 0.21	6.33 \pm 0.21	6.24 \pm 0.23
Electrical Conductivity (μ S.cm ⁻¹)	43.84 \pm 3.34	42.26 \pm 2.15	42.66 \pm 3.24	50.84 \pm 2.76	52.47 \pm 3.82	50.20 \pm 2.24
Turbidez (NTU)	0.02 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	1.40 \pm 1.23	1.51 \pm 1.87	1.50 \pm 1.40
Inorganic Dissolved Solids (mg.L ⁻¹)	0.21 \pm 0.15	0.20 \pm 0.18	0.30 \pm 0.46	1.06 \pm 0.32	1.23 \pm 0.34	1.05 \pm 0.20
Organic Dissolved Solids (mg.L ⁻¹)	0.51 \pm 0.16	0.59 \pm 0.15	0.64 \pm 0.18	*	0.06 \pm 0.17	0.13 \pm 0.27
Nitrate (μ g.L ⁻¹)	48.34 \pm 53.49	6.84 \pm 12.00	100.18 \pm 43.58	13.89 \pm 1.80	13.45 \pm 1.43	13.73 \pm 2.81
Ammonium (μ g.L ⁻¹)	*	*	*	26.31 \pm 10.30	34.04 \pm 2.02	19.88 \pm 7.01
Total Nitrogen (μ g.L ⁻¹)	408.00 \pm 127.1	728.00 \pm 199.3	360.50 \pm 60.7	592.67 \pm 145.2	684.73 \pm 97.6	630.06 \pm 205.1
Total Phosphorus (μ g.L ⁻¹)	106.43 \pm 135.14	57.86 \pm 9.01	93.38 \pm 45.19	25.14 \pm 18.24	19.43 \pm 5.83	28.63 \pm 8.96
Chlorophyll-a (μ g.L ⁻¹)	0.08 \pm 0.10	0.04 \pm 0.05	0.06 \pm 0.09	0.20 \pm 0.10	0.24 \pm 0.13	0.17 \pm 0.12

* under detection limits of method

3.2 Zooplankton Community

Table 3. Species list identified in São Simão reservoir (MG/GO) during sampling periods of August 2011 and May 2012

Cyclopoida	Rotifera
<i>Thermocyclops minutus</i>	<i>Ascomorpha ecaudis</i>
<i>Thermocyclops decipiens</i>	<i>Collotheca cf pelagica</i>
Calanoida	<i>Collotheca</i> sp.
<i>Notodiaptomus henseni</i>	<i>Conochilus coenobasis</i>
<i>Scolodiaptomus corderoi</i>	<i>Conochilus hippocrepis</i>
Cladocera	<i>Conochilus unicornis</i>
<i>Daphnia gessneri</i>	<i>Euchlanis</i> sp.
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	<i>Filinia longiseta</i>
<i>Ceriodaphnia silvestri</i>	<i>Hexarthra intermedia</i>
<i>Moina minuta</i>	<i>Hexarthra mira</i>
<i>Bosmina hagmanni</i>	<i>Keratella americana</i>
<i>Bosminopsis deitersi</i>	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Diaphanosoma birgei</i>	<i>Lecane curvicornis</i>
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	<i>Macrochaetus sericus</i>
Ostracoda	<i>Sinantherina</i> sp.
Diptera - Chaoborus sp.	<i>Sinantherina cf verrucosa</i>
Hydracarina	<i>Synchaeta cf stylata</i>
Turbellaria - Mesostoma sp.	Bdelloidea

For zooplankton community, 32 species were identified belong to Copepoda (4 species), Cladocera (8) and Rotifera (18) as showed in Table 3. Other groups were also identified as Ostracoda, and zooplankton predators as: *Chaoborus* sp. (Diptera), *Mesostoma* sp. (Turbellaria, Rhabdocoela) and Hydracarina (Acari).

Spatial and temporal variation of main zooplankton groups to the right and left margins are provided in Figures 2 (dry season) and 3 (rainy season). For limnetic zone, the variation is provided in Figure 4 for both seasons. Rotifera was the most abundant group mainly during dry season (Figure 2) at margins of Goiás (mean density: 21,322 org.m⁻³) and Minas Gerais States (mean density: 20,710 org.m⁻³). This group was mainly represented by *Conochilus hippocrepis*, *Sinantherina cf verrucosa* and *Sinantherina* sp.; being the latter two have presented in colonial forms, with large numbers of individuals. Another abundant group was Copepoda, especially in rainy season (Figure 3) at margins of Goiás State (mean density: 20,750 org.m⁻³). The most abundant species of Copepoda were *Thermocyclops minutus* and *Notodiaptomus henseni*. This seasonal pattern was similar in the limnetic zone, however the predominance of Copepoda in the rainy season was most evident. For Cladocera, in dry season, the predominant species were *Daphnia gessnerii* and *Diaphanosoma spinulosum*. In rainy season, in addition of these two species, *Diaphanosoma birgei* was also abundant. Although ANOVA indicated

significant difference between the zooplankton groups ($F = 23.1$, $p < 0.0001$), Tukey's test showed that this difference was related to Rotifera and Copepoda compared to Cladocera.

No significant difference was observed between dry (mean density: $46,717 \text{ org.m}^{-3}$) and rainy seasons (mean density: $35,639 \text{ org.m}^{-3}$) however the same analysis showed significant difference between the

stations collected at the margins of reservoir (Goiás – mean density: $53,588 \text{ org.m}^{-3}$; Minas Gerais – mean density: $45,595 \text{ org.m}^{-3}$) compared to those collected in the limnetic zone (mean density: $26,455 \text{ org.m}^{-3}$) ($F = 4.29$; $p = 0.0221$). Calanoida/Cyclopoida ratio classified 18 of 22 sampling stations as oligotrophic in the dry season, however only 7 in the rainy season (Figures 2, 3 and 4).

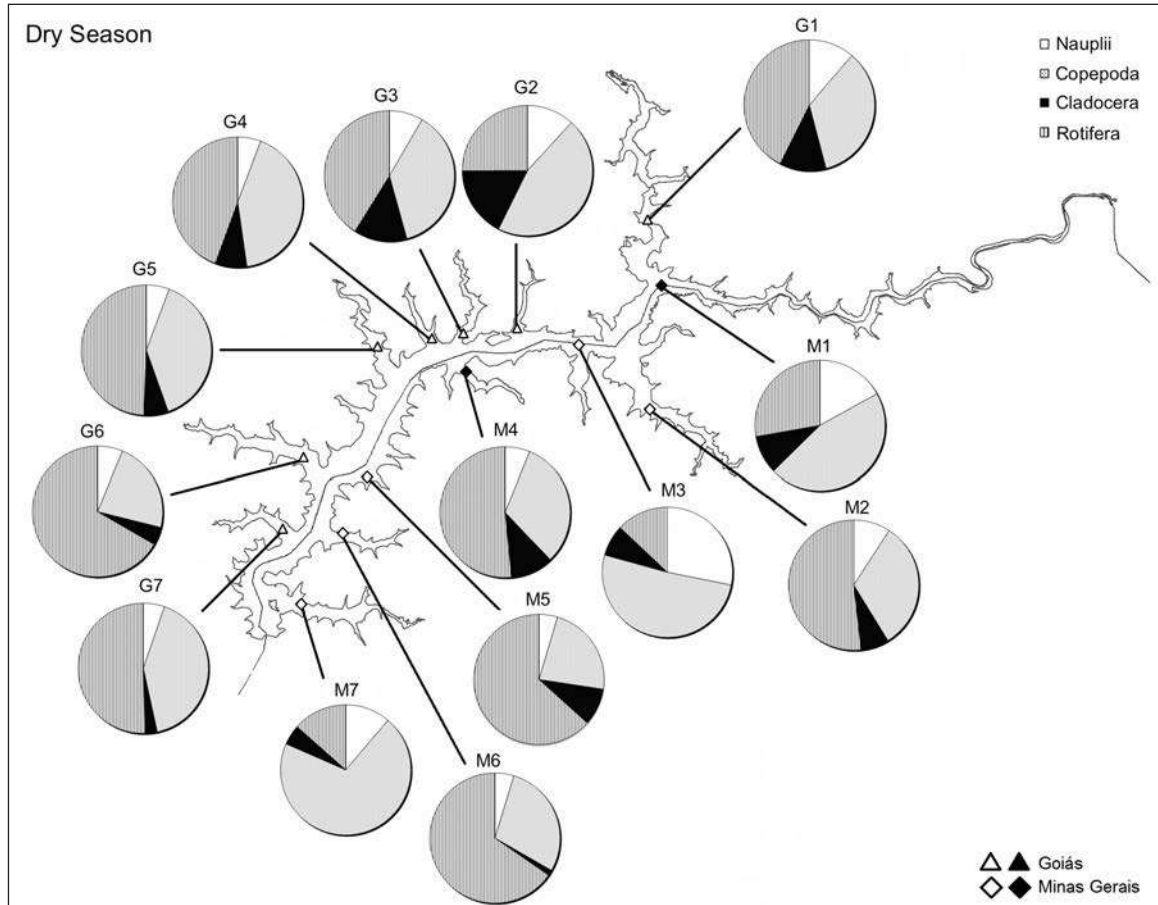


Figure 2. Relative abundance (%) of nauplii and main zooplankton groups in left (M1 to M7) and right (G1 to G7) margins of São Simão Reservoir in dry period (August 2011). Open icons represent oligotrophic state of stations and closed icons represent meso-eutrophic state according to Calanoida/Cyclopoida ratio

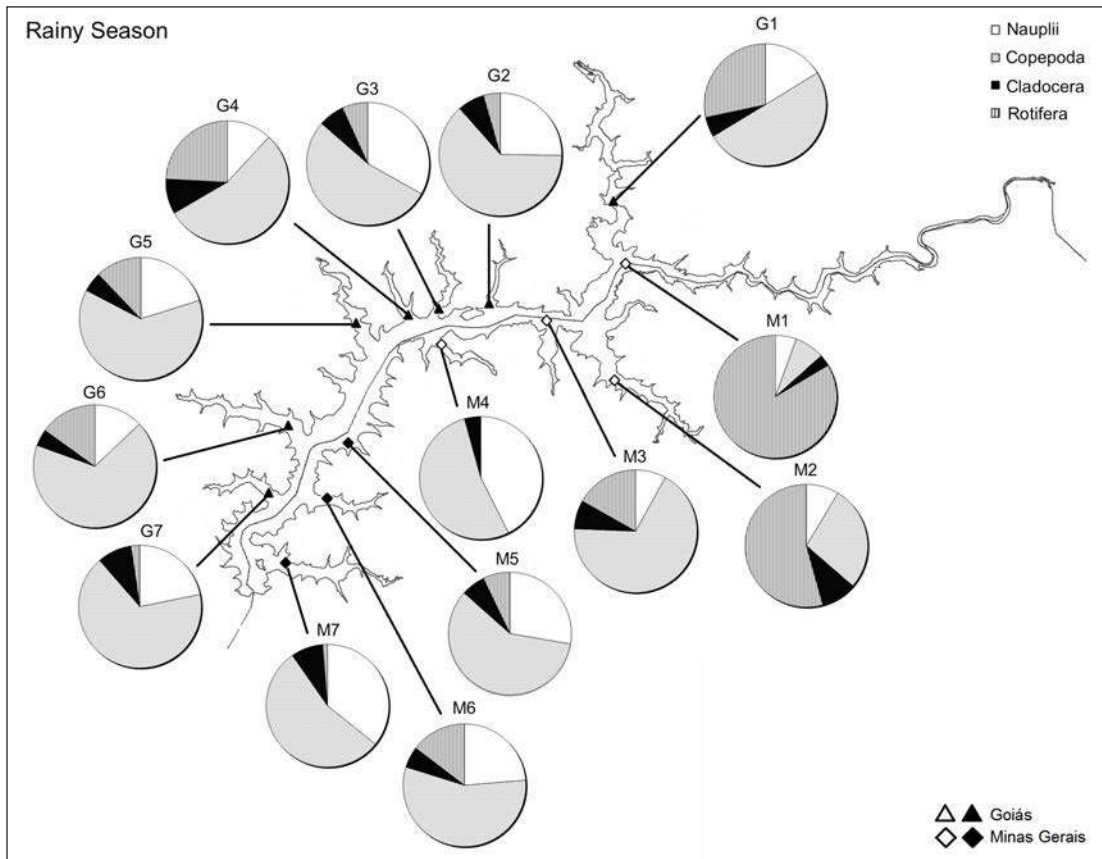


Figure 3. Relative abundance (%) of nauplii and main zooplankton groups in left (M1 to M7) and right (G1 to G7) margins of São Simão Reservoir in rainy period (May 2012). Open icons represent oligotrophic state of stations and closed icons represent meso-eutrophic state according to Calanoida/Cyclopoida ratio

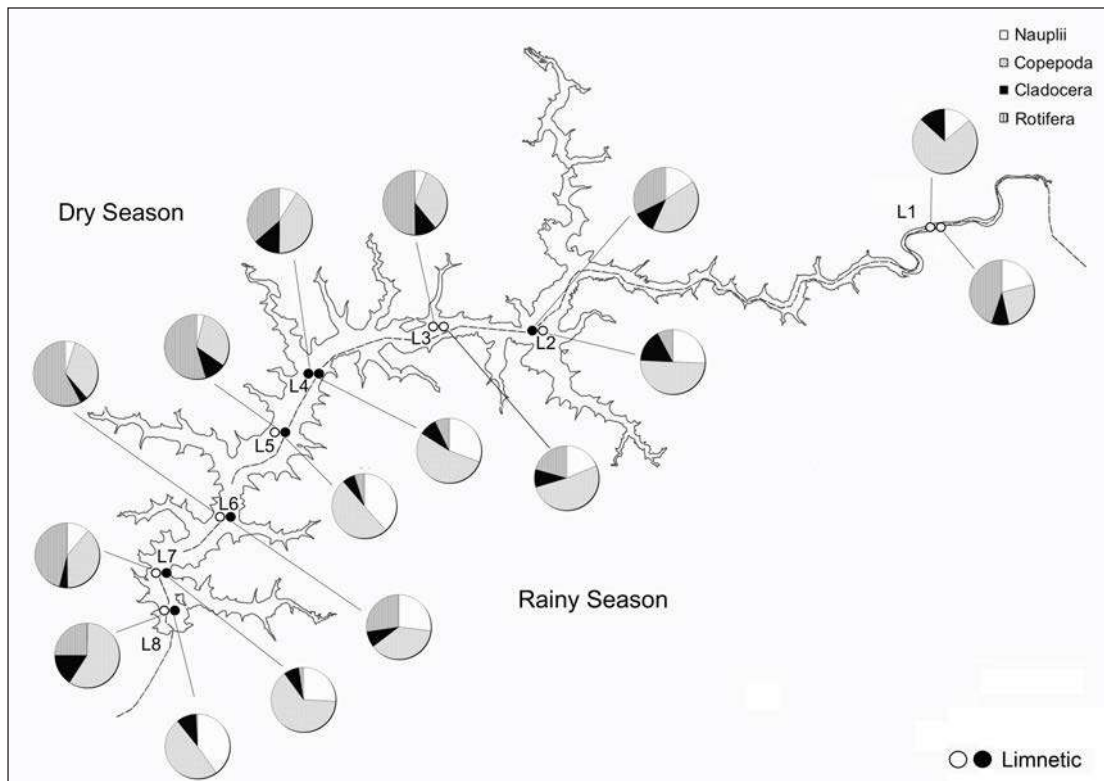


Figure 4. Relative abundance (%) of nauplii and main zooplankton groups in limnetic zone (L1 to L8) of São Simão Reservoir in dry (above) and rainy (below) periods. Icons on left represent trophic state in dry season, icons on right represent rainy season. Open icons represent oligotrophic state of stations and closed icons represent meso-eutrophic state according to Calanoida/Cyclopoida ratio

3.3 Influence of Limnological Variables and Use and Occupation of Land

Data of characterization of use and occupation of land in São Simão Reservoir are showed in Table 4. Analysing the table it is possible to realize that all stations in Goiás State presents higher numbers

of fishery structures, “paliteiros” (drowned original vegetation), areas of agriculture, cattle ranching and human occupation (urban areas or condominiums). As exception, only stations M2 and M7 in Minas Gerais State showed higher numbers of these activities and structures.

Table 4. Use and occupation of land in São Simão Reservoir (MG/GO) determined in a 2 km buffer, considering as reference the limit of surface water (according to Pinto-Coelho et al., 2013)

Stations	Fish Farm Cages	Fishery Structures	Erosion	Macrophyte Beds	Riparian Vegetation	“Paliteiros”	Cattle Ranching	Agriculture	Human Occupation	Irrigation Pivots
G1	1	9	2	9	8	11	11	23	16	3
G2	0	2	1	0	0	3	4	4	3	0
G3	0	2	0	0	0	3	4	3	3	2
G4	0	1	0	0	0	2	2	1	1	0
G5	1	10	1	1	0	4	6	5	10	0
G6	0	0	0	0	3	9	11	7	8	1
G7	1	0	0	0	1	0	2	6	0	0
L1	0	5	3	0	0	0	1	6	4	9
L2	0	0	3	0	0	2	2	2	1	2
L3	0	3	2	0	0	2	4	1	5	0
L4	0	0	0	0	0	0	3	1	1	0
L5	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
L6	0	0	4	0	0	0	0	1	1	0
L7	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0
L8	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
M1	0	0	2	1	1	0	1	3	0	0
M2	0	6	3	1	0	1	11	6	12	0
M3	0	2	1	0	0	0	4	0	3	0
M4	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
M5	0	1	1	0	0	1	4	1	1	0
M6	0	0	0	0	1	1	3	0	3	0
M7	0	5	1	1	0	9	10	2	9	2

PCA considering the physical and chemical parameters (Figure 5, Table 5), despite a considerable percentage of explanation of data (63.5% combined the first two factors) showed no correlation with main zooplankton groups (Copepoda, Cladocera and Rotifera). In Figure 5, it is possible see two distinct groups in factor 1: the first is observed in samples of dry season with more transparent waters (Secchi disk), higher concentrations of dissolved oxygen and organic dissolved solids. In the second group are samples of rainy season with higher values of water temperature, electrical conductivity and concentrations of ammonium. A third group is formed by the rotifers and microcrustaceans that

significantly correlated with the factor 2, however with no limnological variable. For this reason, a second PCA was performed considering the use and occupation of land and zooplankton (Figure 6, Table 6). In this second analysis (74.3% of explanation) it was possible to verify the effects of human activities around the reservoir on this community. Higher densities of microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) were observed in stations with more fishery structures, macrophyte beds and “paliteiros”, in addition to extensive areas of agriculture, cattle ranching or human occupation, predominant on the right margin of São Simão Reservoir, in Goiás State.

Table 5. Factor loadings of Principal Component Analysis for physical and chemical parameters and zooplankton main groups of São Simão Reservoir (MG/GO). Values in bold represent significant correlations with factors ($p < 0.05$)

	Factor 1	Factor 2
Copepoda	-0.049	-0.888
Cladocera	0.137	-0.899
Rotifera	0.316	-0.788
Organic dissolved solids	0.804	-0.242
Chlorophyll-a	-0.681	-0.126
Total phosphorous	0.622	-0.159
Ammonium	-0.917	-0.012
Nitrate	0.560	0.464
Total nitrogen	-0.496	-0.220
Secchi	0.706	0.169
Turbidity	-0.599	-0.206
Temperature	-0.884	0.047
Electrical conductivity	-0.843	-0.116
Dissolved Oxygen	0.914	-0.156

Table 6. Factor loadings of Principal Component Analysis for use and occupation of land and zooplankton main groups of São Simão Reservoir (MG/GO). Values in bold represent significant correlations with factors ($p < 0.05$)

	Factor 1	Factor 2
Copepoda	-0.8370	0.2980
Cladocera	-0.7264	0.3960
Rotifera	-0.5044	0.6005
Fishery structures	-0.7287	-0.4252
Macrophyte beds	-0.9000	0.1531
Riparian vegetation	-0.6862	0.2877
“Paliteiros”	-0.8113	-0.2781
Cattle ranching	-0.7722	-0.4363
Agriculture	-0.8920	0.0152
Human occupation	-0.8974	-0.3525

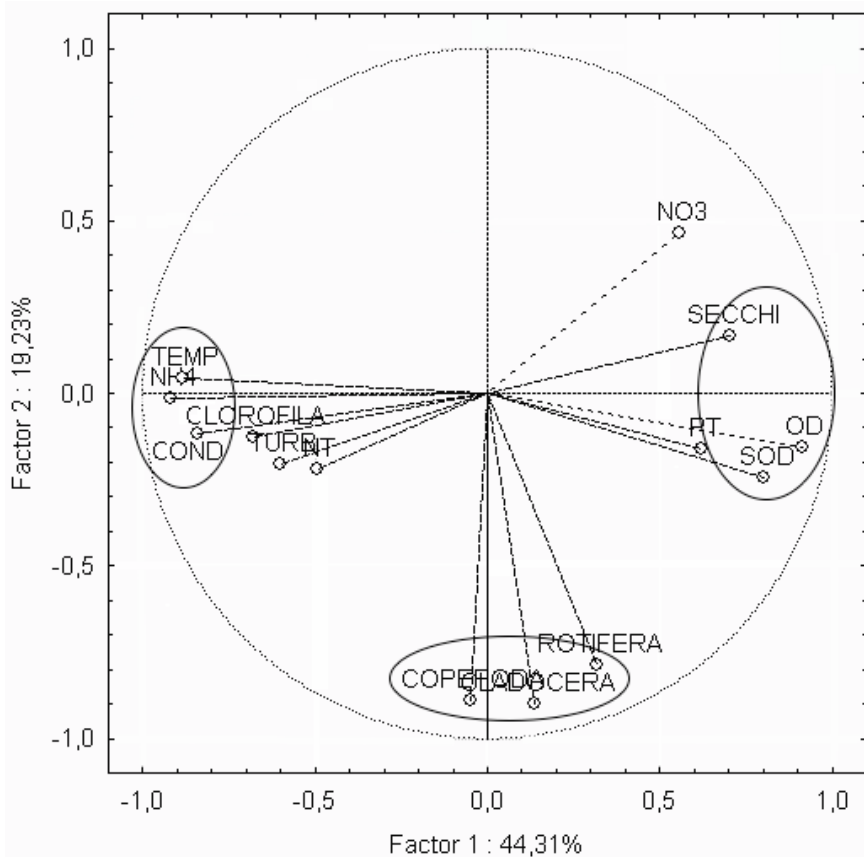


Figure 5. Principal Component Analysis for physical and chemical parameters and zooplankton main groups of São Simão Reservoir (MG/GO). COND = electrical conductivity; OD = dissolved oxygen; SOD = organic dissolved solids, SECCHI = water transparency; TEMP = temperature; TURB = turbidity; NT = total nitrogen; NO3 = nitrate; NH4 = ammonium and PT = total phosphorous

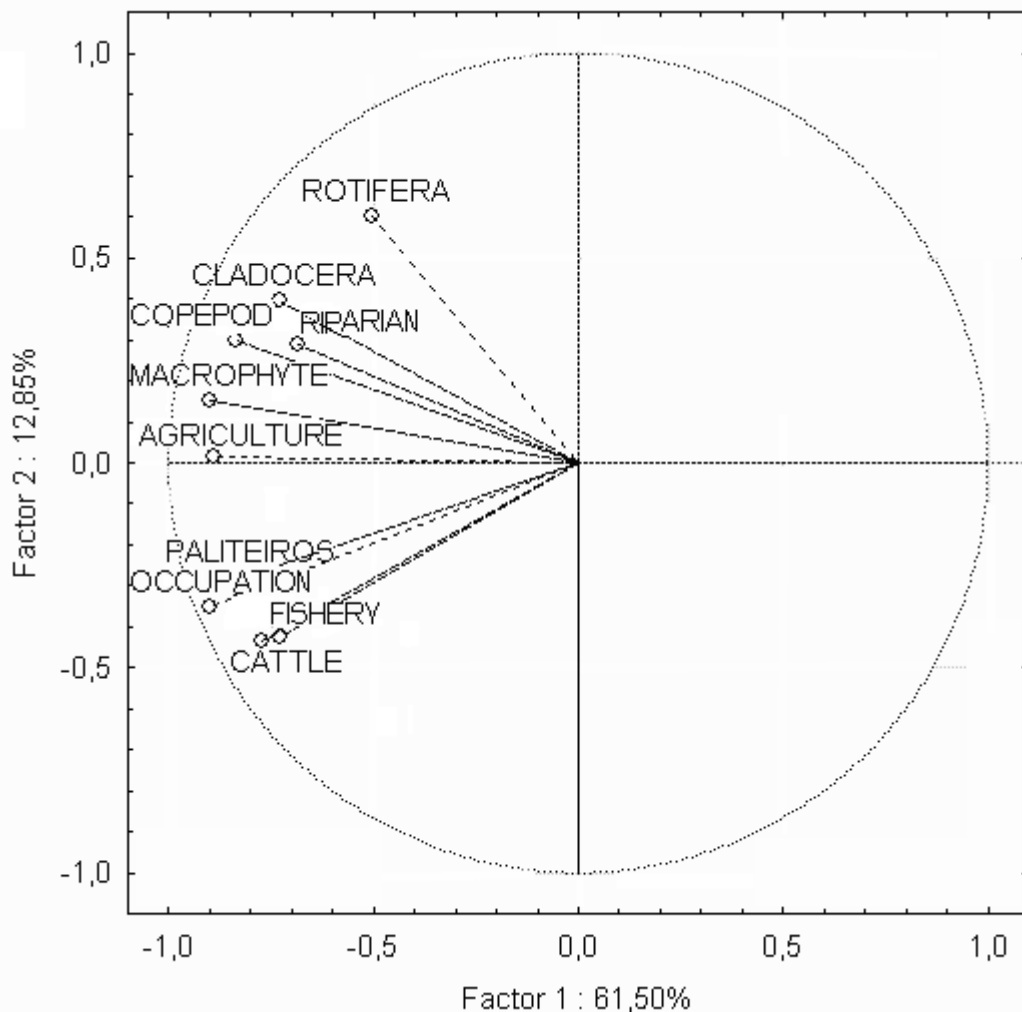


Figure 6. Principal Component Analysis for use and occupation of land and zooplankton main groups of São Simão Reservoir (MG/GO)

4. DISCUSSION

4.1 Limnological Variables

In an earlier study, performed a decade before (samplings between 2002 and 2004), it was observed the same seasonal pattern in limnological variables (Pinto-Coelho et al., 2006). In rainy season, there was a decrease in water transparency and increase of turbidity values and concentrations of chlorophyll-*a* and dissolved solids. In absolute values, current means of electrical conductivity and dissolved oxygen do not differ from those observed in the previous study. Current values of turbidity and concentrations of dissolved solids, ammonium and chlorophyll-*a* are smaller. Conversely, Secchi disk depths and total phosphorus concentrations increased recently, although when calculating mean TSI, higher water transparency and lower chlorophyll-*a* concentrations compensate the increase of this nutrient, and São Simão Reservoir is still considered oligotrophic according to calculation of this index. However, calculated separately, total phosphorus concentrations classify the stations

sampled between mesotrophic and hypereutrophic, especially in the dry season, when they exceed the water quality limits of $50\mu\text{g.L}^{-1}$ (Class II - CONAMA, 2005).

Concentrations of nitrate and total nitrogen, as in previous study, showed irregular distribution between the sampled stations. Since nitrate is the predominant form of nitrogen, evidences long-term polluting sources, through runoff from diffuse sources of adjacent crops to São Simão Reservoir, as the main contribution to the input of this nutrient in the environment (CETESB, 2014). In fact, to characterize the use and occupation of land in surroundings of São Simão Reservoir, Pinto-Coelho et al., (2013) indicate a large number of fishery structures, macrophyte beds, "paliteiros" and areas with cattle ranching, agriculture and human occupation in the stations collected at margins in Goiás State, where the total nitrogen concentrations were higher in the two sampling periods.

Seasonality effects was similar to that observed by Brito *et al.* (2011) in Três Marias Reservoir (São Francisco River, MG) and Furnas Reservoir (Rio

Grande, MG), with higher water transparency and dissolved oxygen concentrations in the dry periods, while temperature and chlorophyll-a, total and organic suspended solids concentrations in the rainy periods. Zanata & Espíndola (2002) also observed higher total phosphorus concentration and water turbidity values in rainy periods in Salto Grande Reservoir (Paranapanema River – SP/PR). Electrical conductivity and solids showed the same variation range to the values observed in others reservoirs of cascade system in Paraná River basin, specially in Tietê River (Sendacz *et al.*, 2006) and Paranapanema River (Feitosa, *et al.*, 2006).

The increase in concentrations of inorganic solids during rainy season reflect the erosion caused by aggressive practices of extensive agriculture in the surroundings of São Simão Reservoir. Soils in this region are characterized by medium and clayey textures (Embrapa Solos, 2006) whose sandstones are mainly responsible for the input of inorganic material through silting in aquatic ecosystems. Clays, due to its high capacity of cation exchange, may transport nutrients, ions and pesticides adsorbed by them (Merten e Minella, 2002). Suppression of riparian vegetation of São Simão Reservoir is also an worsening factor, since its presence can retain up to 80% of nitrogen and phosphorus from runoff of adjacent areas (Davide *et al.*, 2000).

Studies in cascade reservoirs (Tundisi *et al.*, 1988; Matsumura-Tundisi *et al.*, 2006) show an improvement of water quality in reservoirs downstream, with sedimentation of solids and nutrients in reservoirs upstream. However, Espíndola *et al.* (2002) observed increasing toxicity to *Ceriodaphnia dubia* the last reservoirs of the cascade. According to the authors, the activities in the surrounding area of reservoirs and wastewater dumped from surrounding cities can significantly affect the quality of water, even in reservoirs downstream. Despite being the penultimate of a nine reservoirs cascade, São Simão is located between two of the most productive regions of Brazil: Triângulo Mineiro and South of Goiás, heavily exploited by cattle ranching and extensive agriculture. In fact, reservoirs upstream as Nova Ponte, Emborcação, Miranda, Capim Branco I and II are classified by WQI as “good” ($70 \leq IQA \leq 90$) while those downstream as Itumbiara, Cachoeira Dourada and São Simão, during the collections of this project, rated as “medium” ($50 \leq IQA \leq 70$) (IGAM, 2011 and 2012).

4.2 Zooplankton Community

The hypothesis of spatial and temporal variation of zooplankton community was confirmed to São Simão Reservoir. The dominance of Rotifera in reservoirs is usually attributed to the instability of these environments as well as its opportunistic and r-strategist life cycles (Matsumura-Tundisi, 1999) associated to generalist food habits (Pourriot, 1977).

However, different from several authors (Arcifa, 1984; Rocha *et al.*, 1995; Nogueira, 2001; Almeida *et al.*, 2009), in São Simão Reservoir, Rotifera was dominant only in the dry season. According to Velho *et al.* (2005) its dominance in reservoirs should not be considered a general rule, due to the wide variety of reservoirs in Brazil, with different sizes, ages and trophic states.

With respect to Copepoda, to several authors (Gannon & Stemberger, 1978; Pace, 1986; Tundisi *et al.*, 1988, and Rocha *et al.*, 1995) calanoids are associated with more oligotrophic ecosystems (especially low conductivity and neutral pH), while cyclopoids and small cladocerans are associated with more eutrophic lakes and reservoirs. However, species of the genus *Notodiaptomus* (Calanoida) are often associated to eutrophic environments (Rietzler *et al.*, 2002; Sampaio *et al.*, 2002; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003). Among the Cyclopoida, *T. minutus* is considered typical of oligotrophic-mesotrophic environments while its congener *T. decipiens* dominates in more eutrophic environments (Reid, 1989; Landa *et al.*, 2007).

Despite concentrations of organic dissolved solids, nitrate and total phosphorus decreased during the rainy season, probably due to dilution effect; the ratio Calanoida/Cyclopoida indicate a significant loss of water quality in this period with 15 of the 22 sampling stations classified as meso-eutrophic. Furthermore, most of the sampling stations are not locate the main channel, yet in the arms of reservoir, the predominance of Copepoda in rainy season can also be explained by reduced interference of outflow on these species, which need more constant habitats to complete their longer life cycle and are less opportunistic than the Rotifera (Velho *et al.*, 2001; Takahashi *et al.*, 2009).

Although Cyanobacteria are dominant in São Simão Reservoir (Fonseca, 2010; Oliveira, 2010), Chlorophyceae is the second most abundant group, allowing the herbivorous zooplankton, represented by large filter-feeders as Calanoida and Caldocera (daphniids and sidids) still occur in this environment. A similar situation was observed by Brito *et al.* (2011) in Furnas reservoir (Grande River, MG), where the phytoplankton of better nutritional quality and typical from oligotrophic environments favors larger-bodied microcrustaceans.

4.3 Influence of Limnological Variables and Use and Occupation of Land

PCA revealed the effect of surroundings activities on microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) of São Simão Reservoir. Activities such as fish farming cages substantially affect organisms, as observed by Dias *et al.* (2011) in Rosana Reservoir (PR), where rotifers were significantly favored by installation of the structures, while cladocerans and copepods were negatively influenced. There was also a reduction of richness at the beginning, with a tendency to increase

at the end of study period. The input of nutrients caused by agricultural activities in surroundings favors the growth of bacteria and protozoans, an essential food source for filter-feeders as nauplii, rotifers and small cladocerans (Coelho-Botelho, 2003).

Figure 6 also indicates a relatively weak correlation (coefficient below 0.70), between Rotifera and use and occupation of land. Probably, for this group, another factor not measured should be more important in determining its abundance. Climatic and hydrologic factors may be an answer to these relationships. Rodríguez-Tundisi & Matsumura (2000) studied changes in dominant Rotifera species associated with an increase in wind speed in Broa Reservoir (SP). According to the authors, due to turbulence, there was higher availability of food through the resuspension of bottom material, which led to the change in behavior and metabolism of organisms.

Even PCA have shown no relationship between zooplankton community and limnological variables in the São Simão Reservoir, changes in water quality due to human activities in the catchment basin can drastically affect the environment. Thus, the second hypothesis was rejected in part because it is widely known that the physical and chemical variables influence this community, even though the data of this work indicate the opposite. Even in catchment areas with good agricultural potential (flat/ondulated relief and well drained by streams), excessive soil disturbance and insufficient reposition of organic matter favor its physical deterioration, which also cause increased runoff and contamination of surface water with sediment, nutrients, animal waste and pesticides that are adsorbed by clays (Merten and Minella, 2002).

Studies by Vital et al. (1999) in a watershed at São Paulo State, regarding the effect of stump cutting of *Eucalyptus* on runoff, showed significant increases in input sediments as well as values of conductivity, color and turbidity of water. Comparing two headwaters preserved and two under the influence of sugar cane crop, Donadio et al. (2005) found significant differences in temperature, color, turbidity, alkalinity and total nitrogen, being higher values in those with vegetation exploited by agriculture.

Besides agricultural activities, the largest number of fish farmig cages, fishery structures, macrophyte beds and "paliteiros" observed at margin of Goiás, offer a diversified structure for colonization by planktonic organisms, with more favorable conditions as a refuge against predators, higher food availability (periphyton, bacterioplankton, detrits) and lower water flow (Basu et al., 2000).

The results obtained by PCA allowed to accept the third hypothesis in which the zooplankton is influenced by land uses around the reservoir, especially at the margins of Goiás State, where there

is larger number of agricultural areas and fish farming cages. These data emphasize the importance of the catchment basin to understand aquatic ecosystems and the limnologists increasingly need to consider them in researches. Data of use and occupation of soil, hydrology and meteorology are relatively easy to obtain: direct observation and measurement in the field or by searching on free public databases of higher education, research institutes or independent and non-governmental organizations whose are reliable. Many manuscripts are reject for publication or even not submitted because they have not found significant correlations with limnological parameters, however this fact can not be a reason to abandon these data (Cassey & Blackburn, 2003), because other patterns can be found using other data sources. Although they may be spurious, these correlations can not be ignored because they reflect, even if indirectly, the effect of variables scarcely measured among those traditionally analysed by limnologists.

5. CONCLUSIONS

Limnological variables and zooplankton community associated with the use and occupation of land in the surroundings of São Simão Reservoir reflect the eutrophication process which this environment is submitted. Although some parameters or species indicate oligotrophy, several others indicate a meso-eutrophic state in this reservoir. For this reason the integrated analysis of various parameters must be employed for the complete understanding of these ecosystems.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

To the staff of the Laboratory of Environmental Management of Reservoirs (LGAR), who directly or indirectly helped making this study possible. To the project Sustainable Planning of Aquaculture in São Simão Reservoir – Minas Gerais/Goiás (Agreement CTHIDRO/Edital MCT/CNPq/CT-Hidro/MPA 18/2010 - Process number 561275/2010-6) that financed this research and PIBIC/UEMG/FAPEMIG for the undergraduate grants (Process number 06/2010).

7. REFERENCES

- Almeida, V. L. S., E.W. Dantas, M. Melo-Júnior, M. C. Bittencourt-Oliveira, Mc. & A. N. Moura. 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 69(1): 57-65.
- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, WEF, Washington D.C., 1325 p.
- Arcifa, M. S. 1984. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia* 113:137-145.

- Barbosa, F. A. R. 1994. Why a Brazilian program on conservation and management of aquatic ecosystems? *Acta Limnol. Bras.* 5: 13-18.
- Basu, B.K., J. Kalff, & B. Pinel-Alloul. 2000. The Influence of Macrophyte Beds on Plankton Communities and their Export from Fluvial Lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biol.* 45: 373-382.
- Bozelli, R.L. & V. L. M. Huszar, 2003. Comunidades Fito e Zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. *Limnotemas* 3: 1-32.
- Brito, S.L., P.M. Maia-Barbosa & R. M. Pinto-Coelho. 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manage.* 16: 253–264.
- Callisto, M., Gonçalves, J.F. & Moreno, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores, 555-567. *In: Goulart, E.M.A. (ed.) Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais, Manuelzão.* Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Cassey, P. & T. M. Blackburn. 2003. Publication rejection among ecologists. *Trends Ecol. Evol.* 18(8): 375-376.
- CEMIG – Companhia Energética de Minas Gerais. 2016. Usina Hidrelétrica de São Simão. Brasil. 24/11/2016. http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/nossos_negocios/usinas/Paginas/S%C3%A3o-Sim%C3%A3o.aspx?ItemId=51&IdExterno=3&Tipo=usina
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2009. Águas Superficiais - Variáveis de Qualidade de Água. Brasil. 1/12/2016. <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>
- Coelho-Botelho, M. J. 2003. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. IV Simpósio e IV Reunião de Avaliação do Programa Biota/FAPESP, Águas de Lindóia, SP, Brasil, p.1-5.
- Collischonn, W., C. E. M. Tucci, R. T. Clarke, M. C. Delgado, B. C. Silva, B. Collischonn, D.G. Allasia & A. R. Paz. 2007. Modelo hidrológico distribuído para previsão de vazões incrementais na bacia do rio Paranaíba entre Itumbiara e São Simão. *Rev.Bras. Recur. Hídr.* 12: 43–56.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº 357 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasil. 1/12/2016. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- CONCO, Labs. 2012. A Guide to Kjeldahl Nitrogen Determination Methods and Apparatus. Estados Unidos. 24/11/2016. <http://www.expotechusa.com/catalogs/labconco/pdf/KJELDAHLguide.PDF>
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2016. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil – PLGB. Brasil. 24/11/2016. <http://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/Geologia-Basica/Programa-Levantamentos-Geologicos-Basicos-do-Brasil---PLGB-173.html>
- Davide, A. C., R. A. Ferreira, J. M. R. Faria & S. A. Botelho. 2000. Restauração de matas ciliares. *Informe Agropecuário* 21(207): 65-74.
- Dias, J. D., E. M. Takahashi, N. F. Santana & C. C. Bonecker. 2011. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. *Iheringia* 101: 75-84.
- Donadio, N. M. M., J. A. Galbiatti & R.C. Paula. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Eng. Agríc.* 25(1): 115-125.
- Espíndola, E. L. G., S. Rodgher, R. Fracacio, J. B. Costa & O. Rocha. 2002. A abordagem Ecotoxicológica: um estudo de caso nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, p. 177-193. *In* Internacional Lake Environment Committee, International Institute of Ecology (eds.). Diretrizes para o gerenciamento de lagos - Gerenciamento de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Esteves, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 826p.
- Feitosa, M.F., M. G. Nogueira & N. C. Vianna. 2006. Transporte de Nutrientes e Sedimentos no Rio Paranapanema (SP/PR) e seus Principais Tributários nas Estações Seca e Chuvosa, p. 435-459. *In* Nogueira, M., R. Henry, R. & A. Jorcin (eds.). Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas Em Cascata. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Ferdous Z. & A. K. M. Muktadir. 2009. A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *Am. J. Appl. Sci.* 6: 1815–9.
- Fonseca, G. A. B. 2010. Contribuição Antrópica na Poluição de Reservatórios Hidrelétricos: O Caso da Usina Hidrelétrica de São Simão – GO/MG. Tesis de doctorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 129 p.
- Gannon, J. E. & R. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 97:16-35.
- Henry, R. 1999. Ecologia dos Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. FUNDIBIO, FAPESP, Botucatu, SP, Brasil. 799 p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE - Cidades. 2014. Brasil. 24/11/2016. <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2011. Qualidade das Águas Superficiais de Minas

- Gerais em 2011 – Resumo Executivo. 1/12/2016. <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/publicacoes-tecnicas/qualidade-das-aguas/6023-qualidade-das-aguas-superficiais>
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2012. Qualidade das Águas Superficiais de Minas Gerais em 2012 – Resumo Executivo. Brasil. 1/12/2016. <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/publicacoes-tecnicas/qualidade-das-aguas/6023-qualidade-das-aguas-superficiais>
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. y Schlosser, I.J. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters a Method and Its Rationale. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois. 28p.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients, p. 117-181. In Grasshoff, K. (ed.). Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, Germany, 317 p.
- Kozłowski-Suzuki, B. & R. L. Bozelli. 2002. Experimental Evidence of the Effect of Nutrient Enrichment on the Zooplankton in a Brazilian Coastal Lagoon. Braz. J. Biol. 62(4B): 835-846.
- Lamparelli, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tesis de doctorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. 235 p.
- Landa, G.G., F. A. R. Barbosa, A. C. Rietzler & P. M. Maia-Barbosa. 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as Indicator of Water Quality in the State of Minas Gerais, Brazil. Braz. Arch. Biol. Tech. 50(4): 695-705.
- Lathrop, R. C. & S. R. Carpenter. 1992. Zooplankton and their relationship to phytoplankton, p. 127-150. In Kitchell, J. F. (ed.). Food web management: a case study of Lake Mendota. Springer-Verlag, New York, NY.
- Lepsch, I. F. 2010. Formação e conservação do solo. Editora Oficina de Textos, São Paulo, SP. 216 p.
- Mackereth F. J. H., Heron J. & Talling J. F. 1978. Water Analysis and Some Revised Methods for Limnologists. Titus Wilson and Son Ltd., Kendall, Cumbria, UK, 117 p.
- Matsumura-Tundisi, T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil, p. 39-54. In R. Henry (ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. FUNDIBIO, FAPESP, Botucatu, SP, Brasil.
- Matsumura-Tundisi T. & J. G. Tundisi. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. Hydrobiol. 504: 215–22.
- Metcalfe, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. Environmental Pollution 60: 101-139.
- Mccauley, E. & J. Kalff. 1981. Empirical Relationships between Phytoplankton and Zooplankton Biomass in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 458-463.
- Merten, G.H. & J. P. Minella. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Agroecol. Desenvol. Rur. Sustent. 3(4): 33-38.
- Mieczan, T., M. Adamczuk & D. Nawrot. 2013. Effect of water chemistry on the planktonic communities and relationships among food web components across a freshwater ecotone. Arch. Biol. Sci. 65:1491–1504.
- Nogueira, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. Hydrobiol. 455: 1-18.
- Oliveira, M.T. 2010. O fitoplâncton como instrumento de biomonitoramento da qualidade da água do Reservatório de Cachoeira Dourada - Rio Paranaíba - GO/MG. Tesis de doctorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil. 149 p.
- Pace, M. L. 1986. An empirical analyses of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnol. Oceanogr. 31(1): 45-55.
- Pinto-Celho, R.M., B. Pinel-Alloul, G. Méthot & K. Havens. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variations with trophic status. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61:348-361.
- Pinto-Coelho, R.M.; L. M. A. Azevedo, P. E. V. Rizzi, J. F. Bezerra-Neto & M. E. Rolla. 2006. Origens e Efeitos do Aporte Externo de Nutrientes em um Reservatório Tropical de Grande Porte: Reservatório de São Simão (MG/GO), p. 127-164. In Nogueira, M., R. Henry & A. Jorcin (eds.). Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas Em Cascata. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Pinto-Coelho R. M., J. F. Bezerra Neto, E. C. Elias, S. P. Santos, L. O. Ribeiro, F. C. Cunha, A. P. Gomes, G. P. Fernandes, C. A. Morais, L. A. S. Isla & I. Feiden. 2013. Relatório Final do Projeto Ordenamento da Atividade de Aquicultura no Reservatório de São Simão, Minas Gerais-Goiás. Brasil. 24/11/2016. http://www.rmpceecologia.com/art_pdf/rt_cnpq_561275.pdf
- Pinto-Coelho, R. M. & M. E. Castellanos-Solá. 2003. Impacto humano no reservatorio de São Simão II - Efeito de fontes difusas (atividades agricolas) no aporte de N e P nas sub-bacias de captacao. IX Congresso Brasileiro de Limnologia, Juiz de Fora, MG, Brasil, p. 25-25.
- Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8: 243-260.

- Reid, J. W. 1989. The distribution of species of the genus *Thermocyclops* (Copepoda, Cyclopoida) in the western hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. *Hydrobiol.* 175: 149-174.
- Rietzler, A. C., T. Matsumura-Tundisi, T. & J. G. Tundisi. 2002. Life Cycle, Feeding and Adaptive Strategy Implications on the Co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiptomus iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). *Braz. J. Biol.* 62(1): 93-105.
- Rocha, O., S. Sendacz & T. Matsumura-Tundisi. 1995. Composition, Biomass and Productivity of Zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil, p. 151-166. *In* Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds.). *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Rodríguez, P. M. & T. Matsumura-Tundisi. 2000. Variations of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Rev. Brasil. Biol.* 80(1): 1-9.
- Sacramento, M. F., M. J. Rego. 2006. A bacia de drenagem enquanto unidade integradora nos estudos geoambientais. VI Simpósio Nacional de Geomorfologia, Goiania, GO, Brasil, p. 1-7.
- Sampaio, E. V., O. Rocha, T. Matsumura-Tundisi & J. G. Tundisi. 2002. Composition and Abundance of Zooplankton in the Limnetic Zone of Seven Reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.* 62(3): 525-545.
- Sendacz, S., A. J. Monteiro-Júnior, C. T. Mercante, L. C. B. Menezes & J. F. Moraes. 2006. Sistemas em Cascata: Concentrações e Cargas de Nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo, p. 417-434. *In* Nogueira, M., R. Henry & A. Jorcín (eds.). *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas Em Cascata*. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Sládeček, V. 1958. A Note on the Phytoplankton-Zooplankton Relationship. *Ecology*, 39(3): 547-549.
- Straškraba, M. & J. G. Tundisi. 2000. Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Volume 9: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas. ILEC, IIE, São Carlos, SP, Brasil. 300p.
- Takahashi, E. M., F. A. Lansac-Tôha, D. J. Dias, C. C. Bonecker & L. F. M. Velho. 2009. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. *Acta Scientiarum. Biol. Sci.* 31(3): 227-234.
- Tundisi, J.G. 2005. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – Estudos de caso e perspectivas, p. 1-21. *In* Nogueira, M., R. Henry & A. Jorcín (eds.). *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas Em Cascata*. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, R. Henry, O. Rocha & K. Hino. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo, p. 165-204. *In* Tundisi, J. G. (ed.). *Limnologia e manejo de represas*. Editora da USP. São Paulo, SP.
- Velho, L. F. M., F. A. Lansac-Toha, C. C. Bonecker, L. M. Bini & D. C. Rossa. 2001. The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiol.* 453/454: 385-391.
- Velho, L. F. M., F. A. Lansac-Toha & C. C. Bonecker. 2005. Distribuição Longitudinal da Comunidade Zooplanctônica em Reservatórios, p. 129-145. *In* Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.). *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Editora Rima. São Carlos, SP, Brasil.
- Vital, A.R.T., W. P. Lima, F. R. A. Camargo. 1999. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. *Scientia Florestalis*, 55: 5-16.
- Wishart, M.J. 2000. Catchments as conservation units for riverine biodiversity. *Afr. J. Aquat. Sci.* 25:169-174.
- Zanata, L. H. & E. L. G. EspíNdola. 2002. Longitudinal Processes in Salto Grande Reservoir (Americana, SP, Brazil) and its Influence in the Formation of Compartment System. *Braz. J. Biol.* 62(2): 347-361.

**WATER BALANCE AND NUTRIENT EXPORT MODELING USING WEAP:
CONSTRAINTS TO MODEL THE EFFECTS OF FOREST RESTORATION AND
CLIMATE CHANGE IN THE UPPER GRIJALVA RIVER BASIN**

**MODELACIÓN DEL BALANCE HÍDRICO Y EL MOVIMIENTO DE NUTRIENTES UTILIZANDO WEAP:
LIMITACIONES PARA MODELAR LOS EFECTOS DE LA RESTAURACIÓN FORESTAL
Y EL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO GRIJALVA**

Laino-Guanes, Rafaela¹; Suárez-Sánchez, Juan²; González-Espinosa, Mario¹; Musálem-Castillejos, Karim¹; Ramírez-Marcial, Neptalí¹; Bello-Mendoza, Ricardo¹; Jiménez, Francisco³

Abstract

This paper reports projected effects of forest restoration in water balance and nutrient export considering current climate conditions, water demands, population growth and future climate change scenarios in the upper Grijalva river basin using WEAP (Water Evaluation And Planning). We used data obtained from two catchments and four sub-catchments, including climate, population density, municipal water demands, forest, and land use cover, as well as periodic base flow measurements, and nitrogen and phosphorus water concentration from the year 2012. Changes in land use and its effect in keeping water security, considering population growth and climate change were analyzed for a 15 years span (considering 2012 as a base year). Specifically, we modeled substitution of bare ground and open shrublands to pine-oak forests. Our forest restoration scenario consists of increasing pine oak forest cover from 7.4% to 20.9% of area in Xelaju river catchment; and from 9.8% to 18.3 % of area in the Bacanton river catchment and is based in previous work suggesting local willingness to move forward to forest restoration practices. Our results show that restoration activities could prove effective in decreasing nutrient export. In Xelaju and Bacanton river catchments decreases of 8,561 and 1,870 kg were observed in nitrogen generation respectively; and decreases of 2,335 and 551 kg in phosphorus generation, respectively. Projected water balance suggests that in case of a forest restoration, evapotranspiration will reduce and infiltration and surface runoff will increase. Evapotranspiration reduction and increase in surface runoff is not consistent with literature and could reflect the lack of proper data to model for local conditions. On the other hand, infiltration increases showed more consistency with literature. Due to other unexpected results, we recommend further generation of data at a local level to incorporate and enrich the WEAP model in order to reach more reliable results. Finally, we recommend actions taken towards forest restoration in the study area.

Keywords: water availability, nitrogen, phosphorous, soil cover, pine-oak forest.

Resumen

Este estudio proyecta los efectos de la restauración forestal sobre el balance hídrico y el movimiento de nutrientes considerando las condiciones climáticas actuales, la demanda de agua, el crecimiento poblacional y los escenarios futuros de cambio climático en la cuenca alta del río Grijalva mediante el uso del modelo WEAP (Water Evaluation And Planning). Se utilizaron datos obtenidos en dos cuencas y cuatro subcuencas, incluyendo clima, densidad poblacional, consumo de agua, uso de suelo y cobertura de bosques, así como mediciones periódicas de caudales base, y de concentraciones de nitrógeno y fósforo en agua en el año 2012. Los cambios de uso de suelo y su efecto en el mantenimiento de la seguridad hídrica, considerando el crecimiento poblacional y el cambio climático fueron analizados para un periodo de 15 años (partiendo del 2012 como año base). Específicamente, se modeló la sustitución de los suelos en barbecho y la selva baja por bosques de pino-encino. El escenario de restauración forestal proyecta un incremento de área de bosque de pino-encino de 7.4% a 20.9% en la cuenca del río Xelajú; y de 9.8% a 18.3% en la cuenca del río Bacantón y se basa en un trabajo previo que identificó la voluntad local de realizar estas prácticas de restauración forestal. Nuestros resultados mostraron que las actividades de restauración forestal producen un efecto positivo en la disminución de las concentraciones de nutrientes en el agua. En las cuencas de los ríos Xelajú y Bacantón se observó una disminución en la generación de nitrógeno de 8,561 y 1,870 kg, respectivamente; y una disminución en la generación de fósforo de 2,335 y 551 kg, respectivamente. Sin embargo, el balance hídrico proyectado para el futuro sugiere que, en el caso de realizarse la restauración forestal, habrá una reducción en la evapotranspiración y un aumento en la infiltración y en la escorrentía superficial. La reducción de la evapotranspiración y el incremento de la escorrentía superficial no es consistente con la mayoría de los resultados encontrados en la literatura y podría reflejar la falta de datos apropiados para la modelación de las condiciones locales. El incremento de la infiltración si está más acorde con la literatura. Debido a los anteriores resultados inesperados recomendamos mayor generación de datos a nivel local para incorporar y enriquecer el modelo WEAP y obtener resultados más confiables. Finalmente, recomendamos algunas acciones de restauración forestal en el área de estudio.

Palabras clave: disponibilidad de agua, nitrógeno, fósforo, cobertura de suelo, bosque de pino-encino.

¹ El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas (Chiapas, México). rafaino@gmail.com; mgonzale@ecosur.mx; k.musalem@gmail.com; nramirez@ecosur.mx; rbello@ecosur.mx

² Universidad Autónoma de Tlaxcala, México. jsuarezs71@hotmail.com

³ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Cartago (Turrialba, Costa Rica). fjimenez@catie.ac.cr,

INTRODUCTION

Nearly 80% of the world's population is exposed to high levels of threat to water security (Vorosmarty *et al.*, 2010). Growing problems of water scarcity, environmental degradation, food insecurity and poor livelihood conditions and human health all require urgent policies and management measures, pointing attention to the inclusion of interrelationships between forests and water in land use and planning (De Groot *et al.*, 2010). According to Johnson *et al.* (2001), scientists can help by developing future scenarios and evaluating possible management options. Information on best practices for policy-makers remains scarce and models for predicting responses in individual catchments are at best approximate (Stolton and Dudley, 2007). Forest ecosystem services are receiving increasing attention in the scientific research and policy arena (Kauffer and Medina, 2014; Sharachchandra, 2009). Forested areas provide alternative valuable ecosystem services such as carbon sequestration, water percolation and filtration, soil erosion control and biodiversity (Guevara-Escobar *et al.*, 2007). Forested watersheds with healthy forests, in comparison with other land uses, strongly influence the quantity and quality of water yielded from catchments (Zingari and Achouri, 2007). However, forests can only supply conservation and protective functions if preserved under natural conditions or harvested under a sustainable management (Gottle and Sène, 1997).

Over the last decade, 13 million ha/year of forests have been deforested in the world (Moutinho, 2012). The current scale of deforestation in tropical regions and the large areas of degraded lands underscore the urgent need for interventions to restore biodiversity, ecological functioning, and the supply of goods and ecological services used by communities in the past (Lamb *et al.*, 2005). According to Körner and Ohsawa (2006), twenty percent of the world's human population (1.2 billion inhabitants) live in mountains or at their edges, and half of humankind depend in one way or the other on mountain resources and ecosystems mostly for water provision.

High rates of deforestation and forest fragmentation have also affected extensive areas of the forest of southern Mexico (Cayuela *et al.*, 2006; Ochoa-Gaona and Gonzalez-Espinosa, 2000). The montane forests of southern Mexico and Guatemala are highly diverse formations that include pine-oak forests, deciduous forest, and montane cloud forest, among others (Breedlove, 1981). In addition to occasional natural perturbations (landslides, windstorms, fire), these forests have been subject for centuries to a wide

range of human disturbances derived from slash-and-burn *milpa* agriculture (Gonzalez-Espinosa *et al.*, 2006).

Forest restoration seems not only urgently needed but as a viable option for the recovery of forest services and products as well (Gonzalez-Espinosa *et al.*, 2008). The objective of this research is to project the effects of forest restoration on water resource, specifically water balance and water nutrients export (N and P) using WEAP (Water Evaluation and Planning) software, considering climate change scenarios and focusing in unmet demands and the potential of forest restoration to supply, in further years, the needs of the population.

METHODOLOGY

Study Area

Our research was conducted in 116 km² area delimited by the water-divide of the Xelaju and Bacanton river catchments (catchments 6 and 5, respectively – in Figure 1), located in the transboundary upper Grijalva river basin in the border between Mexico and Guatemala. Xelaju river catchment is located entirely in Mexico; Bacanton river catchment includes Guatemalan territories upstream and Mexican territories downstream (Figure 1). We focused on this area since it was part of the Grijalva River Project carried out by *El Colegio de la Frontera Sur* between 2011 and 2012. Base flows as well as N and P concentration were measured in both rivers gauge points and in four sub-catchments of the Xelaju catchment (Allende catchment 1, Buenos Aires catchment 2, Molino catchment 3, and Carrizal catchment 4).

Located in the highlands of Chiapas, the study area is characterized by steep slopes ranging from 7.14% to 20.74% and with elevations between 1,050 and 2,560 meters above sea level (*Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (SIATL) of Instituto Nacional de Estadística y Geografía - INEGI, 2013*). The area is dominated by a landscape of peasant farming, remnants of disturbed pine and pine-oak forests, deciduous forests and shrublands. The largest population settlement is the municipality of Motozintla de Mendoza located in the center of Xelaju river catchment (Figure 1), with 23,755 people according to the census data from INEGI (2010). Descriptive information for each catchment in the study area is presented in Table 1, estimated from INEGI 2010 census data and interpretation of SPOT satellite imagery of 2011 according to Laino-Guanes *et al.* (2014).

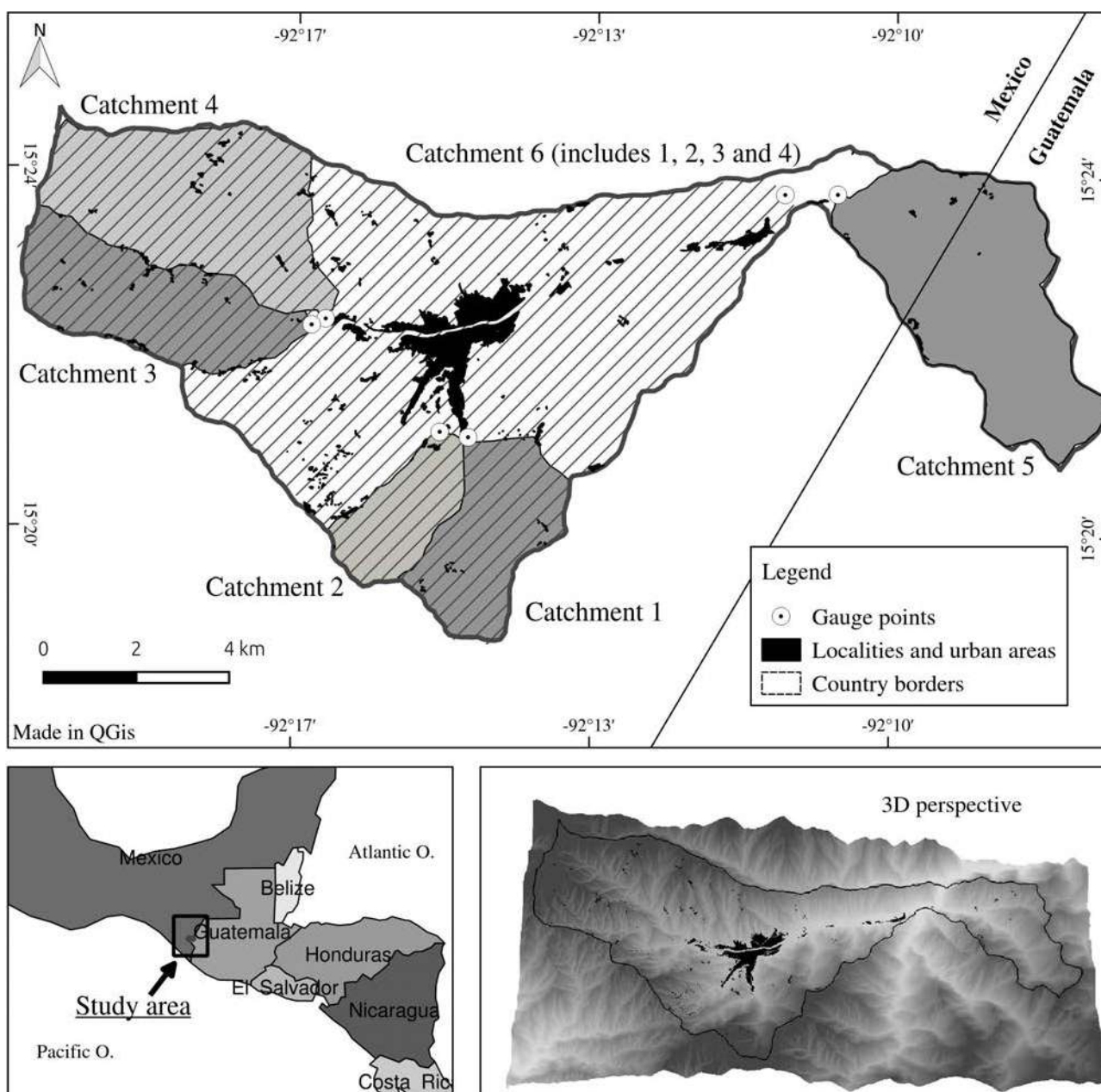


Figure 1. Xelaju and Bacanton river catchments in the upper Grijalva river basin (Mexico-Guatemala border). Measurements for water nutrients concentration (N and P) and base flow were sampled in gauge points of the Allende (1), Buenos Aires (2), Molino (3), Carrizal (4), Bacanton (5) and Xelaju (6) catchments

Table 1. Land area and population density of studied catchments and sub-catchments in the Mexico-Guatemala border

Catchment	1	2	3	4	5	6
River	Allende	Buenos Aires	Molino	Carrizal	Bacanton	Xelaju
Population (total No. people)	563	179	1,498	1,751	2,321	33,068
Land area (ha)	884	532	1,146	1,693	1,968	9,728
Population density (No. people/ha)	0.64	0.34	1.31	1.03	1.18	3.40

Data collection

Six sampling campaigns were conducted during 2012 to determine N and P water concentration and base flows, three of them in the dry season (January, April and December), and three in the rainy season (June, August and October). In each of these campaigns, grab samples were collected from the gauge points of the six catchments under base flow conditions. A total of 36 water samples were collected to test for nitrogen (N) and phosphorus (P) water concentration. N and P were analyzed according to HACH's (2005) persulphate digestion method 10071 and molybdovanadate method 10127, respectively. Base flows in the gauge points were calculated at the time of water sample collection. Flow velocity was measured by means of a flow probe (FP101 Global Flow Probe) following the user's manual recommendations (Global Water, 2004). In cases where rivers were too shallow or with a high content of stones, the float method was applied according to Villon Bejar (2002). Cross sections were drawn and estimated using AutoCAD software to calculate base flows.

Forests within our study area have been heavily affected by natural and anthropogenic disturbances, and transformed to agricultural lands, despite pronounced slopes that represent higher vulnerability to landslides (Gomez-Pineda *et al.*, 2014). Forest remnants are composed mainly by pine trees and *Quercus* and are severely disturbed (Ramirez-Marcial *et al.*, 2014). Deciduous forest and montane cloud forest can also be found in the study area. Vegetation classes from the Grijalva River Project were reclassified after field work (Table II) by Ramirez-Marcial *et al.* (2014) and field observations from the same project carried out in 2011-2012 with the purpose of validating unsupervised vegetation classes using field data. We used QGIS (Quantum GIS) to reclassify in combination with Openlayers plugin visual confirmation. Guatemala vegetation cover was obtained from interpretation of satellite imagery and field trips. Vegetation cover types used for WEAP modeling can be found in Table 2.

Table 2. Percent of land cover of study area, estimated from Grijalva River Project vegetation classes map modified by Ramirez-Marcial *et al.* (2014); Guatemala forest cover estimated from field work observation and satellite imagery (Open Layers Plugin on QGIS)

Land Cover (%)	Allende	Buenos Aires	Molino	Carrizal	Bacanton	Xelaju
Agricultural land	31.6	6.4	43.7	41.4	45.2	39.4
Bare ground	0.8	0.6	4.5	4.5	1.7	3.3
Deciduous forest	1.0	0.0	8.1	1.9	20.3	11.3
Grassland	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
Hydrophilic vegetation	0.6	0.4	0.1	0.1	0.2	0.9
Montane cloud forest	0.0	0.0	18.2	0.0	0.0	2.2
Open shrubland	5.0	6.4	10.4	7.8	6.8	10.2
Pine forest	60.4	85.2	0.0	10.5	13.3	18.3
Pine-oak forest	0.0	0.0	11.8	30.3	9.8	7.4
Riparian forest	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.5
River bed	0.1	0.2	2.5	2.9	1.6	2.6
Settlement	0.3	0.6	0.8	0.6	0.3	3.8

Nitrogen (N) and phosphorus (P) export values for each kind of soil cover considered in WEAP modeling are presented in Table 3. There are few studies about nutrient export in Mexico (such as Izurieta *et al.*, 2001), for this reason references to USA and Australian data were used in this research. Crop coefficient (Kc) values for each kind of land cover were obtained based on Amador-Garcia *et al.* (2011) and Allen *et al.* (1998). Annual water consumption per person in Mexico used for WEAP modeling was of 130 m³ according to *Centro Virtual de Información del Agua* (2014). Precipitation data was obtained from *Buenos Aires weather station, administered by*

the Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), and located at 1,720 meters above sea level, 15°19'57'' North and 92°16'03'' West. Annual precipitation since 1982 is shown in Figure 2. Precipitation patterns present much variability, ranging from less than 500 mm (in 1996) to almost 2,500 mm (in 2010) of annual precipitation. In addition, data for several years is missing (35% of total data). Based on this high variability and information gap, we classified the years according to the annual precipitation: very dry (less than 618 mm), dry (618 - 1,047 mm), normal (1,047 - 1,377 mm), wet (1,377 - 1,877 mm) and very wet (more than 1,877 mm) years.

Table 3. Nitrogen (N) and phosphorus (P) export values for each kind of soil cover

Soil Cover	N (kg/ha/yr)	P (kg/ha/yr)	Source of N and P export values
Agricultural land	9	3	Between ranges proposed by Browne and Grizzard (1979), Beaulac and Reckhow (1982), Frink (1991), Sonzogni <i>et al.</i> (1980)
Bare ground	3	0.67	Between ranges proposed by Browne and Grizzard (1979), Sonzogni <i>et al.</i> (1980)
Grassland	2	0.2	Between ranges proposed by Cullen (1991), Beaulac and Reckhow (1982)
Hydrophilic vegetation	6	0.2	Glandon <i>et al.</i> (1981)
Forest	1	0.07	Between ranges proposed by Browne and Grizzard (1979), Cullen <i>et al.</i> (1988), Sonzogni <i>et al.</i> (1980), Rosich and Cullen (1982)
Open shrubland	0.9	0.03	Chittleborough (1983)
Riparian forest	1	0.07	Between ranges proposed by Browne and Grizzard (1979), Cullen <i>et al.</i> (1988), Sonzogni <i>et al.</i> (1980), Rosich and Cullen (1982)
Settlement	8	1.2	Between ranges proposed by Sonzogni <i>et al.</i> (1980), Frink (1991), Loehr (1974), Beaulac and Reckhow (1982), Graham (1989), Young <i>et al.</i> (1996)

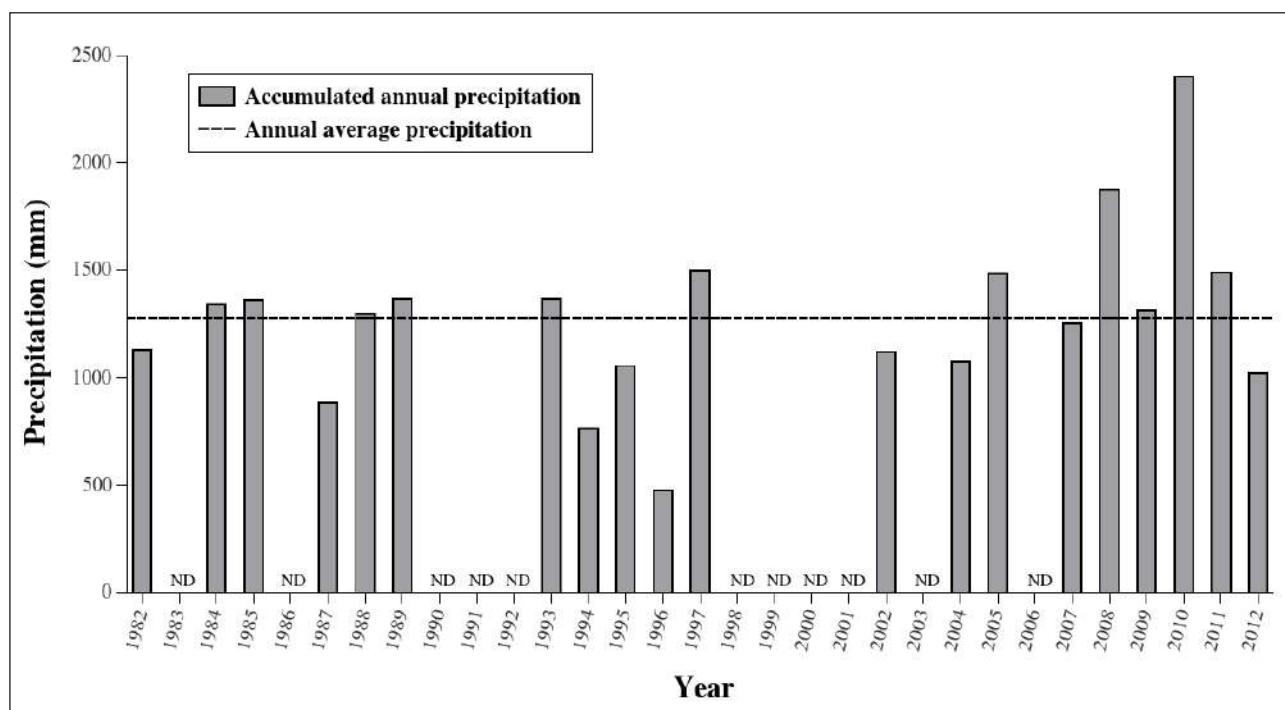


Figure 2. Annual precipitation according to data obtained from Buenos Aires meteorological station for 1982-2012 period. Data of the years 1983, 1986, 1990, 1991, 1992, 1998, 1999, 2000, 2001, 2003 and 2006 were omitted due to incomplete records (ND = no data). Source: CONAGUA, 2013

Annual average precipitation is 1,278 mm according to historical data (since 1982). Annual precipitation recorded for base year (2012) of this study was 1,020 mm (less than the historical average), falling in the dry year category. The study area has two well marked seasons: rainy season from May to October, and dry season from November to April, with an intraestival drought period observed between July and August. This period was also clearly observed in July for the base year (Figure 3). Monthly average temperature data was obtained from *Buenos Aires weather station* (CONAGUA, 2013). Monthly reference evapotranspiration for base year 2012 in the study area is presented in Table 4, calculated from

average temperature through Thornthwaite method as described by Villon Bejar (2001). According to this method, potential annual evapotranspiration on 2012 was 791 mm, equivalent to a 77.6% of the historical annual precipitation. Rainfall runoff method (simplified coefficient method) was selected to simulate runoff and infiltration catchment processes. This method determines evapotranspiration for irrigated and rainfed crops using crop coefficients. The remainder of rainfall not consumed by evapotranspiration becomes surface runoff, or can be proportionally split as surface runoff and flow to groundwater. Infiltration data used for the model was taken from a work carried out in Honduras by Sosa *et al.* (2001).

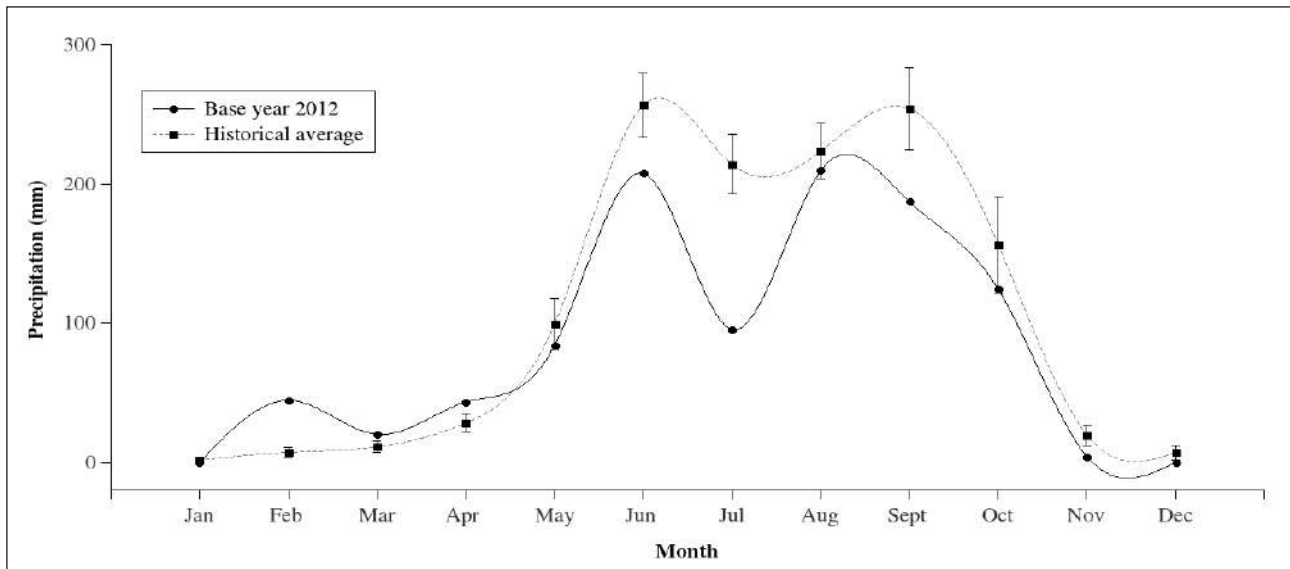


Figure 3. Historical monthly average precipitation (S.E.) and monthly precipitation registered on 2012. Source: CONAGUA, 2013

Table 4. Monthly reference evapotranspiration calculated through Thornthwaite method for study area

Month	T media	iIndex	E (MM)	f factor	ec (mm)
Jan	16.1	5.890	56.0	0.970	54
Feb	16.7	6.202	59.5	0.910	54
Mar	17.2	6.509	62.9	1.030	65
Apr	17.9	6.884	67.2	1.040	70
May	18.6	7.296	71.9	1.110	80
Jun	18.0	6.937	67.8	1.080	73
Jul	18.0	6.966	68.1	1.120	76
Aug	18.1	7.019	68.7	1.080	74
Sept	18.0	6.978	68.3	1.020	70
Oct	17.3	6.560	63.5	1.010	64
Nov	15.9	5.741	54.4	0.950	52
Dec	16.9	6.338	61.0	0.970	59

T media: monthly average temperature (°C). Source: CONAGUA (2013).

i Index: monthly thermal index, besides I= sum of i= 79,319.

e: uncorrected monthly evapotranspiration (mm), where a= 1,765.

f factor: correction factor for latitude of 15° North.

ec: corrected monthly evapotranspiration (mm).

WEAP software tool

WEAP (Water Evaluation And Planning) is a software tool for integrated water resources planning that attempts to assist rather than substitute for the skilled planner. The Stockholm Environment Institute provided primary support for its development. WEAP operates on the basic principle of a water balance and can be applied to municipal and agricultural systems, a single watershed or complex transboundary river

basin systems. Moreover, WEAP can simulate a broad range of natural and engineered components of these systems, including rainfall runoff, baseflow, and groundwater recharge from precipitation. The data structure and level of detail can be easily customized to meet the requirements and data availability for a system and analysis (<http://www.weap21.org>). Figure 4 shows schematic representation of the WEAP model.

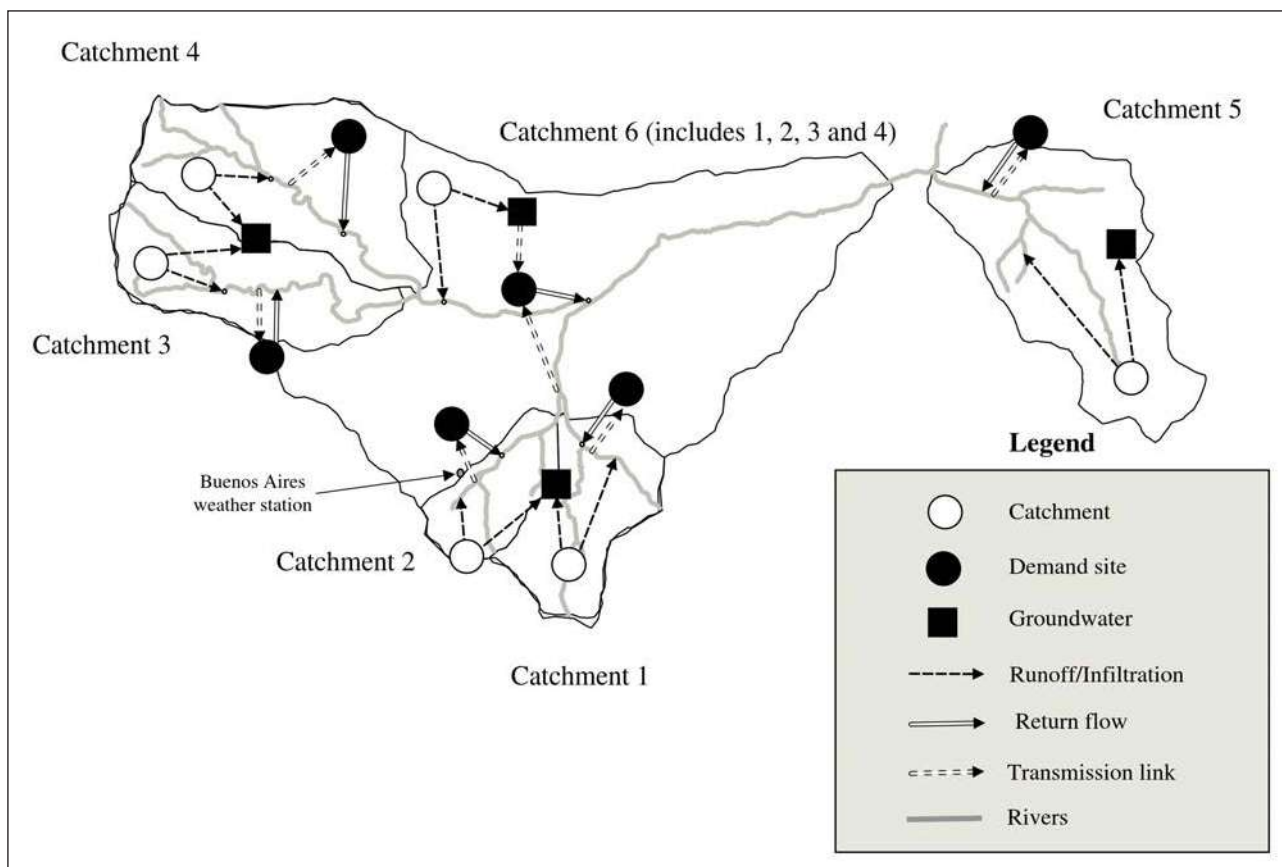


Figure 4. Schematic representation of WEAP model used to estimate water balance and impacts of future restoration scenarios. Features of the model for each catchment include: 'Rivers' (gray sinuous line), 'Catchment' area (white circle), water 'Demand site' (black circle), 'Transmission link' from the source (surface and/or groundwater) to the demand site (segmented double lines arrow), 'Return flow' (double solid lines arrow) or population water discharge, 'Runoff/Infiltration' sections (segmented line arrow), and 'Groundwater' (black square). Sub-catchment and river sections have been linked to obtain a complete model of the study area

Future projections

Previous studies in this area (Laino-Guanes et al., 2014) have shown a dependency on superficial rivers for water supply for the city of Motozintla and neighboring localities, specifically from rivers Allende, Buenos Aires and Carrizal (catchments 1, 2 and 4 respectively – Figure 1). This dependence on stream flows becomes critical during the dry season, which can last up to six months (Figure 3). The situation might become even more problematic considering population growth, climate change and the reduction of forest cover in small catchments. From the livelihood perspective, even though local actors show 'willingness' to move towards forest restoration strategies, concrete activities have not taken place (Gomez-Pineda et al., 2014).

We projected the effects of the active forest restoration in water balance and nutrient (N and P) exports. Changes were projected for a fifteen year span, starting in 2012 as a base year. Population growth and climate change were also included in forest restoration projections. Population growth rate was obtained from *Consejo Nacional de Población*

(CONAPO, 2012), available estimations show a decrease in population growth from 1.92% in 2012 to 1.03% in 2027 for Motozintla de Mendoza.

We projected a future scenario based on climate change according to REDDEAM (2013). The trend in precipitation is a change of -37.9 mm per decade. The p-value under a linear model is 0.002 (statistically significant). According to this trend, in 15 years a decrease of -56.8 mm of annual precipitation is expected and 2027 will be a normal year with 1,221 mm of annual precipitation. This value was modified proportionally for each month based on the historical data from CONAGUA (2013). Historical monthly mean precipitation, monthly precipitation registered on 2012 and monthly precipitation projected for 2027 are shown in Table 5. For active forest restoration, we projected future change of soil uses, considering if current areas 'bare ground' and 'open shrubland' were transformed into 'pine-oak forest'. Table 6 shows current and future forest soil cover in each catchment.

Table 5. Historical monthly mean precipitation and S.E., monthly precipitation registered on base year (2012) and monthly precipitation projected for year 2027. Precipitation data is reported in mm

Month	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sept	Oct	Nov	Dec	Total
Historical mean precipitation	1.6 ±0.9	7.1 ±3.3	10.9 ±4.1	28.2 ±6.4	99.3 ±18.5	256.6 ±22.8	214.2 ±21.5	223.5 ±19.9	254.1 ±29.3	156.4 ±34.5	19.5 ±7.6	7 ±5	1,278 ±90
Base year (2012)	0	44.5	20	43.2	83.9	207.5	95.5	209.6	187.2	124.3	4	0	1,019.7
Projections (2027)	1.5	6.8	10.5	27.0	94.9	245.2	204.6	213.5	242.8	149.4	18.7	6.7	1,221.2

Table 6. Current (year 2012) and future (year 2027) pine-oak forest area (% cover) in each catchment

Current soil cover (2012)	Allende	Buenos Aires	Molino	Carrizal	Bacanton	Xelaju
	Percent of area (%)					
Pine-oak forest	0	0	11.8	30.3	9.8	7.4
Bare ground	0.8	0.6	4.5	4.5	1.7	3.3
Open shrubland	5	6.4	10.4	7.8	6.8	10.2
Active forest restoration scenario (2027)						
Pine-oak forest	5.8	7	26.7	42.6	18.3	20.9
Bare ground	0	0	0	0	0	0
Open shrubland	0	0	0	0	0	0

Our active forest restoration scenario consists of increasing pine-oak forest cover from 7.4% to 20.9% in Xelaju river watershed; and from 9.8% to 18.3% in Bacanton river watershed. Our scenarios, are originated from previous studies showing which areas would be locally 'acceptable' by local actors to be considered for forest restoration (Gomez-Pineda

et. al., 2014), assuming all communities in the study area would be willing to do so.

RESULTS AND DISCUSSION

Data of base flow, N and P concentrations recorded in gauge points of six catchments in base year (2012) are presented in Table 7.

Table 7. Mean (±S.E.) of base flow (l/min) and nitrogen and phosphorus water concentrations (mg/l) recorded in six catchments of the study area in base year 2012

Catchment	Base flow (l/min)	N (mg/l)	P (mg/l)
Allende	4,663±1,557	0.61±0.23	0.69±0.09
Buenos Aires	2,188±881	0.47±0.14	0.77±0.10
Molino	859±439	0.60±0.21	0.63±0.03
Carrizal	2,434±1,675	0.73±0.48	0.60±0.04
Bacanton	2,501±791	0.40±0.14	0.81±0.13
Xelaju	34,783±3,994	2.73±0.69	1.41±0.20

Effects of active forest restoration in water balance

According to observed precipitation in 2012, base year was classified as a dry year (Figure 2 and Table 5). Precipitation projected for 2027 shows that it will be a normal year. Water balance projected for 2027 obtained from WEAP model is presented in Table 8, considering two scenarios: with and without active forest restoration. Water balance projected for year 2027 shows: (1) in both scenarios, with and without active forest restoration, Allende and Buenos Aires

river catchments (more forested catchments – see Table 2) showed higher surface runoff and lower water infiltration (flow to groundwater) than other catchments; evapotranspiration was similar for all catchments. (2) when comparing the two scenarios, results suggest that in case of forest restoration, increasing forest areas, evapotranspiration will reduce in all catchments, and infiltration and surface runoff will increase.

Table 8. Water balance projected for 2027 considering two scenarios: with and without active forest restoration. Values are reported in percentage of precipitation. 'Precip.' = Precipitation, 'Evap.' = Evapotranspiration, 'Flow' = Flow to groundwater, and 'Runoff' = Surface runoff

Catchment	2027 projections (% of precipitation)							
	Without forest restoration				Active forest restoration			
	Precip.	Evap.	Flow	Runoff	Precip.	Evap.	Flow	Runoff
Allende	100	-48	-32	-20	100	-43	-35	-22
Buenos Aires	100	-46	-28	-26	100	-42	-31	-27
Molino	100	-48	-42	-10	100	-44	-45	-11
Carrizal	100	-48	-36	-16	100	-44	-39	-17
Bacanton	100	-48	-39	-13	100	-44	-42	-14
Xelaju	100	-48	-37	-15	100	-44	-40	-16

These two results (1 and 2) are unexpected and do not seem congruent with literature because: (1) The first result contradicts several studies (Bruijnzeel, 2004; Gottle and Sène, 1997; Guevara-Escobar *et al.*, 2007; Watkins and Imbuni, 2007) reporting that forested catchments, in comparison with other land uses (like bare ground and open shrublands), reduces the runoff and increases water infiltration due to the presence of forest litter and tree roots. (2) In contrast to the second result, the increase of forested areas, especially in the tropics, leads to higher evapotranspiration (Kiersch, 2000), also a reduction in surface runoff is expected (Mungai, 2004; Schoonover *et al.*, 2006). From our projections, increase in infiltration following an increment of forested areas is congruent with most of reviewed hydrological studies (Gottle and Sène, 1997; Guevara-Escobar *et al.*, 2007; Kiersch, 2000).

Some possible explanations of unexpected results are: (1) Due to the lack of local data, WEAP model was run using hydrological data from Honduras, USA and Australia. Hence, the assumption of external data, not generated locally, could cause the erroneous (not congruent with literature) outcomes. This fact highlights the need of more hydrological studies on behavior and development of pine and oak species and the other land-uses and vegetation types of the study area, and the relationship of these species with hydrological parameters. In addition, more studies about nutrient (N and P) export for each

land-use and vegetation type of the study area are needed. (2) Another reason that could explain the unexpected results was the use of data of only one weather station with data from only 20 years; also, potential evapotranspiration for this study was based on Thornthwaite method, however, other estimations based on complementary biophysical variables such as vegetation cover, temperature, radiation, wind, air saturation deficit, could be of use for a better approximation to this parameter.

Effects of active forest restoration in nutrient export

Nitrogen and phosphorus dynamics were obtained through the Intensity method in WEAP. Nitrogen and Phosphorus generation (kg/ha) calculated for each catchment projected for 2027 are presented in Table 9. Under the assumption of substituting areas of 'bare ground' and 'open shrubland' with 'pine-oak forest,' nutrient (N and P) concentrations will reduce for all catchments. These results are congruent with several studies suggesting that catchments with larger forested areas generally produce water with lower nutrient concentrations (Miller *et al.* 2011, Stadtmüller 1994, Stolton and Dudley 2007, Valiela and Bowen 2002). Xelaju and Bacanton river catchments showed decreases of 0.88 and 0.95 kg/ha of nitrogen generation, respectively; and decreases of 0.24 and 0.28 kg/ha of phosphorus generation, respectively; in our projected 15 years scenario.

Table 9. Nitrogen (N) and phosphorus (P) generation (kg/ha) for each catchment projected for 2027 calculated using WEAP, considering two scenarios: with and without active forest restoration

2027 projections	Allende	Buenos Aires	Molino	Carrizal	Bacanton	Xelaju
N generation (kg/ha)						
Without forest restoration	4.23	1.87	5.60	5.40	5.66	5.46
Active forest restoration	3.52	1.57	4.70	4.51	4.71	4.58
P generation (kg/ha)						
Without forest restoration	1.18	0.31	1.63	1.55	1.68	1.51
Active forest restoration	0.98	0.26	1.37	1.30	1.40	1.27

Need for future studies and generation of data at a local level

Future projections modeled in this research implied changes on soil cover, considering only type of soil cover, however, it is clearly not enough to support the analysis and modeling of watershed-scale studies only on changes in percentage of forest cover, further studies should also include forest descriptors (Andréassian, 2004).

The role of trees in water balance involves other factors such as canopy structure (Hormann *et al.*, 1996) and the age of trees (Iida *et al.*, 2005). According to Pypker *et al.* (2005) old forests intercept larger amounts of water than younger forests. This larger capacity of mature forests is linked to a higher canopy storage capacity, related in turn to a higher Leaf Area Index and larger epiphyte biomass (Holwerda *et al.*, 2010). Epiphytes, especially mosses and ferns growing on stems retain significant amounts of water (Grimm and Fassbender, 1981).

Forests undoubtedly have an impact on water balance at the basin scale, with studies of deforestation or reforestation not usually contemplating consequences of the aging of forest stands, or of the densification of forest cover at the watershed-scale (Andréassian, 2004). Such factors, specifically forest age and thinning should be incorporated into models used in water resources planning to more accurately predict the hydrological effects of afforestation (Webb and Kathuria, 2012). According to Vallejos-Barra *et al.* (2010) interception depends more heavily on canopy architecture, spatial distribution of trees and type of leaves than on the number of trees per plot. Hence, in addition to the need of more hydrological studies on behavior and development of pine and oak species, we recommend more studies on age, canopy structure and spatial distribution of these species and the relationship of these variables to hydrological parameters. Moreover, seasonal variations are fundamental in analyzing hydrological parameters in a catchment.

CONCLUSIONS

Our results show that restoration activities of bare ground and open shrublands could prove effective in decreasing nutrient export in the future. In Xelaju and Bacanton river catchments, decreases of 8,561 and 1,870 kg in nitrogen generation (respectively) and decreases of 2,335 and 551 kg in phosphorus generation (respectively) were estimated with our model. However, the projected water balance suggests that in case of an idealistic forest restoration scenario, evapotranspiration will reduce and infiltration and surface runoff will increase. Reduction in evapotranspiration and increase in surface runoff is not consistent with literature and could reflect the lack of proper data to model for local conditions. Increases in infiltration showed more consistency with literature. Due to other unexpected results, we

recommended the further generation of data at a local level to incorporate and enrich the WEAP model, and reach more reliable results.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been possible thanks to the support of the *Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación* (FORDECyT) of the *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología* (CONACyT) through agreement 143303 “*Gestión y estrategias de manejo sustentable para el desarrollo regional en la cuenca hidrográfica transfronteriza Grijalva*”, supported by funds of *Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental* (SERNAPAM) of Tabasco State.

REFERENCES

- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper No. 56, FAO, Rome, Italy, 298 p.
- Amador-García, A., E. Granados-López & M.E. Mendoza. 2011. Three approaches to the assessment of spatio-temporal distribution of the water balance: the case of the Cuitzeo basin, Michoacan, Mexico. *Investigaciones Geográficas*, Instituto de Geografía, UNAM 76, 34-55.
- Andréassian, V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291, 1–27.
- Beaulac, M.N. & K.H. Reckhow. 1982. An examination of land use - nutrient export relationships. *Journal of the American Water Resources Association* 18 (6), 1013–1024.
- Breedlove, D.E. 1981. *Introducción a la flora de Chiapas*, Flora de Chiapas, Parte 1, USA, Academia de Ciencias de California, 34 p.
- Browne, F.X. & T.J. Grizzard. 1979. Nonpoint sources. *Journal Water Pollution Control Federation* 51 (6), 1428 – 1444.
- Bruijnzeel L.A., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 185–228.
- Cayuela, L., J.M. Rey Benayas & C. Echeverría. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226, 208-218.
- Centro Virtual de Información del Agua (AGUA.org.mx). México. 08/07/2014. <http://www.agua.org.mx/index.php/el-agua/agua-en-mexico>.
- Chittleborough, D. 1983. The nutrient load in surface waters as influenced by land use patterns. In: *The*

- effects of change in land use upon water resources (J.W. Holmes, Ed.) Water Research Foundation of Australia.
- CONAGUA, 2013. Datos climáticos históricos de la estación meteorológica de Buenos Aires (Motozintla, Chiapas). Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Consejo Nacional de Población (CONAPO), 2012. Proyecciones de la población de México 2010-2050. Documento metodológico. México. 14/08/2014. http://www.conapo.gob.mx/es/CONAPO/Proyecciones_Datos.
- Cullen, P., N. Farmer & E. O'Loughlin, 1988. Estimating nonpoint sources of phosphorus to lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 588-593.
- Cullen, P. 1991. Land use and declining water quality. *Australian Journal of Soil and Water Conservation* 4 (3), 4-8.
- De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein & L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3), 260-272.
- Frink, C.R. 1991. Estimating nutrient exports to estuaries. *Journal of Environmental Quality* 20 (4), 717-724.
- Glandon, R.P., F.C. Payne, C.D. McNabb & T.R. Batterson. 1981. A comparison of rain-related phosphorus and nitrogen loading from urban, wetland, and agricultural sources. *Water Research* 15 (7), 881-887.
- Global Water 800-876-1172, 2004. FP 101-201 Global Flow Probe. User's Manual. 15 p.
- Gómez-Pineda, E., M. González-Espinosa, M.R. Parra-Vázquez, B.M. Díaz-Hernández, K. Musálem-Castillejos y N. Ramírez-Marcial. 2014. Medios de vida y condicionantes que enfrenta la restauración forestal: experiencias en la cuenca alta del río Grijalva, Chiapas, p. 257-282. *En* González-Espinosa M. y M.C. Brunel Manse (eds.). *Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva*. Editorial Juan Pablos. México D.F.
- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz y J.M. Rey-Benayas. 2008. Restauración de bosques en montañas tropicales de territorios indígenas de Chiapas, México, p. 137-162. *En* González-Espinosa M., J.M. Rey-Benayas y N. Ramírez-Marcial (eds.). *Restauración de bosques en América Latina*. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa. México D.F.
- Gonzalez-Espinosa, M., N. Ramirez-Marcial & L. Galindo-Jaimes. 2006. Secondary succession in montane pine-oak forests of Chiapas, p. 209-221. *In* Kappelle M. (ed.). *Ecology and conservation of Neotropical oak forests*. Springer-Verlag. Berlin.
- Gottle, A. y E.H. Sène. 1997. Funciones protectoras y ambientales de los bosques. *Unasylva* 48, 30-37.
- Graham, R.A. 1989. Urban stormwater quality improvement in a detention pond and wetland system. Master's thesis, University of Melbourne, Victoria State, Australia.
- Grimm, U. y H.W. Fassbender. 1981. Ciclos biogeoquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. *Turrialba* 31 (2): 89-99.
- Guevara-Escobar, A., E. Gonzalez Sosa, M. Ramos-Salinas & G.D. Hernandez-Delgado. 2007. Experimental analysis of drainage and water storage of litter layers. *Hidrology and Earth Systems Science* 11: 1703-1716.
- HACH, 2005. Manual de uso del equipo Hach Company, segunda ed.
- Holwerda, F., L.A. Bruijnzeel, L.E. Muñoz-Villers, M. Equihua & H. Asbjornsen. 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 384: 84-96
- Hormann, G., A. Branding, T. Clemen, M. Herbst, A. Hinrichs & F. Thamm. 1996. Calculation and simulation of wind controlled canopy interception of a beech forest in Northern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 79 (3): 131-148.
- Iida, S., T. Tanaka & M. Sugita. 2005. Change of interception process due to the succession from Japanese red pine to evergreen oak. *Journal of Hydrology* 315: 154-166.
- INEGI, 2013. *Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrológicas (SIATL)*, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). México. 14/03/2014. http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/?s=geo&c=1693#
- Izurieta, J.L., M.A. Mijangos, R.I. Huerto y M. Martínez. 2001. Aporte de nutrientes por fuentes no puntuales en la cuenca del lago de Cuitzeo, México. *Anuario 2001, IMTA*: 91-97.
- Jiménez-Cisneros, B.E. 2001. La Contaminación Ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA.
- Johnson, N., C. Revenga & J. Echeverria. 2001. Managing water for people and nature. *Science* 292 (5519): 1071-1072.
- Kauffer, E. y L. Medina. 2014. Entre conflictos y cooperación, pensar las cuencas transfronterizas a la luz de sus actores. *Regions & Cohesion* 4 (2): 1-9.

- Kiersch, B. 2000. Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales. FAO: 1–12.
- Körner, C. & O. Ohsawa. 2006. Mountain Systems. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, pag. 683.
- Laino-Guanes, R.M., K. Musálem-Castillejos, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial. 2014. El uso del agua en Motozintla de Mendoza, Chiapas: conflictos, contaminación y posibles soluciones, p. 435-452. *En* González-Espinosa M. y M.C. Brunel Manse (eds.). Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva. Editorial Juan Pablos. México D.F.
- Lamb, D., P.D. Erskine & J.A. Parrota. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628–1632.
- Loehr, R.C. 1974. Characteristics and comparative magnitude of non-point sources. *Journal WPCF* 46 (8): 1849 - 1872.
- Miller, J.D., J.E. Shoonover, K.W.J. Williard & C.R. Hwang. 2011. Whole Catchment Land Cover Effects on Water Quality in the Lower Kaskaskia River Watershed. *Water, Air, & Soil Pollution* 221 (1): 337–350.
- Moutinho, P. 2012. Deforestation around the world. Croatia, 372 p.
- Mungai, D.N., C.K. Ong, B. Kiteme, W. Elkaduw & R. Sakthivadivel. 2004. Lessons from two long-term hydrological studies in Kenya and Sri Lanka. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104 (1): 135-143.
- NMX-AA-028-SCFI. 2001. Análisis de agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, México.
- NMX-AA-034-SCFI. 2001. Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, México.
- Ochoa-Gaona, S. & M. Gonzalez-Espinosa. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20: 17–42.
- Pypker, T.G., B.J. Bond, T.E. Link, D. Marks & M.H. Unsworth. 2005. The importance of canopy structure in controlling the interception loss of rainfall: Examples from a young and an old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 130: 113–129.
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa, K. Musálem-Castillejos, E. Noguera-Savelli y E. Gómez-Pineda. 2014. Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva, p. 518-554. *En* González-Espinosa M. y M.C. Brunel Manse (eds.). Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva. Editorial Juan Pablos. México D.F.
- Riesgo de extinción determinado por distribución de árboles mexicanos (REDDEAM). 2013. Informe final del proyecto. Responsable: Golicher, J.D. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 08/07/2014. http://geoserv.ecosur.mx/apps/world_climate_analysis.html.
- Rosich, R.S. & P. Cullen. 1982. Nutrient Runoff. *In* Hart B.T. (ed.). *Water Quality Management: monitoring programs and diffuse runoff*, Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology and the Australian Society for Limnology. Melbourne, Victoria State, Australia.
- Schoonover, J.E., K.W.J. Williard, J.J. Zaczek, J.C. Mangun & A.D. Carver. 2006. Agricultural Sediment Reduction by Giant Cane and Forest Riparian Buffers. *Water, Air, & Soil Pollution* 169 (1): 303–315.
- Sharachchandra, L. 2009. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1 (2): 148-155.
- Sonzogni, W.C., G. Chesters, D.R. Coote, D.N. Jeffs, J.C. Konrad, R.C. Ostry & J.B. Robinson. 1980. Pollution from land runoff. *Environmental Science & Technology* 14 (2): 148–153.
- Sosa, A.C., S. Rivera Reyes y B. Barbier. 2001. Análisis del balance hídrico en 4 coberturas del suelo en las laderas de Yorito, Yoro, Honduras. *Revista Técnica Científica* 13 (1): 72-88.
- Stolton, S. & N. Dudley. 2007. Managing forests for cleaner water for urban populations. *Unasylva* 58 (229): 39–43.
- Valiela, I. & J.L. Bowen. 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution* 118 (2): 239-248.
- Vallejos-Barra, O.S., R.M. Pizarro-Tapia, M.A. Vásquez Sandoval, F.J. Balocchi-Contreras, C.M. Morales-Calderón, L. León-Gutiérrez y L.P. Vega-Torres. 2010. Efecto de la vegetación en la intercepción de la precipitación en la precordillera de la Región del Maule, Chile. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 16 (2): 207-214.
- Villon Bejar, M. 2002. Hidrología. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Agrícola Comité Regional de Recursos Hidráulicos. Cartago, Costa Rica, 436 p.
- Vorosmarty, C..J., P.B. McIntyre, M.O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S.E. Bunn, C.A. Sullivan, C. Reidy Liermann & P.M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- Water Evaluation And Planning (WEAP). Stockholm Environment Institute. Stockholm. 17/08/2017. <http://www.weap21.org>, e-mail: dpurkey@sei-us.org.

Watkins, T.Y. & M. Imbumi. 2007. Forests of Mount Kulal, Kenya: source of water and support to local livelihoods. *Unasylva* 58 (229): 33–37.

Webb, A. & A. Kathuria. 2012. Response of streamflow to afforestation and thinning at Red Hill, Murray Darling Basin, Australia. *Journal of Hydrology* 412-413: 133-140.

Young, W.J., F.M. Marston & R.J. Davis. 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. *Journal of Environmental Management* 47 (2): 165–183.

Zingari, P. C. & M. Achouri. 2007. Five years after Shiga: recent developments in forest and water policy and implementation. *Unasylva* 58 (229): 56-61.

LA PLANIFICACIÓN DEL MANEJO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN EL CONTEXTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO. UNA APLICACIÓN A LA REGIÓN DEL COMAHUE, PATAGONIA, ARGENTINA.

PLANNING THE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES IN THE CONTEXT OF CLIMATE CHANGE. AN APPLICATION TO THE COMAHUE REGION, PATAGONIA, ARGENTINA

Nadal, Gustavo¹; Girardin, Osvaldo¹; Losano, Fernando²; Marizza, Marta³; Cello, Pablo³; Bucciarelli, Lisandro⁴; Forni, Laura⁵; Camilloni, Inés⁶; Bravo, Gonzalo¹; Lallana, Francisco¹; Di Sbroiavacca, Nicolás¹

Resumen

El presente trabajo muestra la aplicación de una metodología para el diagnóstico de un sistema hídrico complejo y extenso, la cual facilita la toma de decisiones robustas de largo plazo en un contexto de elevada incertidumbre tanto climática como no climática. Para ello se modela y se evalúa la ocurrencia de potenciales fallas en el sistema hídrico constituido por las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro en la Patagonia Argentina, para múltiples escenarios a lo largo del periodo 2010-2050. Dicha evaluación se realiza utilizando el software WEAP⁷ y tomando en cuenta diversas incertezas que se presentan hacia el futuro (e.g. el clima, la evolución de la superficie bajo riego y del tipo de cultivos), y posibles alternativas de intervención (e.g. la construcción de centrales hidroeléctricas, la adopción de medidas de eficiencia hídrica en conducción y riego). Los resultados permiten determinar que la construcción de embalses así como la mejora de eficiencia en riego y conducción agrícola (incluyendo la remodelación y / o construcción de infraestructura de riego y drenaje), podrían ser efectivas para mitigar los impactos negativos para la mayor parte de los escenarios climáticos y de superficie bajo riego considerados.

Palabras clave: planificación hídrica; cambio climático; riego; explotación hidrocarburífera; embalses; hidroelectricidad

Abstract

The present work shows the application of a tool for the diagnosis of a complex and extensive water system, which facilitates taking robust long term decisions in a context of high climatic and non-climatic uncertainty. In order to do this, the occurrence of potential faults is modeled and evaluated for the water system constituted by the basins of the rivers Limay, Neuquén and Negro in the Patagonia Argentina, for multiple scenarios throughout the period 2010-2050. This evaluation is carried out using WEAP software and taking into account various future uncertainties (e.g. climate, evolution of irrigated land and type of crops), and possible intervention alternatives (e.g. the construction of hydropower plants, the adoption of efficiency measures in water conduction and irrigation). The results show that reservoir construction as well as improved irrigation and agricultural management efficiency (including remodeling and / or construction of irrigation and drainage infrastructure) could be effective in mitigating negative impacts for most climatic and irrigation scenarios under consideration.

Key words: water planning; climate change; irrigation; hydrocarbon exploitation; dams; hydroelectricity

1. INTRODUCCIÓN

La planificación de largo plazo de la gestión de los recursos hídricos enfrenta muchos desafíos vinculados al alto grado de incertidumbre asociado tanto al uso del recurso como a la disponibilidad del mismo en las próximas décadas. Esto último es especialmente relevante en regiones donde se espera que los efectos derivados del cambio climático afecten significativamente el comportamiento de la temperatura y las precipitaciones en la zona de recarga de una determinada cuenca. Tal es el caso

de la región del Comahue, ubicada al noroeste de la Patagonia Argentina, donde el conocimiento científico disponible actualmente nos permite afirmar que el clima ha venido cambiando desde hace algunas décadas (Fundación Torcuato Di Tella, 2006), y algunos escenarios climáticos desarrollados para el proyecto Climagua parecen indicar que esta tendencia continuará hacia el futuro. Estos escenarios climáticos señalan para el periodo 2010-2100 un incremento de la temperatura media, una reducción

¹ Fundación Bariloche. gnadal@fundacionbariloche.org.ar; logirardin@fundacionbariloche.org.ar; gbravo@fundacionbariloche.org.ar; franlallana@fundacionbariloche.org.ar; ndisbro@fundacionbariloche.org.ar

² Universidad Nacional del Comahue. losanofernando@gmail.com

³ Universidad Nacional del Litoral. martasmarizza@yahoo.com; pcellov@gmail.com

⁴ Subsecretaría de Recursos Hídricos del Neuquén. lfbucciarelli@gmail.com

⁵ Stockholm Environment Institute-Davis. laura.forni@sei-us.org

⁶ Universidad Nacional de Buenos Aires. ines@cima.fcen.uba.ar

⁷ Water Evaluation and Planning System, desarrollado por el Stockholm Environment Institute (Yates, 2005a) (Yates, 2005b)

de las precipitaciones en la cordillera de los Andes, incluyendo una reducción de la nieve acumulada, y una modificación del régimen hidrológico de los principales ríos que nacen en la misma (ríos Limay, Neuquén y Negro) (Losano, 2015). Dichos cambios podrían tener importantes efectos sobre los habitantes de la región Comahue y las actividades económicas que allí se desarrollan. Efectivamente, por el lado de los requerimientos hídricos cerca de un millón de personas y 150,000 hectáreas de cultivos bajo riego están vinculados actualmente a las cuencas de los mencionados ríos, existiendo un importante potencial para la expansión de diversos centros urbanos y actividades productivas de envergadura tales como la agricultura bajo riego, la generación hidroeléctrica y la explotación de hidrocarburos, los cuales dependen en forma crítica de la existencia de estos recursos hídricos.

Esta situación motivó a un grupo de investigadores a desarrollar el proyecto Climagua, en el marco del cual se llevó a cabo una modelación y prospectiva del sistema hídrico de la región Comahue con el fin de realizar un diagnóstico de los potenciales problemas de la cuenca y de identificar las principales estrategias de adaptación que podrían implementarse. Los resultados más importantes de esta modelación se describen en el presente documento.

El proyecto Climagua llevó a cabo una modelación del comportamiento de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro entre los años 2010 y 2050 en el contexto de diversos escenarios climáticos, de expansión de la superficie agrícola bajo riego, de tipo de estructura de cultivos y de alternativas de intervención. La modelación del sistema hídrico fue el punto de partida para realizar un diagnóstico de los principales problemas que podrían enfrentar las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro en el mediano y largo plazo. Dicho diagnóstico a su vez sirve de base para la formulación de lineamientos estratégicos, instrumentos y acciones que permitan a los organismos de gestión intervenir sobre la cuenca basándose en información que posee un fundamento científico y que puede ser actualizada en la medida que vaya mejorando el conocimiento sobre el sistema hídrico real.

Si bien la modelación realizada no pretende predecir el futuro, sus resultados intentan establecer los potenciales impactos del cambio climático sobre la región y determinar las mejores estrategias de adaptación para enfrentar los problemas de escasez de agua en un contexto de elevada incertidumbre. Dado que la toma de decisiones de mediano y largo plazo puede involucrar la necesidad de llevar a cabo obras de infraestructura muy costosas y con un tiempo de maduración e implementación de varios años, se ha aplicado una metodología que permite la identificación de medidas de intervención robustas que sean válidas para los diversos escenarios que reflejan las principales incertidumbres que afectan al sistema hídrico (Flores, 2012).

La modelación de los requerimientos hídricos de la región Comahue presentó desafíos vinculados a la disponibilidad de información actualizada para la calibración del modelo y para la proyección de algunas de las variables explicativas. Otro reto importante se relacionó con el equilibrio necesario entre, por un lado, el grado de detalle mínimo requerido para obtener resultados que permitan realizar recomendaciones concretas de intervención, y por otro lado, la gran extensión y complejidad de la zona de estudio. Los resultados permiten definir en forma integrada un abanico de posibles comportamientos del sistema hídrico y algunos de los principales problemas a enfrentar, pero presentan algunas limitaciones para extraer conclusiones detalladas sobre áreas de riego o centros urbanos específicos. Ello se debe a que la representación de la infraestructura de riego y de abastecimiento de agua no es muy detallada (e.g. solo se representan los canales principales de riego en forma individual, mientras que las redes menores se agrupan dentro de un único canal de conducción), debido principalmente a la falta de información y a la extensión del sistema a modelar.

2. METODOLOGÍA

El objetivo que busca la metodología planteada es contribuir a identificar las inversiones prioritarias en grandes obras de infraestructura hídrica en el Comahue tomando en cuenta aspectos que habitualmente no eran considerados dentro de la toma de decisiones pero que han cobrado mucha relevancia en la última década. La metodología contempla la utilización de un modelo de prospectiva y gestión del recurso hídrico para la realización de un diagnóstico cuantitativo de los principales problemas que enfrentarían las cuencas analizadas en las próximas décadas en función de diversos escenarios. Dicho modelo se alimenta de información socioeconómica y de los resultados de modelos climáticos, y provee datos de disponibilidad hídrica para generación para la corrida de un modelo energético a nivel nacional. Los resultados son analizados cuantitativamente mediante dos índices (profundidad y frecuencia de falla) para detectar y cuantificar las principales fallas del sistema hídrico de forma de priorizar los problemas y formular lineamientos de políticas y propuestas de intervención para mitigar los impactos. Esta metodología podría ser aplicada a las principales cuencas de la Argentina de tal forma de priorizar las grandes inversiones hídricas a nivel nacional, y eventualmente establecer si existen impactos que justifiquen introducir modificaciones en el diseño de las obras ya planificadas.

2.1 Modelo de Gestión y Prospectiva Hídrica

La representación del sistema hídrico conformado por las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro se llevó adelante mediante el modelo

Water Evaluation And Planning System (WEAP). El modelo WEAP ha sido usado previamente en América Latina para realizar estudios de manejo de cuencas⁸, aunque en menor escala que en el presente estudio. El análisis abarcó el periodo 2010-2050 con un paso de tiempo mensual. La modelación comprendió tanto la componente activa de la cuenca, ubicada sobre la cordillera de los Andes, como las principales demandas

(centros urbanos, áreas agrícolas bajo riego, explotación de hidrocarburos convencionales y no convencionales, generación hidroeléctrica). En la parte de abastecimiento del modelo se representaron 9 sub-cuencas activas, divididas a su vez en diversas áreas que son alimentadas con los datos de precipitación y temperatura generados por cada uno de los siete escenarios climáticos considerados (Tabla 1).

Tabla 1. Alternativas de intervención e incertidumbres climáticas y no climáticas definidas en el modelo hídrico Comahue

Tipo de variable (número de escenarios)	Escenarios
Alternativas de intervención o estrategias (10)	<ul style="list-style-type: none"> • Base (Evolución tendencial de las variables explicativas del sistema; e.g. población, superficie irrigada, eficiencia) • Reducción paulatina de Pérdidas en Conducción Agrícola al 50% del valor del año base • Incremento paulatino de la eficiencia en Riego Agrícola, de riego por gravedad (35%-40%) a riego tecnificado (65%-85%) • Uso Racional de Agua en Ciudades (reducción progresiva de la intensidad de uso de agua por habitante al 50% de la correspondiente al año base) • Cambio de la Norma de Operación del Embalse Piedra del Águila (incremento del nivel máximo de operación normal del embalse en determinados meses del año) • Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta Factibilidad (entrada de Chihuido I 2020, Michihuao 2027, Pantanitos 2035) • Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta y Baja Factibilidad (entrada adicional de Collón Cura 2030, La Invernada 2027, Pini Mahuida 2027, Cerro Rayoso 2027, Huitrin 2027, Chihuido II 2027, Integral Río Negro 2035) • Canal de riego Guardia Mitre-Patagones (entrada en operación año 2025, máxima desviación 50m3/s) • Canal de trasvase Chelforo-Río Colorado (entrada en operación año 2025, máxima desviación 50m3/s) • Combinada (Eficiencia conducción agrícola + Eficiencia riego agrícola + Uso racional de agua en ciudades + Cambio norma de operación + Centrales de alta y baja factibilidad+ Canal Guardia Mitre-Patagones)
Incertidumbre climática (7)	<ul style="list-style-type: none"> • Ciclo histórico • GFDL 4.5 • GFDL 8.5 • MIROC 4.5 • MIROC 8.5 • ESM2 4.5 • ESM2 8.5
Incertidumbres no climáticas (4)	<ul style="list-style-type: none"> • Superficie agrícola bajo riego (Escenario de Referencia y Escenario Potencial, Tabla 2) • Tipo de cultivos (Escenario Tradicional y Escenario Alta rentabilidad). El escenario de Alta rentabilidad plantea la penetración de cultivos como cereales y forrajeras en detrimento de frutales tradicionales)

Fuente: elaboración propia

⁸ (Condom, 2012), (Escobar, 2016), (Escobar, 2013), (Jaramillo, 2016), entre otros.

El modelo WEAP asigna el agua disponible a cada nodo de demanda en función de los requerimientos y mediante un esquema de prioridades relativas. Para el presente estudio se reflejó el orden de prioridad que indican las normas de manejo de la cuenca,

asignando la máxima prioridad al abastecimiento a centros urbanos, luego a las áreas agrícolas y la explotación de hidrocarburos, y por último a la generación hidroeléctrica.

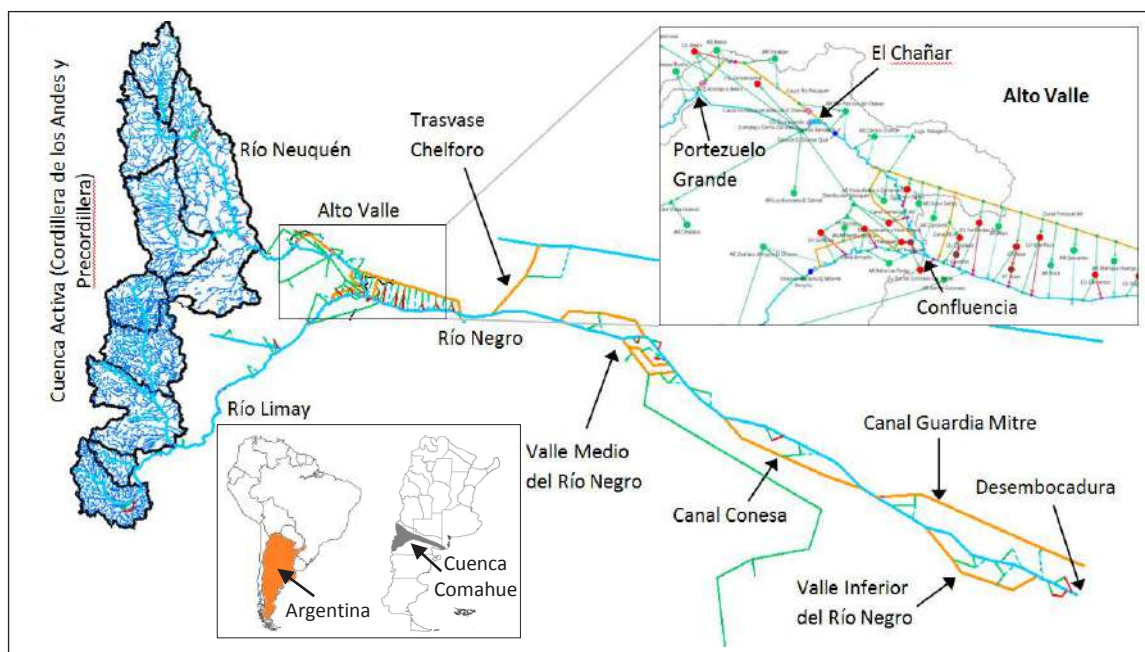


Figura 1. Localización de la zona de estudio y esquema del modelo WEAP de las cuencas de los ríos Limay, Neuquén, y Negro

2.2 Escenarios

La modelación toma en cuenta, a través de la metodología de escenarios, tanto las principales incertidumbres que se presentan hacia el futuro (el clima, la evolución de la superficie bajo riego y de la estructura de cultivos), como diez alternativas de intervención (e.g. la implementación de diversas centrales hidroeléctricas, y las medidas de eficiencia hídrica que podrían ser adoptadas). Cada uno de estos escenarios es seleccionado dentro del modelo WEAP variando la magnitud que adoptan determinadas variables de control, las cuales a su vez pueden ser modificadas mediante un script para automatizar las corridas del modelo. En la Tabla 1 se listan las características de los escenarios considerados, cuya combinación da como resultado un total de 280 escenarios futuros que fueron analizados.

En relación con la incertidumbre climática, para el presente estudio la misma se tomó en cuenta considerando los cambios en temperatura y

precipitaciones asociados a seis escenarios climáticos, derivados de la combinación de dos escenarios de trayectorias de concentración representativas de emisiones gases de efecto invernadero (RCP 4.5 y RCP 8.5⁹), y tres modelos de circulación general (MIROC5¹⁰, GFDL-ESM2G¹¹, CanESM2¹²). Dichos modelos son los que mejor explican la temperatura y precipitaciones de la región para el periodo de referencia 2001-2010. Adicionalmente, se consideró un escenario climático de referencia que resulta de repetir el ciclo de clima histórico de la década 2001-2010.

La Tabla 2 presenta la evolución planteada de la superficie bajo riego por área agrícola en cada uno de los escenarios considerados para el periodo 2010-2050. Se pueden observar dos escenarios, uno que representa una evolución tendencial de la superficie bajo riego (Escenario Tendencial) y otro que plantea una fuerte expansión de la misma (Escenario Potencial).

⁹ Representative Concentration Pathway. El número indica el grado de forzamiento radiativo en W/m² al año 2100 respecto de valores preindustriales. El forzamiento radiativo es función de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera (IPCC, 2014).

¹⁰ University of Tokyo, National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Japón.

¹¹ Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL), EEUU.

¹² Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis, Canadá.

Tabla 2. Superficie neta regada por provincia para el año base y dos escenarios de superficie agrícola bajo riego al año 2050 (Hectáreas)

Área de riego	Superficie neta bajo riego (Hectáreas)			
	Año Base	Escenario Tendencial	Escenario Potencial	Δ (Potencial - Tendencial)
	2010/2011	2050	2050	
AR Provincia de Neuquén (Ha)	32,400	91,175	146,707	55,532
Ar Provincia de Río Negro (Ha)	116,903	193,080	372,692	179,612
Ar Provincia de Buenos Aires (Ha)	700	2,100	7,000	4,900
Total (Ha)	150,003	286,355	526,399	240,044

Fuente: elaboración propia

2.3 Medidas de desempeño y evaluación de la severidad de falla del sistema

El comportamiento del sistema hídrico para cada escenario se evaluó mediante el monitoreo de diversas variables del modelo WEAP denominadas medidas de desempeño. La comparación de dichas medidas con niveles de referencia o umbrales de falla indica si se está ante una condición de falla.

La severidad de la falla se cuantifica en base a la profundidad y frecuencia de ocurrencia de los eventos de falla para cada medida de desempeño, y la misma permite identificar, comparar y priorizar los problemas que enfrenta el sistema hídrico en cada escenario, y para cada década y ubicación espacial. La Tabla 3 presenta las medidas de desempeño utilizadas para evaluar el comportamiento del sistema hídrico Comahue.

Tabla 3. Medidas de desempeño y umbrales de falla definidos para el sistema hídrico Comahue

Grupo	Medida de desempeño	Umbral de falla
(1) Caudales en ríos	Caudal río Neuquén antes de Portezuelo Grande	100 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Neuquén antes de la toma superior de San Patricio de Chaña	7 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Neuquén antes de dique Ballester	115 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Neuquén después de dique Ballester	30-35 m ³ /s (mínimo), 600 m ³ /s (máximo)
	Caudal río Negro en Clonfluencia	400 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Limay a la salida de embalse Arroyito	280-300 m ³ /s (mínimo verano), 180 m ³ /s (mínimo invierno)
	Caudal río Negro antes de la toma para el canal Margen Norte	400/500 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Negro antes de la bocatoma Beltrán	300 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Negro antes de la bocatoma IDEVI	300 m ³ /s (mínimo)
	Caudal río Negro en la desembocadura	250 m ³ /s (mínimo)
(2) Coberturas	Coberturas agrícolas	85% (mínimo)
	Coberturas urbanas	100%
(3) Capacidad de Canales de riego	Caudal máximo en canal Principito Alto Valle	80 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Centenario	7 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Arroyito	15 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Margen Norte Valle Medio	6 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Gran Matriz (Valle Medio)	90 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Conesa	28 m ³ /s máximo
	Canal Guardia Mitre Patagones	50 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Valle Inferior	39 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Microregión Añelo	10 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal San Patricio	7 m ³ /s máximo
	Caudal máximo en canal Los Barreales	19 m ³ /s máximo
(4) Embalses	Nivel de Marí Menuco	Cota 411,5 en Marí Menuco (mínimo)
	Volumen en Piedra del Águila	7,7739.9 hm ³ (Topo of Buffer)
	Volumen en Chocón	13,000 hm ³ (Topo of Buffer, valor medio)
	Volumen en Cerros Colorados	38,000 hm ³ (Topo of Buffer, valor medio)
(5) Generación	Volumen en Chihuido I	10,504.83 hm ³ (Topo of Buffer)
	Generación anual de energía	13,900 GWh (generación anual promedio 2000-2010 Alicura, Piedra del Águila, El Chocón, Arroyito, Cerros Colorados, Pichi Picún Leufú)

Fuente: elaboración propia

En relación a la cobertura de los requerimientos para centros urbanos y áreas de riego, es necesario aclarar que las medidas de desempeño aquí definidas solo registran potenciales problemas relacionados con los caudales en los ríos y canales pero no aquellos relacionados con la altura de las captaciones u otros problemas de infraestructura.

Se considera que se está ante un evento de falla cuando el valor de una medida de desempeño está por debajo (si se refiere a un mínimo) o por encima (si se refiere a un máximo) del umbral de falla. La condición de falla se evalúa en forma mensual a lo largo de determinado periodo de análisis para determinar la frecuencia de falla (FF) y la profundidad de falla (PF).

La frecuencia de falla se define en base a la cantidad de veces que el sistema falla por unidad de tiempo para determinada medida de desempeño:

$$(1) \text{ Frecuencia de falla (FF)} = (\text{Número de eventos de falla en determinado periodo} / \text{Número de meses en el periodo}) * 100$$

Por otra parte, la profundidad de la falla asociada a un evento de falla se define como:

$$(2) \text{ Profundidad de falla (PF)} = ((\text{Umbral de falla} - \text{valor medida de desempeño}) / \text{Umbral de falla}) * 100$$

Fuera del evento de falla, la profundidad de falla adopta por definición un valor igual a 0%.

Para un mínimo, la profundidad de falla da una idea de cuánto desciende el valor de una medida de desempeño por debajo del umbral de falla. La profundidad de falla se calcula mes a mes a lo largo de todo el periodo de análisis, incluyendo aquellos meses para los cuales no hay falla. La profundidad de falla calculada para un periodo determinado de meses brinda un promedio de la profundidad de falla de los meses considerados, y por ende también es función de la frecuencia de falla.

La frecuencia y la profundidad de falla de cada medida de desempeño son valores porcentuales y se evalúan para todas las combinaciones de escenarios indicadas anteriormente (280). La magnitud de estos indicadores de falla permite identificar los problemas prioritarios del sistema hídrico y por lo tanto constituye la base para realizar el diagnóstico integrado de las cuencas y la definición de lineamientos estratégicos para la planificación del sistema.

2.4 Corrida del modelo WEAP y visualización de resultados

Para facilitar la interpretación de los resultados en el contexto de múltiples combinaciones de escenarios (280), la frecuencia y profundidad de falla se muestran en forma gráfica mediante matrices construidas con el software Tableau según una metodología desarrollada por el Stockholm Environment Institute

(Forni, 2016)¹³. Estas matrices presentan en sus columnas las diversas alternativas de intervención (Base, Mejora de Eficiencia en Conducción Agrícola, Mejora de Eficiencia de Riego Agrícola, Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta y Baja Factibilidad, Estrategia Combinada, etc.) y en sus filas las incertidumbres (Climas, Superficie Bajo Riego y tipo de Estructura de Cultivos). De esta forma, para cada medida de desempeño o para un conjunto de ellas, una sola matriz es capaz de mostrar visualmente la magnitud de falla para todas las combinaciones de escenarios.

Se presentan, a continuación, matrices con valores absolutos de frecuencia o profundidad de falla por estrategia, y matrices con valores relativos a la estrategia Base, que sirven para resaltar el efecto de cada estrategia respecto de la estrategia Base. Cada celda de una matriz presenta el valor porcentual de la frecuencia o de la profundidad de falla de una determinada medida de desempeño por medio de un color. Para las matrices con valores absolutos el color verde oscuro representa una situación con falla muy baja o nula (0%) y el rojo oscuro una situación con falla muy alta (100%). En el caso de las matrices con valores relativos a la estrategia Base los colores se interpretan de la siguiente forma: azul oscuro (mejora significativa, -50%), gris (sin cambios, 0%), naranja oscuro (empeoramiento significativo, +50%).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se analiza la profundidad y frecuencia de falla para algunas de las medidas de desempeño listadas en la Tabla 3.

El grupo de medidas de desempeño que presenta mayor magnitud de falla en el contexto de las incertidumbres climáticas y no climáticas corresponde a los caudales mínimos en puntos específicos de las cuencas (Grupo 1, Tabla 3), algunos de los cuales muestran una significativa frecuencia y profundidad de falla, para la mayor parte de los escenarios climáticos, en el escenario de superficie potencial de riego hacia la década 2041-2050 (Figura 2). Tal es el caso del caudal del río Neuquén entre Portezuelo Grande y la Confluencia de los ríos Limay y Neuquén, y el caudal del río Negro en la desembocadura al Mar Argentino (Figura 1). La influencia del escenario de superficie bajo riego sobre los caudales mínimos se explica por el hecho de que la agricultura bajo riego representa la principal demanda consuntiva de la región en términos anuales (aproximadamente 88% de la demanda anual, escenario Base, año 2049/2050), seguida por la demanda urbana (aproximadamente 11% de la demanda anual, escenario Base, año 2049/2050), y la demanda para explotación de hidrocarburos convencionales y no convencionales (inferior al 1% de la demanda anual, escenario Base, año 2049/2050).

¹³ El marco metodológico general para el apoyo a la toma de decisiones se puede encontrar en (Lempert, 2003)

El grupo de medidas de desempeño asociado con la cobertura en áreas de riego presenta una significativa severidad de falla para tres de los siete escenarios climáticos (MIROC 8.5, ESM2 4.5, ESM2 8.5) en áreas de riego específicas y para el escenario de superficie potencial (aquellas vinculadas al tramo inferior del río Neuquén a partir de Añelo hasta San Patricio del Chañar) (Figura 3).

La capacidad de los canales principales de riego presenta una severidad de falla elevada en casi todos los escenarios para el Canal Margen Norte, Canal Conesa, y Canal Principal del Valle Inferior (Figura 4). Para el resto de los canales la severidad de falla depende del clima y de la magnitud del desarrollo agrícola asociado

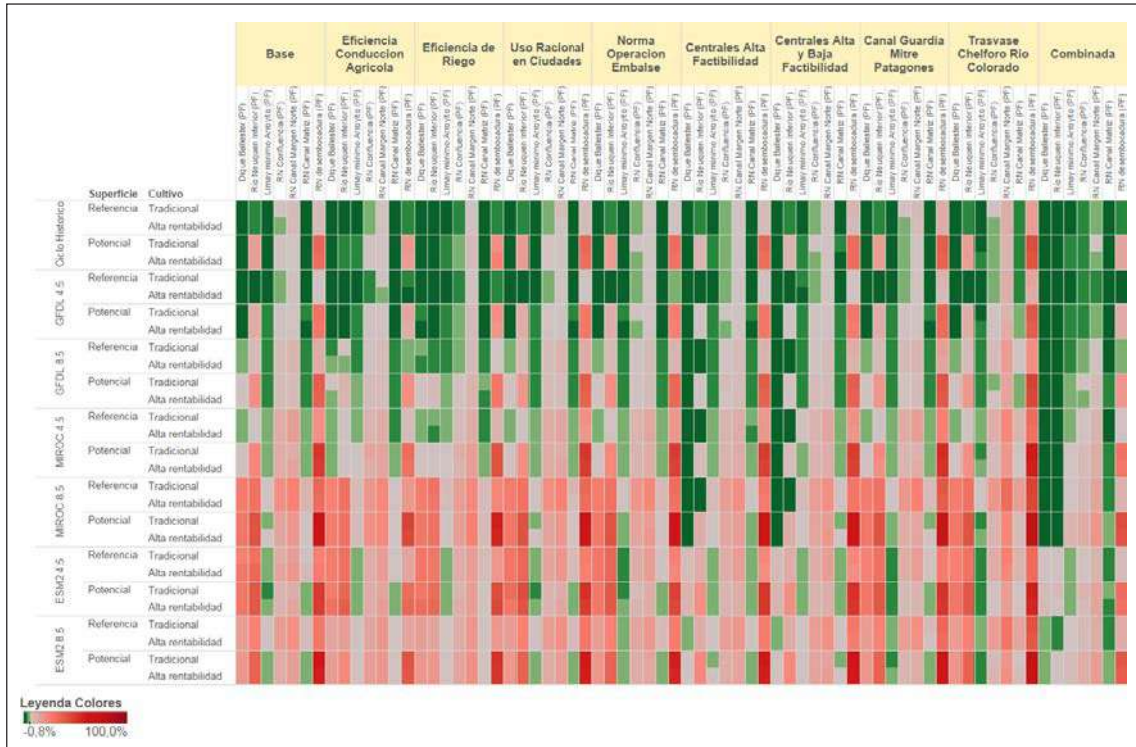


Figura 2. Profundidad de falla de los caudales en puntos específicos del sistema hídrico en la década 2041-2050, Diciembre-Febrero

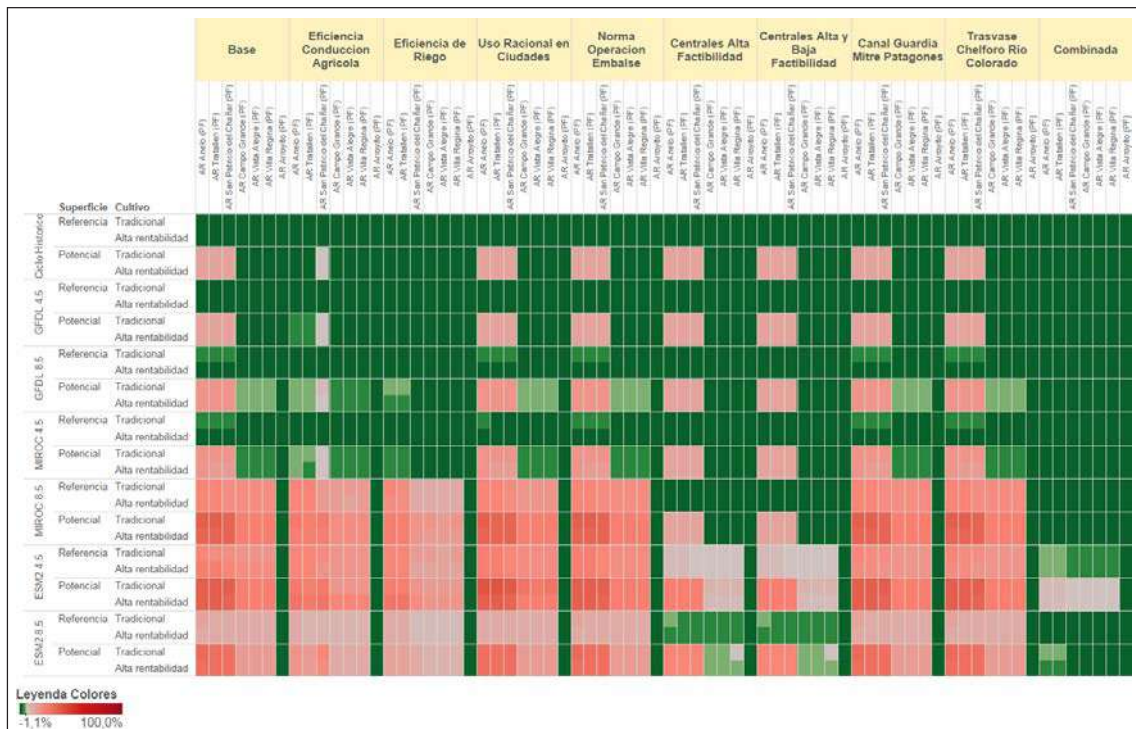


Figura 3. Profundidad de falla de la cobertura de los requerimientos de riego en áreas de riego seleccionadas durante la década 2041-2050, Diciembre-Febrero

Los centros urbanos presentan una muy baja a nula severidad de falla en todos los escenarios (Figura 5). En relación a los embalses, el embalse Cerros Colorados presenta una profundidad de falla moderada a baja (Figura 6) y una frecuencia de baja a significativa dependiendo del escenario climático. La

profundidad y frecuencia de falla es más significativa para Chihuido I, con una severidad que depende del escenario climático. Los menores valores de falla se vinculan al ciclo de clima histórico y los mayores a MIROC 8.5, ESM2 4.5, y ESM2 8.5. El embalse Piedra del Águila no presenta falla bajo ninguno de los escenarios considerados.



Figura 4. Frecuencia de falla de la capacidad de los canales de riego en la década 2041-2050, Diciembre-Febrero



Figura 5. Frecuencia de falla de la cobertura urbana para centros urbanos seleccionados en la década 2041-2050, Diciembre-Febrero

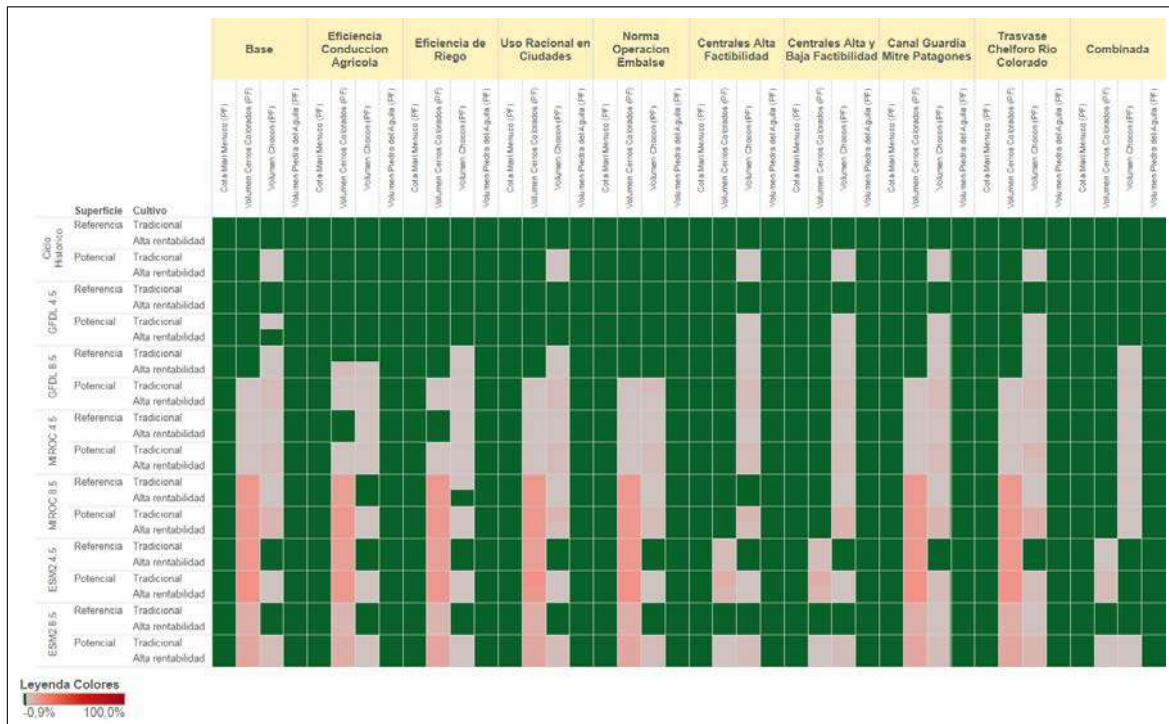


Figura 6. Profundidad de falla del volumen de los principales embalses ya construidos, para la década 2041-2050, Diciembre-Febrero

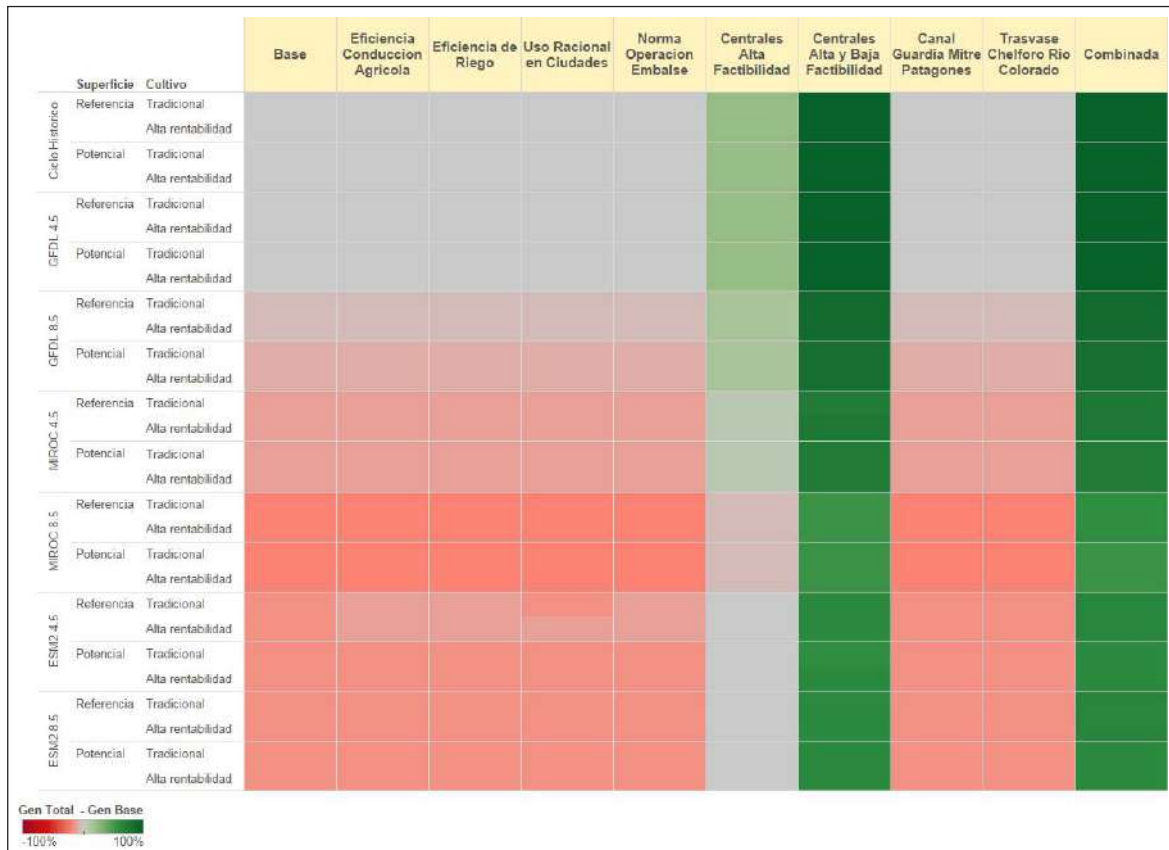


Figura 7. Profundidad de falla de la generación hidroeléctrica anual en la década 2041-2050

Para observar más claramente el efecto de las diversas estrategias sobre la magnitud de la falla, en las siguientes figuras se resta para cada estrategia el efecto de la estrategia Base. La estrategia de implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta y Baja Factibilidad tiene un

efecto positivo moderado sobre la severidad de falla del caudal mínimo en el tramo inferior del río Neuquén (Figura 8) y la cobertura de las áreas de riego asociadas (escenarios climáticos MIROC 8.5, ESM2 4.5, y ESM2 8.5) (Figura 9).



Figura 8. Profundidad de falla de los caudales en puntos críticos del sistema hídrico en la década 2041-2050 respecto de la estrategia Base, Diciembre-Febrero



Figura 9. Profundidad de falla de la cobertura de los requerimientos de riego en áreas de riego seleccionadas durante la década 2041-2050 respecto de la estrategia Base, Diciembre-Febrero

En relación a la generación hidroeléctrica, la estrategia de implementación de Centrales de Alta y Baja Factibilidad tiene un efecto positivo en todos los escenarios climáticos, compensando con creces las reducciones que se observan en los escenarios

más negativos (Figura 7). En el caso del volumen de Cerros Colorados, la estrategia de implementación de Centrales de Alta Factibilidad es efectiva para reducir en forma moderada la severidad de falla en los climas más negativos (Figura 11).

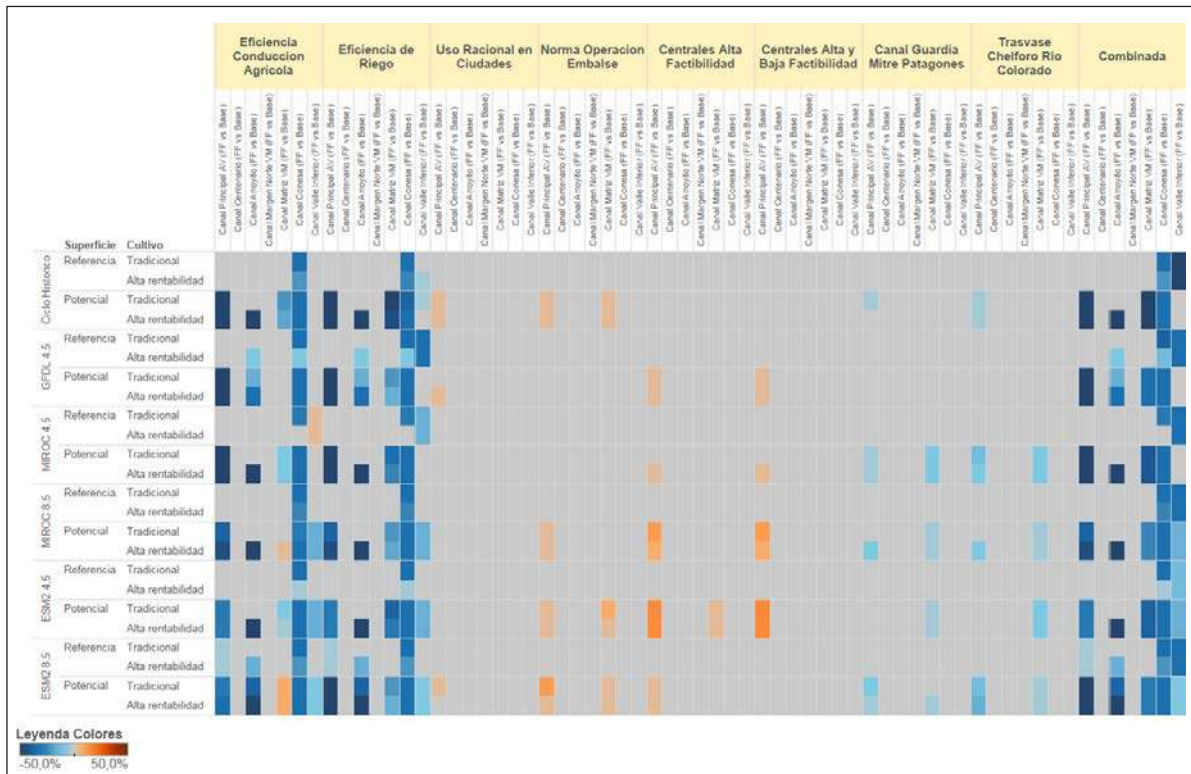


Figura 10. Frecuencia de falla de la capacidad de los canales de riego en la década 2041-2050 respecto de la estrategia Base, Diciembre-Febrero

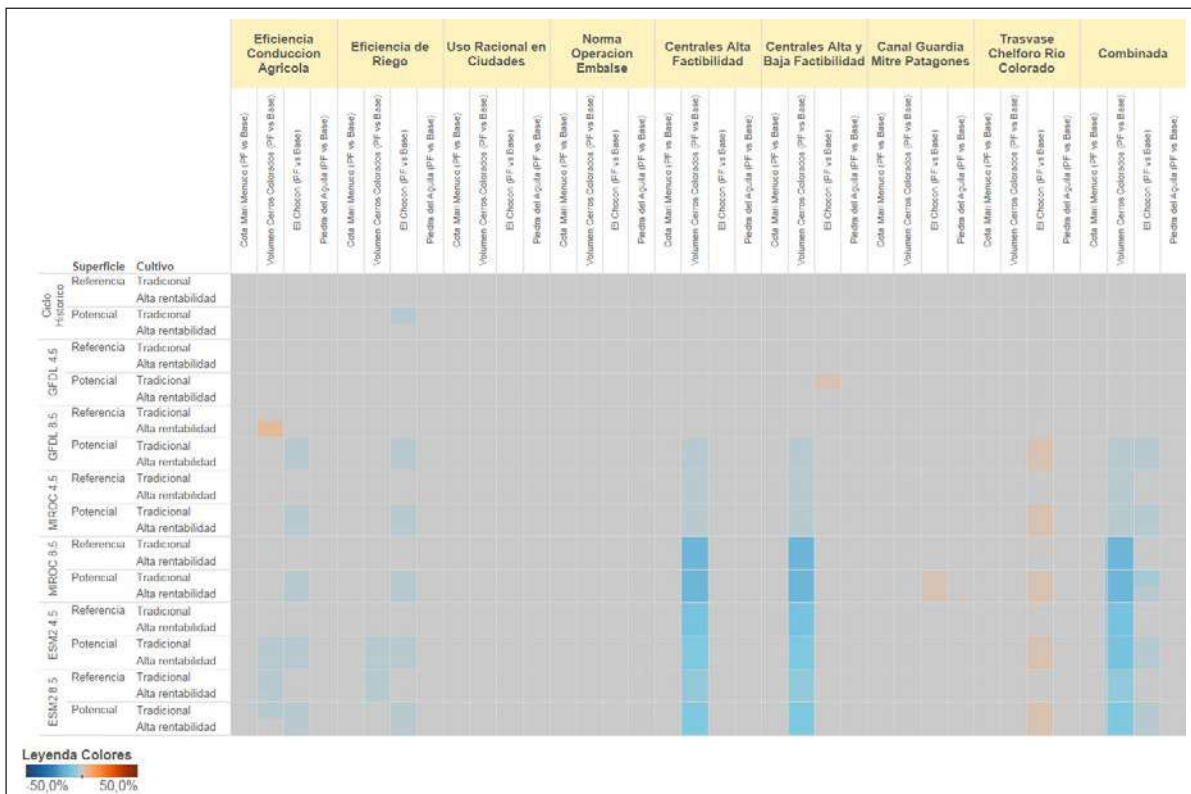


Figura 11. Profundidad de falla del volumen de los principales embalses ya construidos, para la década 2041-2050 respecto de la estrategia Base, Diciembre-Febrero

Las estrategias de eficiencia en conducción agrícola y eficiencia en riego tienen un efecto positivo sobre algunos caudales mínimos (Figura 8), cobertura de riego (Figura 9) y capacidad de canales (Figura 10), pero su magnitud es muy variable en función de los escenarios de incertidumbres.

La estrategia de trasvase (Canal Chelforo-Río Colorado) y en menor medida la implementación del canal Guardia Mitre-Patagones (ambas plantean derivar un máximo de 50 m³/s del caudal del río Negro) incrementan en forma moderada la severidad de falla del río Negro a la altura de Valle Medio e Inferior (en el primer caso) y Valle Inferior (en el segundo), para todos los escenarios de clima, superficie y tipo de cultivo (Figura 8).

La estrategia combinada se presenta como efectiva para reducir la severidad de falla en casi todos los escenarios climáticos en el tramo inferior del río Neuquén y en la desembocadura del río Negro, tendiendo a compensar los efectos negativos del canal Guardia Mitre-Patagones. También tiene un efecto positivo significativo sobre la severidad de falla de las áreas de riego vinculadas al tramo inferior del río Neuquén, pero solamente para los

escenarios climáticos más negativos. El efecto sobre la generación hidroeléctrica es altamente positivo.

Desde el punto de vista de las incertidumbres que enfrenta el sistema hídrico Comahue, la modelación indica que las que mayor influencia tienen sobre la severidad de falla son la climática y la superficie bajo riego. Con respecto a la primera, tres de los siete escenarios climáticos (MIROC 8.5, ESM 4.5 y ESM2 8.5) incrementan la severidad de falla para todos los grupos de medidas de desempeño con excepción de la capacidad de los canales de riego, que se ve más afectada por la expansión de la superficie bajo riego.

En síntesis, los resultados de la modelación señalan la posibilidad de que se registren en las próximas décadas caudales medios mensuales, en algunos tramos de los ríos Neuquén y Negro, que son inferiores a los niveles considerados como aceptables, principalmente durante el verano. Otro impacto potencial de relevancia, que se observa para algunos escenarios climáticos, es el descenso de los volúmenes embalsados por debajo del nivel mínimo de operación normal para los embalses Cerros Colorados, El Chocón y Chihuido I. Asociado a este impacto se observa una reducción en la generación hidroeléctrica respecto del promedio histórico.

Tabla 4. Síntesis de principales impactos y estrategias de adaptación

Impacto	Estrategias
1. Caudales mínimos por debajo del umbral de falla en determinados tramos. Principalmente: río Neuquén entre Portezuelo Grande y Confluencia, desembocadura del río Negro).	Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta Factibilidad (Chihuido I, Michihuao, Pantanitos); Eficiencia en conducción y riego agrícola; Estrategia Combinada
2. Cobertura de riego agrícola (principalmente áreas de riego sobre el río Neuquén entre Portezuelo Grande y El Chañar). Mayores impactos para 3 de los 7 climas (MIROC 8.5, ESM2 4.5, ESM2 8.5) y escenario de superficie agrícola Potencial.	Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta Factibilidad (Chihuido I, Michihuao, Pantanitos); Eficiencia en conducción y riego agrícola; Estrategia Combinada
3. Volumen de embalses por debajo del mínimo de operación normal (principalmente Cerros Colorados, El Chocón, Chihuido I).	Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta Factibilidad (Chihuido I, Michihuao, Pantanitos)
4. Generación hidroeléctrica. El peor escenario climático implica una reducción de 170 TWh (acumulado 2011-2050), equivale a 1.2 veces la generación de Argentina del año 2015)	Implementación de Centrales Hidroeléctricas de Alta Factibilidad (Chihuido I, Michihuao, Pantanitos) y Baja Factibilidad
5. Capacidad de canales de riego: Canal Margen Norte Valle Medio, Canal Conesa, Canal Principal Valle Inferior.	Eficiencia en riego y conducción agrícola

Fuente: elaboración propia

En el sector agrícola los impactos en los climas con mayor reducción de las precipitaciones señalan potenciales fallas en la cobertura durante la temporada de riego, principalmente para las áreas de regadío ubicadas sobre el río Neuquén entre Portezuelo Grande y El Chañar. Estos impactos se adelantarían en el tiempo si se registrara una expansión significativa de la superficie agrícola bajo riego ya que tanto ésta como la evolución de las tecnologías y prácticas de riego tendrán una gran influencia sobre la demanda futura de agua. Como

resultado, la expansión potencial de la superficie bajo riego incrementa la severidad de falla en el caso de algunas medidas de desempeño asociadas a los caudales mínimos, las coberturas de riego y la capacidad de los canales, para todos los escenarios climáticos. Dicha expansión también traería aparejada una mayor utilización de los canales de riego, cuya capacidad en algunos casos alcanzaría el límite máximo de conducción de agua. Tal es el caso del Canal Margen Norte de Valle Medio, el Canal Conesa y el Canal Principal de Valle Inferior. Gracias

a su elevado nivel de prioridad y a la magnitud relativamente reducida de los requerimientos urbanos, este uso no se vería comprometido desde el punto de vista del caudal disponible en los ríos. Sin embargo, se deben estudiar los potenciales problemas de cobertura urbana relacionados con la infraestructura de abastecimiento, aspectos que no han sido modelados en el presente trabajo. La Tabla 4 brinda un resumen de los principales impactos y estrategias de adaptación.

4. CONCLUSIONES

Existen políticas y acciones concretas que permitirían morigerar los impactos descritos anteriormente (Tabla 4). Una de las principales estrategias de adaptación es la implementación de los embalses Chihuido I, Michihuao y Pantanitos (Centrales de Alta Factibilidad). Estas obras permitirían mejorar la capacidad de regulación que posee el sistema hídrico y sostener los niveles históricos de generación hidroeléctrica en los escenarios climáticos más severos. Estas obras poseen un prolongado tiempo de maduración e implementación y un costo estimado en 5,000 millones U\$S. Cabe enfatizar que estas obras poseen un buen nivel de factibilidad en los listados oficiales de proyectos en cartera, y que los resultados del presente estudio señalan la necesidad de priorizar las mismas dentro del conjunto de proyectos existentes a nivel nacional.

Una segunda estrategia muy relevante sería la mejora de eficiencia en riego y conducción agrícola, incluyendo la remodelación y/o construcción de infraestructura de riego y drenaje. Ello se debe a que los requerimientos para riego agrícola explican la mayor parte de la demanda hídrica consuntiva anual del sistema, tanto en el presente como hacia el futuro. Por lo tanto, resulta prioritaria la implementación de medidas de adaptación en el sector agrícola, independientemente del escenario climático que se considere. La estrategia de mejora de eficiencia permitiría la expansión de áreas de riego, reduciendo o postergando impactos negativos y tiene un costo estimado de 1,900 millones U\$S.

Por último, la implementación de centrales hidroeléctricas de Baja Factibilidad (adicionales a las de Alta Factibilidad) permitiría incrementar además la generación hidroeléctrica respecto del promedio histórico, incluso en los climas más severos. Entre estas centrales podemos mencionar Collón Cura, La Invernada, Pini Mahuida, Cerro Rayoso, Huitrín, Chihuido II e Integral del Río Negro. Estas obras poseen un prolongado tiempo de maduración e implementación, y un costo estimado de 9,600 millones U\$S.

El impacto potencial de las fallas analizadas tiene implicancias concretas sobre el desarrollo y la sustentabilidad de diversas actividades productivas y de los asentamientos poblacionales de la región Comahue. La mayor parte de estos impactos podrían

ser atenuados mediante la adopción temprana de las medidas de adaptación aquí identificadas. Todas estas medidas deberían ser impulsadas desde el Estado, y requerirán de la activa colaboración de la población, organizaciones de la sociedad civil e instituciones privadas.

Si bien muchos de los impactos se vuelven significativos a partir de la década 2041-2050, consideramos que es muy importante ir avanzando en un proceso de planificación que los tome en cuenta, ya que las obras de infraestructura propuestas tienen asociados tiempos de maduración e implementación relativamente prolongados y un costo acumulado que puede ser cercano a los 16,000 millones de dólares.

Para avanzar en el conocimiento del sistema hídrico del Comahue e incrementar la utilidad del modelado como herramienta para la gestión es necesario mejorar la calidad de la información disponible para la calibración y actualizar el modelo hídrico-climático en forma periódica. Para ello es recomendable realizar un trabajo conjunto y sistemático entre las instituciones de investigación científica y los organismos encargados de realizar la gestión del sistema hídrico.

Todos los resultados, recomendaciones y herramientas generadas por el proyecto Climagua han sido puestos a disposición de los diversos organismos encargados de la gestión del recurso hídrico en el Comahue para que puedan ser tomados en cuenta en el proceso de planificación y toma de decisiones ante una problemática tan compleja como es el cambio climático. El reconocimiento por parte de las autoridades de la del severidad de los impactos potenciales identificados podría motivar la realización de estudios adicionales sobre las cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, y eventualmente la expansión del análisis a otras cuencas como herramienta para la definición de prioridades para el desarrollo de grandes obras de infraestructura hídrica a nivel nacional.

Agradecimientos

Queremos agradecer especialmente al International Development Research Centre de Canadá (IDRC), sin cuyo apoyo hubiese sido imposible el desarrollo del proyecto Climagua y la obtención de los resultados aquí presentados. También agradecemos la provisión de información para el modelado y la participación en talleres de discusión a: Carlos Merg, Martín Nini y Federico Schmidt del Departamento Provincial de Aguas de Río Negro; Marcela González y Daniel Lima de la Subsecretaría de Recursos Hídricos del Neuquén; Aníbal Asencio y Ana Martínez de la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro; Juan Galeazzi de la Universidad Nacional del Comahue; David Purkey, Marisa Escobar y Charles Young del Stockholm Environment Institute – Davis.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Condom, T., M. Escobar, D. Purkey, J. Pouget, W. Suarez, C. Ramos, J. Apaestegui, T. Arnaldo, J. Gomez. 2012. Simulating the implications of glaciers' retreat for water management: a case study in the Rio Santa basin, Peru. *Water Int.* 37, 442–459. doi:10.1080/02508060.2012.706773
- Escobar, M., B. Carvajal, J. Rubiano, M. Mulligan, C. Candelo. 2016. Building hydroliteracy among stakeholders for effective water benefit sharing in the Andes. *Water Int.* 1–18. doi:10.1080/02508060.2016.1174546
- Escobar, M., N. Lima, D. Purkey, D. Yates, L. Forni. 2013. Modelación hidrológica y escenarios de cambio climático en cuencas de suministro de agua de las ciudades La Paz y El Alto, Bolivia. *Aqua-LAC* 5, 23–34.
- Flores, F., M. Escobar, D. Purkey, L. Forni, H. Segura. 2012. Un Marco de Apoyo a la Toma de Decisiones para Adaptación al Cambio Climático, Reporte Final del Proyecto: Modelación del Rol de Páramo en la Hidrología Bajo un Escenario de Cambio Climático. Stockholm Environment Institute, 40 páginas.
- Forni, L., S. Galaitsi, V. Mehta, M. Escobar, D. Purkey, N. Depsky, N. Lima. 2016. Exploring scientific information for policy making under deep uncertainty. *Environmental Modelling & Software*, 86, pp. 232–247.
- Fundación Torcuato Di Tella. 2006. Vulnerabilidad de la Patagonia y Sur de La Pampa y de Buenos Aires al cambio climático, Argentina: Actividades habilitantes para la Segunda Comunicación Nacional sobre cambio climático. Buenos Aires, 368 páginas.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 páginas.
- Jaramillo, M.F., A. Galvis, M. Escobar, L. Forni, D. Purkey, J. Sieber, G. Lozano, C. Rodríguez, J. Castaño, C. Sabas. 2016. Integración de los modelos WEAP y QUAL2K para la simulación de la calidad del agua de fuentes superficiales. Caso de estudio: Cuenca del río La Vieja, Colombia. *Aqua-LAC* 8, 14–24.
- Lempert, R.J., S. Popper, S. Bankes. 2003. *Shaping the next one hundred years - New Methods for Quantitative, Long-Term Policy Analysis*. The Rand Pardee Center, Santa Monica, California, USA.
- Losano F., P. Cello, M. Marizza, L. Forni, C. Young, G. Nadal, O. Girardin, L. Bucciarelli, R. Vallejos, & S. Godoy. 2015. Modelo de gestión para la evaluación del estrés hídrico en la región del Comahue. VIII Congreso Argentino de Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos, Santa Fe, Argentina.
- Yates, D., J. Sieber, D. Purkey, and A. Huber-Lee. 2005a. WEAP a Demand, Priority, and Preference Driven Water Planning Model: Part 1, Model Characteristics. *Water International* 30(4):487–500.
- Yates, D., J. Sieber, D. Purkey, and A. Huber-Lee. 2005b. WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part 2: Aiding Freshwater Ecosystem Service Evaluation. *Water International*, 30(4), pp. 501-512.

**ANÁLISIS DE TENDENCIA EN LA PRECIPITACIÓN ANUAL (1964 – 2011)
EN LA CUENCA DEL PASTAZA-ECUADOR****ANALYSIS OF TREND IN ANNUAL PRECIPITATION (1964 - 2011)
IN THE PASTAZA-ECUADOR BASIN**

Calahorrano, Julia¹; Manzano, Mery¹; Gualli, Dolores¹; Silva, Fabián¹; Audelo, Mario²; Tingo, Javier¹

Resumen

La variación temporal y la distribución espacial de la precipitación en la cuenca del río Pastaza en Ecuador se investigó utilizando los registros diarios pluviométricos del periodo 1964-2011, provenientes de veinte y tres estaciones del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). Se aplicaron tres pruebas estadísticas para establecer la homogeneidad de los datos, estas fueron, t de Student, Cramer y Helmer. La prueba estadística de Spearman fue aplicada para establecer la tendencia temporal, mientras que el método de ponderación del inverso de la distancia se utilizó para revelar la tendencia espacial de los volúmenes de precipitación mensual y anual. La investigación muestra: (a) 30,4% de las estaciones presentan tendencias temporales positivas, 26,1% negativas y 43,5% no muestra tendencia durante el periodo 1964-2011; (b) la tendencia espacial en el periodo 1971–2011 revela montos pluviométricos mensuales entre 100 mm y 200 mm en las unidades hidrográficas Cutuchi, Ambato y Chambo ubicadas al nor y sureste de la cuenca; 100 mm a 500 mm mensuales en la unidad hidrográfica denominada Drenajes menores del río Pastaza al suroeste de la cuenca. Estos hallazgos proporcionan información importante que contribuye a la construcción de modelos regionales de cambio climático en zonas montañosas donde la topografía es un factor que provoca variabilidad espacial y temporal de la precipitación.

Palabras clave: Cuenca del río Pastaza en Ecuador, tendencia de la precipitación, series de tiempo, homogenización, variabilidad.

Abstract

The temporal variation and spatial distribution of precipitation in the Pastaza River Basin in Ecuador was investigated by utilizing dataset consisting of twenty three rain gauges, from the National Institute of Meteorology and Hydrology (INAMHI) during 1964 -2011. Three statistical tests were applied to establish the homogeneity of the data, these were: Student t, Cramer and Helmer. The statistical test of Spearman was applied to establish the temporal trend, while the method inverse distance weighting (IDW), was used to reveal the spatial trend of the volumes of annual precipitation. Analyses indicated that: (a) 30.4% of the twenty three stations experienced statistically positive temporary trends, 26.1% negative and 43.5% do not show a trend over the period 1964-2011; (b) The spatial trend in the period 1971-2011 reveals monthly pluviometric amounts between 100 mm and 200 mm in the Cutuchi, Ambato and Chambo hydrographic units located to the north and southeast of the basin; 100mm to 500 mm monthly in the hydrographic unit denominated smaller drainage of the Pastaza river to the southwest of the basin. These findings provide important information that contributes to the construction of regional models of climate change in mountain areas where the topography is a factor that leads to spatial and temporal variability of precipitation.

Key words: Cuenca of the Pastaza River in Ecuador, precipitation trend, time series, homogenization, variability

¹ Universidad Nacional de Chimborazo, Ecuador. jcalahorrano@unach.edu.ec

² Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador.

1. INTRODUCCIÓN

La lluvia es la principal variable meteorológica que interviene sobre el clima tanto espacial como temporalmente, e incide sobre las actividades humanas vitales como la agricultura (Priyan.K, 2015). Por lo tanto, uno de los retos que plantea la planificación hídrica en un contexto de cambio climático/variabilidad climática es, la determinación, identificación y cuantificación de las tendencias en las precipitaciones y sus implicaciones en las corrientes de ríos con el fin de ayudar en la formulación de medidas de adaptación a través de estrategias apropiadas para la gestión de los recursos (Taxak.A, 2014). El cambio climático, considerado como cualquier cambio en el clima a lo largo del tiempo, ya sea debido a las variaciones naturales o como resultado de la actividad humana (IPCC, 2016), constituye un fenómeno del que se discute ampliamente a nivel mundial en los últimos años. Los análisis de las tendencias en la precipitación se han realizado a nivel global, regional y local. Entender entonces, la distribución espacial y la tendencia temporal de la lluvia de un periodo histórico, es importante, no solo para quienes estudian el clima, sino sobre todo para los tomadores de decisiones, entre los que se incluyen políticos, agricultores, empresarios, planificadores, etc.

El análisis de tendencias de precipitación del periodo 1901-2012, en la cuenca Wainganga en la India central (Taxak.A, 2014) muestra una tendencia al decremento. En Italia, se analizaron treinta y dos series de precipitación entre 1833 y 1996, (Buffoni L, 1999) y se observó que existe una tendencia negativa. En la cuenca alta del río Tennessee en Estados Unidos se analizaron datos de precipitación del periodo 1950-2009 (Jones J, 2015) donde se revela que la precipitación anual presenta tendencia positiva en el 52% de las subcuencas. La distribución de las tendencias anuales en esta cuenca varía debido a las variaciones climáticas topográficamente inducidas con tendencia a la baja que se concentra en la región de los Apalaches, que se encuentra principalmente en la zona oriental de la cuenca alta del río Tennessee. La disminución de la precipitación, es del orden del 10 % para NS anuales y de primavera y SS anual, mientras que es superior al 20 % para el otoño NS. En la región Pacífico Norte de México fueron analizadas 74 series de precipitación del periodo 1921-2004 (García F, 2009) donde se encontró que existen incrementos en las medias y medianas de la intensidad de lluvia, y a pesar de que los anuales de precipitación no han cambiado y el número de lluvias ha disminuido, su intensidad si se ha incrementado. En un estudio de la tendencia de la precipitación mensual en Venezuela (Guenni L, 2008) se tiene que si las tasas de disminución en la precipitación observadas en los

años recientes se mantienen en el futuro, en unos 50 años se vislumbra una reducción de 50 a 100 mm de precipitación anual en la zona norte y en gran parte de la región Andina. El análisis espacial de la precipitación, en la región montañosa de Hengduan en China, muestra distribución espacial de días secos con tendencia descendente del sudoeste al noreste sobre la región de estudio. Las estaciones experimentan una tendencia decreciente para días húmedos consecutivos centralizada en el sur y aumentos en las regiones central y norte. También se observó tendencia decreciente para días húmedos centralizada en el sur de la región de estudio y aumentos en estaciones distribuidos en las regiones central y norte (Zhang K, 2014). La distribución espacial para la precipitación anual en Irán presenta tendencias negativas en la región noroeste del país. Más aún la mayor parte de las estaciones situadas en las áreas costeras del Mar Caspio (norte de Irán) muestran tendencias negativas. Excluyendo la región central y algunos otros puntos, la precipitación anual decrece entre el 10% y 30% en el noroeste y sureste (Shifteh et al, 2012).

Para la cuenca del río Pastaza en Ecuador, la precipitación es un componente vital de la operación de muchos sistemas, como embalses, canales de riego, sistemas de agua potable, etc; además de los costos económicos asociados con la generación de energía hidroeléctrica, por lo que entender el la tendencia espacial y temporal de esta variable es importante. Con estas consideraciones, los principales objetivos de este estudio fueron: (a) determinar la tendencia temporal de la precipitación, a escala mensual y anual; y (b) analizar la tendencia espacial de la precipitación en la cuenca del río Pastaza.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de Estudio

La cuenca del río Pastaza recorre más de 700 km desde los Andes ecuatorianos hacia las planicies de inundación de Perú, donde se une al río Marañón y eventualmente al río Amazonas. La parte ecuatoriana del río Pastaza nace en la confluencia del río Patate y el río Chambo, al pie del volcán Tungurahua, fluye por la meseta y logra atravesar entre cañones la cordillera oriental de los Andes, bordeada por colinas escarpadas, bancos y cascadas (Conservation International, 2005). En Ecuador el río Pastaza, como eje principal de la cuenca del Pastaza, posee una longitud de 340 kilómetros. Se encuentra localizada en las coordenadas 77°50' 00" W latitud a 79°0'0.0" W y 0°35'0.0" S a 2° 0' 0.0" S longitud, comprende una superficie de 33.280 km² con elevaciones desde los 700 a 5.200 m.s.n.m. (Figura. 1) (HGPT, 2015).

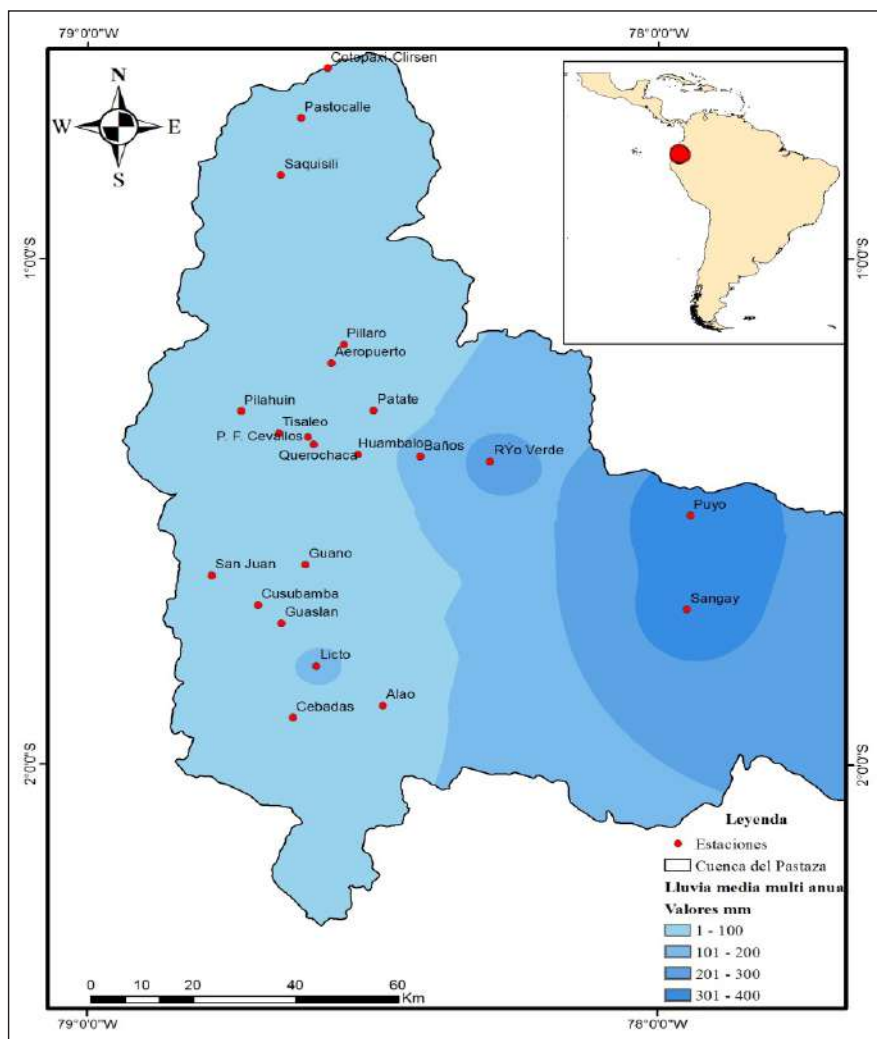


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Pastaza - Ecuador

El clima está influenciado por los regímenes climáticos occidental y oriental que prevalecen en el país. Las corrientes marinas cálidas de El Niño y frías de Humboldt, y el sistema de convergencia intertropical condicionan el clima del área. Esto permite distinguir tres zonas caracterizadas de la siguiente manera:

- Zona de páramo de la Cordillera oriental; tiene una pluviometría anual superior a 1.000 mm, con época lluviosa de abril a agosto.
- Flancos orientales de la Cordillera Occidental con precipitaciones que van desde 600 a 1.000 mm por año; esta zona tiene dos estaciones lluviosas en los períodos comprendidos de febrero a abril y de octubre a diciembre.
- Zona del Callejón Interandino, con precipitaciones anuales menores a 500 mm, con una estación lluviosa entre febrero y mayo.

Si bien la temperatura promedio es de alrededor de 14 grados centígrados, la gama de temperatura es amplia, desde los -4°C en las zonas altas, sobre 3.500 m.s.n.m, hasta los 20°C en las zonas más bajas de 700 m.s.n.m (PROMACH-GTZ, HCPT, 2004).

2.2. Diseño del estudio

Este estudio investiga la existencia de tendencias de precipitación a escala mensual y anual y su distribución espacial, sobre la región de la cuenca del río Pastaza en Ecuador, a través de diversas técnicas estadísticas y matemáticas (Quevedo, 2006), los test de Cramer, Helmert y t de Student para homogeneidad; coeficiente de Spearman utilizado para determinar la tendencia temporal y el modelo del inverso de la distancia, (*inverse distance weighting*) IDW, para la determinación de la distribución espacial, apoyado en técnicas geo-estadísticas. El estudio se realiza analizando las subcuencas del Río Cutuchi, Río Ambato, Río Chambo y Drenajes menores del río Pastaza.

2.3. Datos utilizados

Estudiar el comportamiento de la precipitación de manera temporal y espacial requiere de registros históricos de buena calidad de por lo menos 30 años (OMM 2011, Calahorrano et.al, 2016). En el presente estudio se utilizó series de precipitación diaria de veinte y tres estaciones meteorológicas ubicadas en la

cuenca del río Pastaza en Ecuador. Estas estaciones pertenecen en su mayoría al Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI), entidad encargada de suministrar la información relativa al tiempo, el clima y los recursos hídricos del país; la estación del aeropuerto de Ambato es propiedad de

la Dirección General de Aviación Civil del Ecuador (DGAC). El periodo de estudio es 1964 – 2011, sin embargo no todas las estaciones completan los 48 años de estudio, pero la mayoría supera los 30 años, excepto las estaciones del Aeropuerto y Querochaca que fueron instaladas posteriormente.(Tabla 1).

Tabla 1. Estaciones analizadas en la cuenca del río Pastaza - Ecuador

Nombre Estación	Código	Longitud	Latitud	Altura	Años de registro
Cotopaxi –Clirsén	M120	769195	9931041	3.510	1964 - 1993
Pastocalle	M371	764054	9920134	3.074	1979 - 2002
Saquisilí	M375	760057	9907660	2.892	1979 - 2011
Rumipamba	M004	767684	9887159	2.685	1977 - 2011
Pillaro	M127	772341	9870622	2.770	1964 - 2004
Aeropuerto	M066	769950	9866534	2.590	1987 - 2011
Tisaleo	M377	759673	9851212	3.250	1975 - 2011
P. F. Cevallos	M128	765394	9850377	2.910	1978 - 2011
Querochaca	M258	766444	9848747	2.865	1986 - 2011
Pilahuin	M376	752348	9856012	3.314	1965 - 2005
Patate	M126	778205	9856142	2.270	1964 - 1993
Huambaló	M380	775133	9846526	2.880	1976 - 2011
San Juan	M393	746622	9820099	3.220	1964 - 2004
Guano	M408	764838	9822413	2.620	1980 - 2011
Cusubamba	M369	755582	9813574	3.175	1964 - 2004
Guaslán	M133	760215	9809636	2.850	1964 - 2004
Licto	M407	767006	9800254	2.840	1976 - 2011
Cebadas	M395	762446	9788952	2.930	1965 - 2005
Alao	M396	779982	9791632	3.200	1964 - 2011
Baños	M029	787319	9846052	1.695	1964 - 2011
Río Verde	M378	800990	9844961	1.529	1965 - 2011
Puyo	M008	840113	9833136	960	1965 - 2011
Sangay	M041	839402	9812598	880	1964 - 2011

Los registros históricos de precipitación fueron sometidos a un análisis de homogeneidad para asegurar que las tendencias detectadas no sean causadas por un cambio en los tiempos de observación, o debido a la reubicación física del pluviómetro. La homogeneidad se observó mediante la aplicación de tres tipos de pruebas. La primera aplicando t de Student, para detectar inconsistencias debido a cambios abruptos en la media de precipitación (Rubio et.al, 2012, Puebla J 1995). En este caso, se divide la muestra total en dos partes con tamaños similares $n_1 \approx n_2 \approx n/2$, de tal forma que sus medias sean análogas. La serie es homogénea si el valor del estadístico calculado t_d resulta menor o igual al estadístico t_c de la distribución t de Student de dos colas y con $n_1 + n_2 - 2$ grados de libertad.

$$t_d = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\left[\frac{n_1 s_1^2 + n_2 s_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2} \right) \right]^{1/2}} \quad (1)$$

\bar{x}_1 , \bar{x}_2 , s_1^2 y s_2^2 y las medias y varianzas de las dos partes de la serie.

La segunda fue la prueba de Cramer, que compara el valor de \bar{x} del registro total con cada una de las medias de los bloques elegidos \bar{x}_{60} (60% de los últimos valores de la muestra) y \bar{x}_{30} (30% de los últimos valores de la muestra) (Cabaña et al, 2010). Para que se considere la serie analizada como estacionaria en la media, se deberá cumplir que no existe una diferencia significativa entre las medias de los bloques. Es una prueba complementaria de la t de Student, sobre todo cuando las muestras n_1 y

n_2 no son muy parecidas. El estadístico t_w tiene una distribución t de Student de dos colas con $n-2$ grados de libertad.

$$\bar{x} = \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{n} \tag{2}$$

$$S_x = \left[\frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \tag{3}$$

$$\bar{x}_{60} = \sum_{k=1}^{n_{60}} \frac{x_k}{n_{60}} \tag{4}$$

$$\bar{x}_{30} = \sum_{k=1}^{n_{30}} \frac{x_k}{n_{30}} \tag{5}$$

$$\tau_{60} = \frac{\bar{x}_{60} - \bar{x}}{S_x} \tag{6}$$

$$\tau_{30} = \frac{\bar{x}_{30} - \bar{x}}{S_x} \tag{7}$$

$$t_w = \left\{ \frac{n_w(n-2)}{n-n_w[1+\tau_w^2]} \right\}^{\frac{1}{2}} |\tau_w| \quad w = 30, 60 \tag{8}$$

La tercera fue la prueba de Helmer, detecta si la serie es homogénea o no, debido a que no tiene persistencia o tendencia (Campos D. , 2015), consiste en analizar el signo de las desviaciones de cada evento de la serie respecto a su valor medio (Campos D, 1998), considerando que si una desviación de cierto signo es seguida por otra del mismo signo, se dice que ha ocurrido una secuencia (S), en caso contrario se dice que ha ocurrido un cambio (C). Si la diferencia entre el número de secuencias y cambios es menor o igual que un error probable.

$$|S - C| \leq \sqrt{n-1} \tag{9}$$

2.4. Análisis de la tendencia temporal

La tendencia y la variabilidad de una serie temporal pueden ser descritas adecuadamente a través de test no-paramétricos (Sneyers, 1992). En particular, en las series de observaciones meteorológicas, el carácter aleatorio puede ser considerado como suficiente razón para la aplicación de una prueba de tendencia (Shifteh et al, 2012). Dos test no paramétricos pueden ser usados para demostrar la posible existencia de tendencia: el primero basado en el Coeficiente de Sperman $r_{s,y}$ el segundo en el rango de correlación estadística t de Kendall (Sneyers, 1992). En este estudio, se aplicó el Coeficiente de Spearman r_s desarrollado por Charles Spearman, que evalúa la relación entre dos variables y puede ser descrito mediante una función monótonica. Una relación monótonica es aquella en la pueden ocurrir los casos siguientes: a) el valor de una variable incrementa mientras lo hace el valor de la otra variable; o, b) el valor de una variable incrementa mientras la otra

variable decrece. Este coeficiente es una medida de asociación lineal que utiliza los rangos, números de orden, de cada grupo de sujetos y compara dichos rangos. De igual modo, existen dos métodos para calcular el coeficiente de correlación de los rangos: uno, señalado por Spearman y otro, por Kendall. El r de Spearman llamado también rho de Spearman es más fácil de calcular que el de Kendall (Moore, 2005). El Coeficiente de Spearman, es robusto a la presencia de outliers (es decir permite ciertos desvíos del patrón normal). La manifestación de una relación causa-efecto es posible sólo a través de la comprensión de la relación natural que existe entre las variables y no debe manifestarse sólo por la existencia de una fuerte correlación (Restrepo L, 2007). La fórmula de Spearman es la siguiente:

$$r_s = 1 - \frac{6}{n(n^2-1)} \sum (y_i - i)^2 \tag{10}$$

Donde n es el número de casos o valores y , $y_i - i$ es el rango de las variables.

Usando la hipótesis nula, la distribución de esta cantidad es asintóticamente normal con:

$$E(r_s) = 0 \quad \text{y} \quad \text{var } r_s = \frac{1}{n-1} \tag{11}$$

Para establecer la tendencia se planteó las siguientes hipótesis: La hipótesis nula H_0 , significa que no hay tendencia, mientras que la hipótesis alternativa H_1 , representa la existencia de tendencia. Se utilizó el estadístico reducido de Spearman $\mu(r_s)$, una vez que las series se suavizaron mediante la aplicación de la media móvil. Debido a que, $n \geq 30$ la prueba estadística se puede aproximar a una distribución normal, entonces $\mu(r_s)$ puede ser comparada con el Z_{crit} (Puebla Gutierrez, 1995), en un ensayo bilateral. Para este estudio el nivel de significancia es del 0.05. Para rechazar o aceptar la hipótesis nula, el estadístico reducido de Spearman $\mu(r_s)$ se calcula con la siguiente ecuación.

$$\mu(r_s) = r_s \sqrt{n-1} \tag{12}$$

Donde

$$\alpha_1 = P(|\mu| > |\mu(r_s)|) \tag{13}$$

La hipótesis nula es aceptada si, $\mu(r_s)_{cal} > \alpha_1$.

2.5 Análisis de la tendencia espacial

Un problema estadístico importante en las ciencias es la estimación de la distribución espacial de una región de estudio a partir de observaciones tomadas. Este problema, conocido como interpolación espacial, ha sido abordado con métodos geo-estadísticos que

incluyen kriging ordinario y universal, ponderación del inverso de la distancia, interpolación de polinomios, splines y series de Fourier, entre otros (Zimmerman, 1999). Para el análisis de la distribución espacial de la precipitación en la cuenca del Pastaza, se utilizó la técnica del Mallado Vectorial de Puntos en ArcGIS diseñada con distancias de 5 km entre puntos, con el propósito de calcular la distancia entre todos los puntos de la cuadrícula y con respecto a cada una de las estaciones.

Con los datos de los acumulados mensuales del periodo 1971 – 2001³, se aplicó el método del inverso de la distancia, (*inverse distance weighting* IDW) modelo matemático para estimar la precipitación en todos los puntos de malla a partir de los datos de precipitación de las estaciones de la zona de estudio. El modelo se basa en dar igual peso a todas las muestras, es decir, más peso a las muestras más cercanas y menos a aquellas que están más alejadas. Una manera de hacerlo es asignar el peso para cada muestra inversamente proporcional a su distancia desde el punto a ser estimada (Isaaks et al, 1989).

La fórmula general es:

$$\tilde{p} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^v} p_i}{\frac{1}{d^v}} \quad (14)$$

Dónde:

\tilde{p} = precipitación calculada

n = número de estaciones

p_i = precipitación de la estación i

d_i = distancia desde la estación i al punto donde se calcula la precipitación

v = 2

El exponente v, tiene un rango entre mayor de cero y menor de cinco. Los valores a escoger dependerán de las estimaciones que se requiera realizar. Valores cercanos a cero proporcionan pesos muy bajos a los puntos próximos a la estación, mientras que valores cercanos o iguales a cinco aportan pesos grandes a los puntos más próximos a la estación. La experiencia muestra que para obtener estimaciones adecuadas es recomendable utilizar un exponente igual a 2 (Burn, 2002).

Tabla 2. Pruebas de homogeneidad para la estaciones de la cuenca del Pastaza-Ecuador

ESTACIÓN	PRUEBA DE HOMOGENEIDAD						RESULTADO
	Prueba t de Student	Prueba de Cramer		t de Student $\alpha = 0.05$	Prueba de Helmert		
	t_d	t_{60}	t_{30}		S-C	$\sqrt{n_j - 1}$	
Cotopaxi - Clir	1,7060	2,2901	2,0338	2,05	7	5	HOMOGENEA
Pastocalle	1,4348	0,9045	1,1873	2,04	6	6	HOMOGENEA
Saquisili	-1,6410	1,9560	0,2086	2,04	7	6	HOMOGENEA
Rumipamba	-1,3787	1,2104	0,4854	2,04	2	6	HOMOGENEA
Pillaro	-1,3587	1,2104	0,4854	2,08	2	6	HOMOGENEA
Aeropuerto	-0,1089	1,1519	0,2170	2,07	2	5	HOMOGENEA
Tisaleo	-1,3609	0,8360	1,2498	2,04	12	6	HOMOGENEA
P. F. Cevallos	-1,7444	1,3379	1,4066	2,04	1	6	HOMOGENEA
Querochaca	-1,6260	1,4058	1,3295	2,07	9	5	HOMOGENEA
Pilahuin	-1,1191	0,6569	2,3014	2,02	12	7	HOMOGENEA
Patate	1,3693	1,1971	1,1817	2,04	1	5	HOMOGENEA
Huambalo	-0,0248	0,7482	0,1493	2,04	5	6	HOMOGENEA
San Juan	-0,6468	0,3868	0,1454	2,02	7	7	HOMOGENEA
Guano	0,1634	0,1057	0,2576	2,04	5	6	HOMOGENEA
Cusubamba	0,0079	0,1974	0,6080	2,02	5	7	HOMOGENEA
Guaslán	-0,1972	0,7558	1,1025	2,02	13	7	HOMOGENEA
Licto	0,5372	0,0911	2,7615	2,04	7	6	HOMOGENEA
Cebadas	1,0840	0,6231	0,1420	2,08	4	5	HOMOGENEA
Alao	0,7388	0,2181	0,5991	2,02	21	7	HOMOGENEA
Baños	0,5198	0,1645	0,1779	2,02	1	7	HOMOGENEA
Rio Verde	1,5435	0,0386	2,3157	2,04	6	6	HOMOGENEA
Puyo	-0,6858	0,4605	1,4038	2,02	1	6	HOMOGENEA
Sangay	1,0651	1,4147	0,6818	2,02	13	7	HOMOGENEA

³ El periodo internacional corresponde a 1961 – 1990. Al no disponer de estos datos se utilizó el periodo más cercano 1971 -2001.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis exploratorio de los datos

De la red de estaciones existentes en la cuenca del Pastaza que comprende más de treinta, únicamente se seleccionaron veinte y tres, con periodos de registro superior a 25 años y porcentaje de datos faltantes inferiores al 10% (OMM, 2011). Las series con menos de 30 años, pueden influir en la potencia de test no paramétricos (Burn, D et.al, 2002). Por lo tanto, el análisis primario del conjunto de datos 1964–2011, consistió en pruebas de homogeneidad para asegurar que las tendencias identificadas no correspondan a factores distintos de los climáticos. La prueba estadística *t* de Student y el test de

Cramer revelan la homogeneidad de todas las series, correspondientes a las veinte y tres estaciones, que se confirma con la prueba de Helmer, como prueba complementaria que se utilizó como decisoria en caso de que las otras pruebas arrojen resultados divergentes Tabla 2.

3.2. Tendencias anuales de precipitación

Los resultados de la aplicación de la prueba de Spearman r_s para las tendencias anuales de precipitación de 1964 -2011 muestran tendencias positivas y negativas y en otros casos no se presenta tendencia (Tabla 3).

Tabla 3. Tendencias temporales de la precipitación en la cuenca del Pastaza en Ecuador

Unidad Hidrográfica Patate				
Estación	$\mu (r_s)$	Signo	Tendencia	Período analizado
Cotopaxi-Clirsen	-3,96	-	Tendencia decreciente	30 años
Rumipamba	4,04	+	Tendencia creciente	35 años
Pastocalle	-3,60	-	Tendencia decreciente	39 años
Saquisilí	2,39	+	Tendencia creciente	33 años
Patate	0,30		Sin tendencia	30 años
Píllaro	-4,45	-	Tendencia decreciente	41 años
Huambaló	0,70		Sin tendencia	36 años
Aeropuerto	1,22		Sin tendencia	25 años
Querochaca	2,78	+	Tendencia creciente	26 años
P. F. Cevallos	3,26	+	Tendencia creciente	34 años
Tisaleo	4,02	+	Tendencia creciente	37 años
Pilahuin	1,00		Sin tendencia	41 años
Unidad Hidrográfica Pastaza				
Estación	$\mu (r_s)$	Signo	Tendencia	Período analizado
Puyo	4,74	+	Tendencia creciente	47 años
Sangay	-4,90	-	Tendencia decreciente	48 años
Río Verde	-2,36	-	Tendencia decreciente	47 años
Baños	0,05		Sin tendencia	48 años
Unidad Hidrográfica Chambo				
Estación	$\mu (r_s)$	Signo	Tendencia	Período analizado
Alao	-2,92	-	Tendencia decreciente	48 años
Licto	-1,36		Sin tendencia	36 años
Guano	-1,56		Sin tendencia	32 años
Cebadas	5,31	+	Tendencia creciente	41 años
Guaslán	1,13		Sin tendencia	41 años
Cusubamba	-0,70		Sin tendencia	41 años
San Juan	1,75		Sin tendencia	41 años

En este sentido, se tiene que, en la unidad hidrográfica Patate el 41,7% de las estaciones no presenta tendencia, el 33,3% tendencia al incremento y el 25% la tendencia es al decremento. En la unidad hidrográfica Pastaza, el comportamiento es muy diverso, el 50% de las estaciones presenta

tendencia decreciente, el 25% tendencia creciente y el otro 25% no muestra tendencia. Es necesario considerar que en esta unidad hidrográfica se tiene 4 estaciones, por lo que los resultados son apenas referenciales y no se podría estimar con mayor precisión la tendencia de la cuenca (OMM,

2011). En la unidad hidrográfica Chambo, el 71,4% de las estaciones no presenta tendencia; mientras que el 14,3% presenta tendencia creciente y el otro 14,3% tendencia decreciente. Si se analiza el

comportamiento a nivel de la cuenca del Pastaza, se tiene que el 43,5% no presenta tendencia, el 30,4% con tendencia creciente y el 26,1% con tendencia decreciente. Fig. 2.

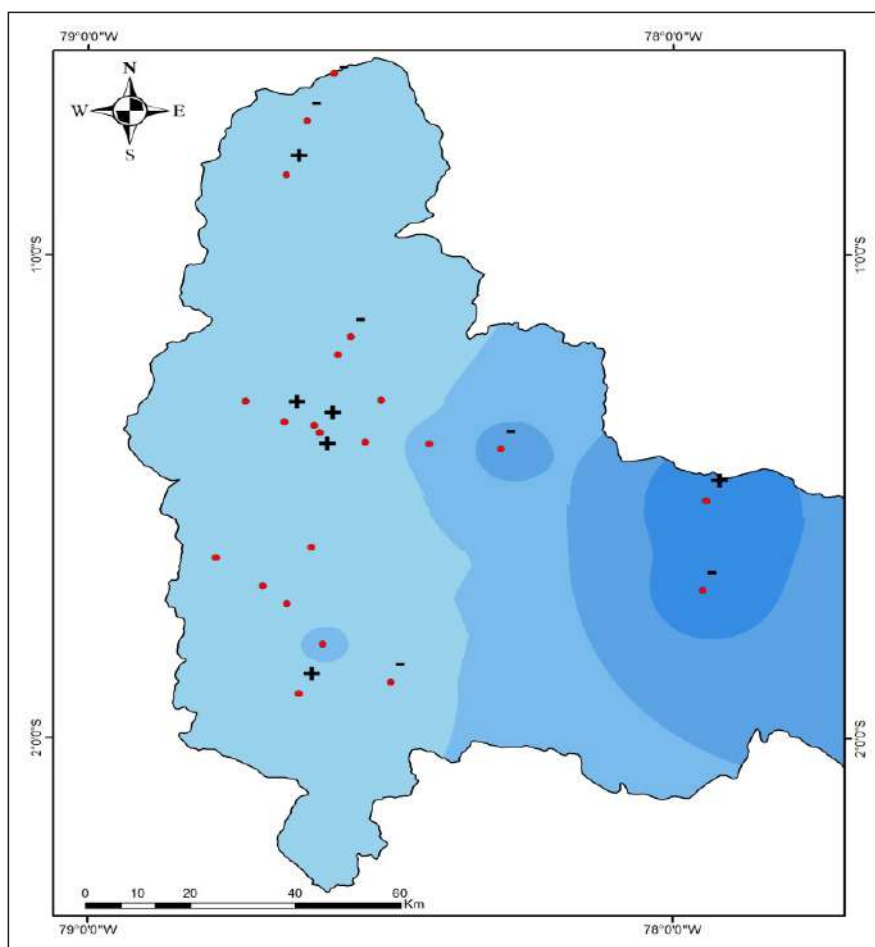


Figura 2. Tendencia temporal de la precipitación anual en la cuenca del Pastaza (1964-2011). Las tendencias son positivas (+), negativas (-) o sin tendencia

3.3 Distribución espacial de la tendencia mensual

La distribución espacial de las tendencias mensuales detectadas en las series de tiempo del periodo 1971-2001, de la cuenca del río Pastaza, generó 360 mapas correspondientes a los 30 años de estudio. En la Unidad hidrográfica Patate, conformada por las unidades hidrográficas Cutuchi y Ambato, se observa que la precipitación mensual no supera los 100 mm. El 82,5% del periodo de estudio presenta este comportamiento. Los porcentajes restantes en ambos casos, corresponden a precipitaciones entre 100 mm y 200 mm en todo el territorio de las cuencas de Cutuchi y Ambato. La distribución espacial se observa con tendencia a decrecer ligeramente de norte a sur a lo largo de la cuenca del Patate. En la zona norte de la cuenca del río Cutuchi puede observarse precipitaciones sobre los 100 mm mensuales en algunos meses. La cuenca del río Ambato es la más deficitaria revelando una distribución más uniforme, pero con precipitaciones mensuales menores,

incluso por debajo de los 100 mm en algunos meses y años. Como ejemplo, los mapas de marzo 1971 y enero 1974 corresponden a meses lluvioso y seco respectivamente en la cuenca del Cutuchi; mapas junio 1975 y octubre 1999 corresponden a meses lluvioso y seco respectivamente en la cuenca del río Ambato (Figura 3).

En la Unidad Hidrográfica Chambo, conformada por las unidades hidrográficas Guamote y Cebadas, la precipitación mensual en toda la cuenca, no supera los 100 mm. El 90% de los años de estudio presentan este comportamiento. La distribución espacial revela tendencia a decrecer de sur a norte a lo largo de la cuenca del río Chambo, presentando una mayor incidencia de precipitación en la zona sur de la cuenca, y en los meses de abril y mayo. Se muestran los mapas de abril 1984 y octubre 2000 que corresponden a meses lluvioso y seco respectivamente (Figura.4)

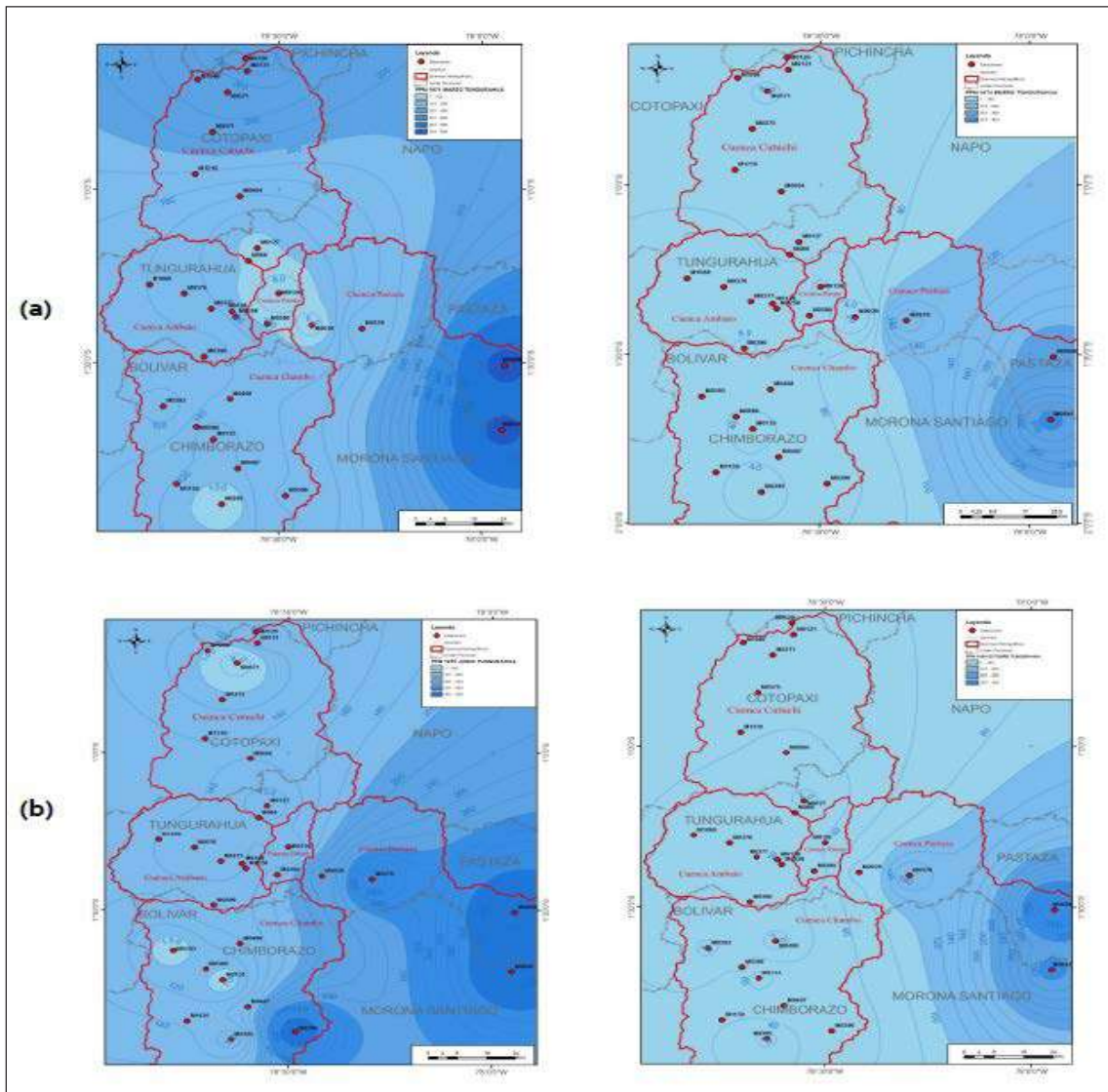


Figura 3. Tendencia espacial de la precipitación en la unidad hidrográfica Patate. (a) Cuenca del río Cutuchi; (b) Cuenca del río Ambato

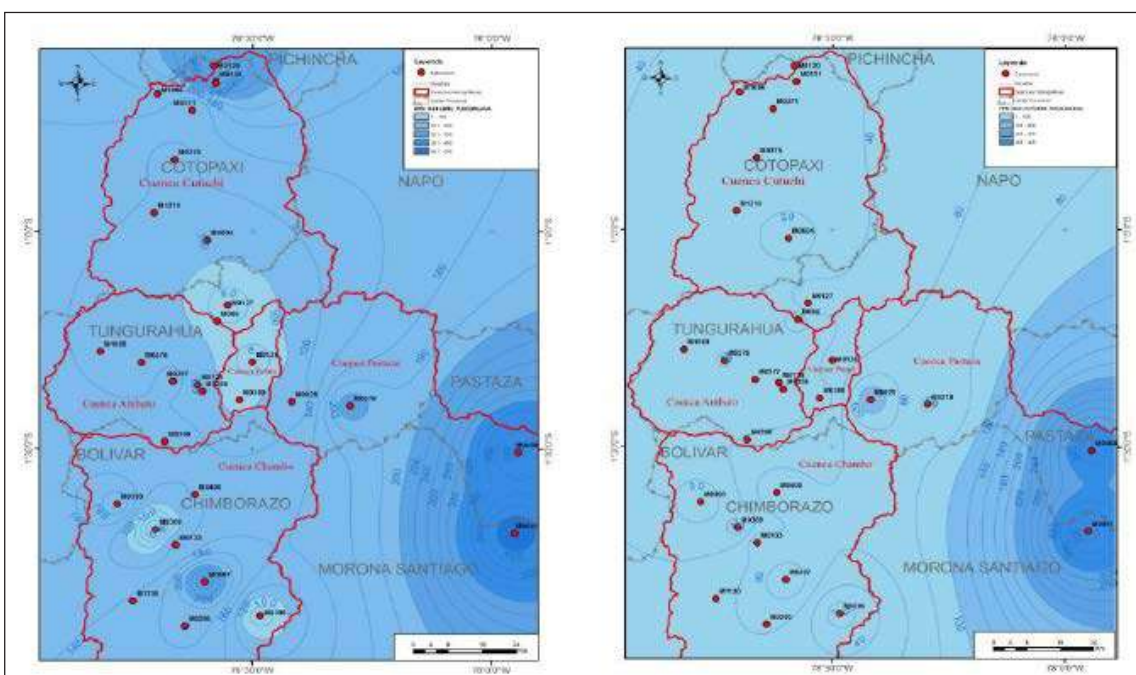


Figura 4. Tendencia espacial la de la precipitación en la unidad hidrográfica Chambo

En la Unidad hidrográfica Pastaza, conformada por los ríos Patate y Chambo, se observa elevada variabilidad. La distribución de las lluvias se incrementa de noroeste al sureste, así, en la zona occidental los valores se establecen entre 0 mm y 400 mm, mientras que en la zona oriental se tiene valores que van entre 400 mm a 1.000 mm, destacándose las zonas correspondientes a las estaciones de Río Verde, Puyo y Sangay. En forma

general la pluviosidad esta entre 100 mm y 500 mm mensuales. Los valores elevados de precipitación mensual en las zonas de las estaciones de Río Verde, Puyo y Sangay, se presentan en los años de 1982, 1983, 1986, 1989, 1990, 1991. Se muestran, a manera de ejemplo los mapas de julio 1972 y septiembre 1982 que corresponden a meses lluvioso y seco respectivamente (Figura.5)

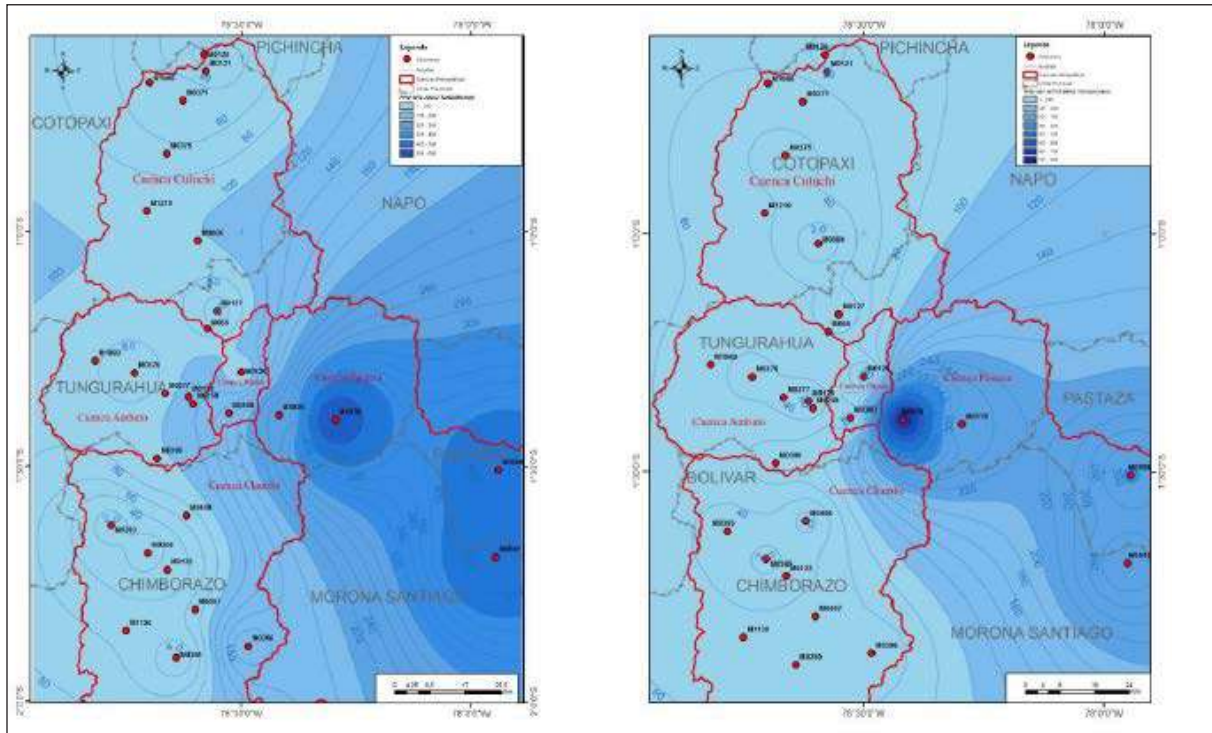


Figura 5. Tendencia espacial de la precipitación en la unidad hidrográfica drenajes menores del río Pastaza

CONCLUSIONES

En este estudio, el Coeficiente de Spermán r_s y el método del inverso de la distancia, (*inverse distance weighting* (IDW), fueron utilizados para estimar las tendencias espacio-temporales y la variabilidad de las series de veinte y tres estaciones pluviométricas. Las tendencias temporales se estimaron sobre el periodo 1964 – 2011, en tanto que la tendencia espacial fue estudiada para el periodo 1971 – 2001.

En el periodo de estudio las tendencias positivas se presentan en siete estaciones (30,4%); negativas en seis estaciones (26,1%); mientras que diez estaciones no presentan tendencia (43,5%). Las estaciones Río Verde y Sangay pese a ser las zonas más lluviosas de la cuenca presentan tendencia decreciente.

La distribución de las tendencias mensuales de precipitación es diversa en toda la cuenca. Las unidades hidrográficas Cutuchi, Ambato y Chambo que corresponde a la cuenca del río Patate, son las más deficitarias con precipitaciones entre 100 mm y 200 mm mensuales. Los meses más lluviosos son

abril y mayo. Los años más lluviosos del periodo 1971 -2001 son 1974, 1975,1999 y 2000.

La unidad hidrográfica drenajes menores del río Pastaza presenta lluvias que llegan hasta los 500 mm mensuales en las estaciones de Río Verde, Sangay y Baños. Los meses con mayor registro de precipitación **son abril, mayo y junio. Los años** de mayor pluviosidad son 1972 y 1982. La distribución de la precipitación en la cuenca aumenta de noroeste a sureste hacia la región amazónica, observándose que en la región montañosa de la sierra ecuatoriana las precipitaciones son menores.

Los resultados de la aplicación del coeficiente de Spearman sugieren que hay varias tendencias que se producen en la cuenca del Pastaza, pero es necesario estudiar la magnitud del incremento o decremento de la precipitación, y determinar si la región se enfrenta a las tendencias climáticas a largo plazo.

Los resultados encontrados proporcionan información importante que contribuye a la construcción de modelos regionales de cambio climático en zonas

montañosas donde la topografía es un factor que provoca variabilidad espacial y temporal de la precipitación; aportan a la gestión del riesgo a desastres, diseño de Sistemas de Alerta Temprana orientados a disminuir el impacto socioeconómico en las poblaciones vulnerables y afectadas por eventos negativos.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue financiado por la Universidad Nacional de Chimborazo. Agradecemos al Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) por la facilitación de los datos. Nuestra gratitud a Luis Cabezas por su aporte en la elaboración de los mapas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Priyan, K. (2015) "Spatial and temporal variability of rainfall in Anand District of Gujarat State". *Aquatic procedia*, págs. 713-720. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.092>)

Taxak, A.R; Murumkar, A.R & Arya, D.S (2014). "Long term spatial and temporal rainfall trends and homogeneity analysis in Waiganga basin, Central India". *Weather and climate extremes*, Vol. 4, págs. 50-61. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.wace.2014.04.005>)

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2016) [En línea] [Citado el: 2 de julio de 2016.] <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ipcc-glossary.pdf>.

Buffoni, L ; Maugeri, M., & Nanni, T. (1999). "Precipitation in Italy from 1983 to 1996". 1999, *Theoretical and Applied Climatology*, Vol. 63, págs. 33-40. (DOI: 10.1007/s007040050089)

Jones, J.R; Schwartz, J.S., & Ellis, K.N. (2015). "Temporal variability of precipitation in the upper Tennessee Valley". *Journal of hydrology: Regional Studies*, Vol. 3. 125-138. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.10.006>)

García, F; Cruz, I.R. (2009). "Variabilidad de la precipitación pluvial en la región Pacífico Norte de México". *Agrociencia*, Vol. 43(1): págs. 1-9. (<http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v43n1/v43n1a1.pdf>)

Guenni, L; Degryze, E., & Alvarado, K. (2008). "Análisis de la tendencia y estacionalidad de la precipitación mensual en Venezuela" *Revista colombiana de estadística*. Vol. 31(1):41-65. (<http://www.emis.ams.org/journals/RCE/ingles/body/v31n1a03GuenniDegryzeAlvarado.p>)

Zhang, K; Pan, S; Cao, L; Wang, Y; Zhao, Y., & Zhang, W. (2014). "Spatial distribution and temporal trends in precipitation extremes over the Hengduan mountains region China from 1961 to 2012". *Quaternary International*. 1-11. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2014.04.050>)

Shifteh Some'e, B; Ezani, A; Tabari, H. (2012). "Spatiotemporal trends and change point of precipitation in Iran". *Atmospheric Research*. Vol. 1213: 1-12. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.04.016>)

Conservation International. (2005). *A Rapid Biological Assessment*. Washington. ISBN: 1-881173-77-1. (<http://biblioteca.cientifica.edu.pe/biblioteca/catalogo/ver.php?id=5414&idx=N002539>)

HGPT (2015). Mapa de la cuenca del Pastaza en Ecuador.

PROMACH-GTZ, HGPT. (2004). "Inventario Hídrico de Tungurahua". Ambato: HGPT.

Quevedo, H.A. (Eds). (2006). "Métodos Estadísticos para la Ingeniería Ambiental y la Ciencia". Biblioteca Virtual de la Universidad Autónoma de Juárez. México. DOI: <http://bivir.uacj.mx/LibrosElectronicosLibres/UACJ/ua00001.pdf>

WMO (2011). "Guía de prácticas climatológicas". OMM. No.100. ISBN 978-92-63- 30100-0. ([as - WMOwww.wmo.int/pages/prog/wcp/ccl/guide/documents/wmo_100_es.pdf](http://www.wmo.int/pages/prog/wcp/ccl/guide/documents/wmo_100_es.pdf))

Rubio, M.J; Berlanga, V. (2012). "Cómo aplicar las pruebas paramétricas bivariadas t de Studente y ANOVA en SPSS. *Revista d'Innovació y Recerca en Educació*. Vol 5(2): 83-100. (<http://dx.doi.org/10.1344/reire2012.5.2527>)

Puebla, J.G; Preciado, J. M; Rodríguez, V. R. (1995). "Técnicas cuantitativas:(estadística básica)". Oikos-tau. ISBN: 84-281-0857-9

Cabaña, A; Cabaña, M (2010). "La transformación de procesos en inferencia". *Jornadas académicas de la Facultad de Ciencias Económicas y de Administración*. Barcelona. (http://www.iesta.edu.uy/wp-content/uploads/2014/05/TJA_2010_La-transformacion-de-procesos-en-Inferencia.pdf)

Campos. D.F. (2015). "Búsqueda de tendencias en la precipitación anual del estado de Zacatecas, México; en 30 registros con más de 50 años". *Ingeniería, Investigación y Tecnología*. Vol. XVI (3).355-368. (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.riit.2015.05.008>)

Campos, A.D. (1998). "*Procesos del ciclo hidrológico*". UASLP. Mexico : UASP. ISBN- 968-6194-44-4. (nive.uaslp.mx/jspui/bitstream/i/3331/1/EDBPCH99801.pdf)

Sneyers, R. (1992). "On the statistical for the objective of determination climate change". s.l. : World Meteorological Organization.(WMO).

Sneyers, R. (1990). "On the statistical analysis of series of observations". s.l. : World Meteorological Organization. Technical Note N° 143. WMO-N° 415.

Moore, D. S. (2005). *Estadística aplicada básica*. Antoni Bosch editor. ISBN:84-95348-04-7.

- Restrepo, L.F; González, J. (2007). "De Pearson a Spearman". *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 20: 83-192. (<https://aprendeenlinea.udea.edu.co/revistas/index.php/rccp/article/view/324135/20781318>)
- Zimmerman, D; Pavlik, C; Ruggles, A; Armstrong, P. (1999). "An Experimental Comparison of Ordinary and Universal Kriging and Inverse Distance Weighting". *Mathematical Geology*, Vol. 31(4). (doi:10.1023/A:1007586507433)
- Isaaks, E.H; Srivastava, M.R. (Eds) (1990). "An Introduction to Applied Geostatistics". Oxford University Press, Inc
- Burn, D.H; Hag Elnur, M.A. (2002). "Detection of hidrologic trends and variability". *Journal of hydrology*, 2002, Vol. 255: 107-122. (DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00514-5)
- Insaurralde, J.A; Campo, A.L. (2012). "La variabilidad temporal de las precipitaciones en el suroeste chaqueño, desde 1955 a 2009". IX Jornadas nacionales de Geografía Física Bahía Blanca. ISBN 978-987-1648-32-0: 73-82. (<https://redargentinadegeografiafisica.files.wordpress.com/2013/07/07-insaurralde-campo-variabilidad.pdf>).
- Calahorrano, J.; Manzano, M; Gualli, D; Silva, F; Audelo, M (2016). "Boxplots y Media Móvil: Métodos Sencillos de interpretación de series temporales de precipitación en la cuenca del río Pastaza". *Revista PERFILES*. 16(2).

ADAPTÁNDOSE A LA ESCASEZ DE AGUA EN COMUNIDADES RURALES DEL CORREDOR SECO CENTROAMERICANO: ANÁLISIS DE COSTO-BENEFICIO PARA MEJORAR LA PROVISIÓN DE AGUA POTABLE EN LA COMUNIDAD DE MARAXCO, CHIQUIMULA, GUATEMALA

COPING WITH WATER SUPPLY SCARCITY IN RURAL COMMUNITIES IN THE DRY CENTRAL AMERICAN CORRIDOR: COST-BENEFIT ANALYSIS TO IMPROVE THE WATER SUPPLY IN THE MARAXCO COMMUNITY, CHIQUIMULA, GUATEMALA

Sagüí Gómez, Nestor¹; Madrigal Ballester, Roger¹; Estigarribia Canese, Silvia¹

Resumen

Esta investigación analizó un conjunto de hogares que experimentan escasez de agua para consumo doméstico en la comunidad Maraxco en Chiquimula, Guatemala. Históricamente, esta comunidad ha estado bajo condiciones de sequías prolongadas. Estas condiciones han contribuido sustancialmente a reducir la capacidad del sistema comunitario de agua de satisfacer las necesidades de esta comunidad. En esta investigación se identificó y estimó los costos económicos de las distintas medidas de adaptación (también llamadas defensivas) implementadas por los hogares ante la escasez de agua (p.ej. coleccionar agua de los ríos y quebradas, compra de agua con vendedores privados, e invertir en infraestructura de almacenamiento). También, se estimó el Beneficio Social Neto (BSN) de un nuevo sistema comunitario de agua entubada, el cual se supone que evitaría que los hogares realicen las acciones defensivas ya mencionadas. Para estimar este BSN se usaron dos métodos de valoración económica: el método de costos evitados, y el método de valoración contingente. Los resultados indican que los hogares enfrentan la ineficiencia del actual sistema comunitario de agua mediante tres grupos de medidas de adaptación: 1) colecta y acarreo de agua, 2) compra de agua, y 3) almacenamiento de agua. En promedio, todas las medidas de adaptación imputan a cada hogar costos mensuales de 15.14 US\$ (115.20 quetzales), distribuidos en: costos por colecta y acarreo 5.15 US\$ (39.19 quetzales) mensuales, costos por almacenamiento 0.96 US\$ (7.29 quetzales) mensuales, y costos por compra de agua 9.03 US\$ (68.69 quetzales) mensuales. Dentro de los costos de colecta y acarreo, el tiempo invertido representa el 34.03% de dichos costos. Respecto a la implementación de un nuevo sistema de provisión de agua entubada, se estableció que la disposición a pagar es de 21.23 US\$ al mes por hogar. Por su parte la construcción de un nuevo sistema comunitario de agua entubada sería rentable y proporcionaría ganancias sociales con ambos métodos de valoración económica utilizados. En un horizonte de 30 años, flujos de caja constantes y tasas de descuento de 8, 10 y 12 %, el VAN fue superior a 0 en todos los casos, con lo que el nuevo sistema comunitario superó exitosamente la prueba de costo-beneficio. Finalmente, los hallazgos de esta investigación proveen elementos importantes para guiar la aplicación de políticas públicas en el sector de agua para consumo doméstico, y para promover inversiones que permitan mejorar los sistemas de suministro comunitarios de agua. Si dichos sistemas son fortalecidos, esencialmente se mejorará la capacidad de adaptación de las comunidades rurales ante eventos de sequía (es decir, mejor capacidad de suministro de agua para hacer frente a la escasez) y, por ende, se incrementará su bienestar.

Palabras clave: medidas de adaptación, agua de consumo doméstico, sequías, cambio climático, beneficio social neto.

Abstract

In this paper, we analyzed a group of household experiencing drinking water scarcity in the Maraxco community of Chiquimula in Guatemala. Historically, this community has been under severe drought periods contributing greatly to failures in the water community system to meet this community needs. We identified and estimated the economic costs of implementing different adaptation activities (also named coping behaviors) against water scarcity at the household level (e.g. collecting water from rivers and streams, buying water from private sellers, and investing in storage infrastructure). In addition, we estimated the Net Social Benefit (NSB) that would be achieved with a new community system of piped water which is assumed to prevent households to invest in adaptation measures. We applied the avoided costs and contingent economic valuation methods to estimate NSB. Our results indicate that households implement 3 groups of adaptation activities: 1) collecting and hauling, 2) purchasing water, and 3) water storing. On average, all these activities account for US\$ 15.14 (115.20 quetzales) per month on average, distributed as follows: Collection and hauling costs US\$ 5.15 (39.19 quetzals), storage costs US\$ 0.96 (7.29 quetzales), and purchase water costs US\$ 9.03 (68.69 quetzals). Time invested represents 34.03% of the total costs for collecting and hauling water. Regarding of a new piped water supply system, it was established that the monthly willingness to pay is 21.23 US \$ per household. On the other hand, the construction of a new community-based piped water system will be cost-effective and will provide social gains no matter what economic valuation method be used. With a 30-year horizon, constant cash flows and discount rates of 8, 10 and 12%, the NPV was higher than 0 in all cases, bringing the new community piped water system successfully pass the test of cost-benefit. Finally, the research findings are important to guide public policies implementation and promoting better interventions and

¹ Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. nsagui@catie.ac.cr; rmadrigal@catie.ac.cr; silvia.estigarribia@catie.ac.cr

economic investments to improve community water supplies. If such systems are strengthened it will essentially boost the rural community's adaptive capacity against drought events (i.e. Better capacity in water supply to coping with shortages) while improving the welfare of communities.

Keywords: adaptation activities, drinking water, drought, climate change, net social benefit.

1. 1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, en la mayoría de los países del mundo ha aumentado la preocupación por la problemática de acceso al agua. Esto surge a partir de datos que estiman que a nivel mundial aproximadamente 884 millones de personas carecen de acceso a agua potable, y más de 2.6 mil millones no tienen acceso al saneamiento básico (ONU 2010; WHO 2011). Para tratar de revertir esta situación, la sociedad global ha promovido el reconocimiento del acceso al agua como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida (ONU 2010), y adicionalmente, dicho acceso es uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ONU, 2016). Según UNICEF (2013), el acceso al agua se hace aún más difícil en zonas rurales, ya que existe mayor dependencia hacia las fuentes primarias, tales como pozos, bombas manuales y captación de agua de lluvia. En consecuencia, las poblaciones rurales son más vulnerables a su escasez.

Aunado a lo anterior, existen altas probabilidades de que el aumento de las sequías² agrave drásticamente el actual acceso al agua superficial y subterránea, principalmente en zonas expuestas a sequías prolongadas. Tal es el caso de la costa pacífica centroamericana, desde Costa Rica hasta Guatemala. Esta región se conoce como "Corredor Seco Centroamericano" debido a que históricamente ha sido afectada por fenómenos climáticos extremos de sequía, especialmente por la influencia del fenómeno meteorológico denominado "El Niño" (Benegas et al. 2006; UNNFC 2006; IPCC 2014). En zonas con características climáticas como las del corredor seco, es probable que las comunidades rurales sean las más afectadas, debido a su limitada capacidad para adaptarse a situaciones extremas de escasez y limitado acceso al agua (IPCC 2007; IPCC 2014).

En el caso de Guatemala, la zona más afectada por las sequías se ubica dentro del corredor seco centroamericano, denominado a nivel nacional como "Corredor Seco Oriental de Guatemala". Existen datos concretos que evidencian la exposición de los poblados ubicados en el mencionado corredor a las sequías prolongadas. Por ejemplo, mediciones locales de las estaciones meteorológicas indican que el departamento de Chiquimula, y su poblado denominado Maraxco, se ubican en la zona con menores precipitaciones históricas registradas en los últimos 50 años, con <6mm/m² para el periodo más seco del año, de enero a abril (INSIVUMEH 2014).

Por su parte, las evidencias también indican que, en zonas de sequía con características similares a las del corredor, el clima y la variación en la disponibilidad de agua de consumo doméstico están directamente relacionadas (IPCC 2007; Kundzewicz et al. 2007; Döll 2008; IPCC 2014). Pese a su relación, aun es escasa la información local que analiza las acciones defensivas (medidas de adaptación) que toman las comunidades rurales para afrontar la escasez de agua, y el impacto que generan dichas acciones en el bienestar de la población. La mayoría de los estudios sobre adaptación ante condiciones climáticas actuales de sequías y proyecciones del cambio climático se han enfocado a nivel global y regional (p. ej., para toda la región de Centroamérica) (Cepal 2010; World Bank 2011). Sin embargo, estos estudios destacan la necesidad de promover la investigación a nivel nacional y, principalmente local, con el objetivo de estimar adecuadamente los costos de implementar acciones de adaptación y sus beneficios esperados.

Las estimaciones locales brindan elementos para la toma de decisiones respecto a la escogencia del tipo de adaptación y su conveniencia (Agrawal et al. 2008). Particularmente, estas estimaciones brindan información microeconómica importante para realizar con éxito evaluaciones de costo-beneficio de mejoras o nuevas construcciones que se realicen en los sistemas comunitarios de agua entubada (Nauges y Strand 2007). Además, dado que estas intervenciones mejoran la eficiencia en la distribución de agua y la oferta de agua para los hogares de las comunidades rurales, estas, también, se constituyen en un indicador relevante de la capacidad adaptativa para enfrentar condiciones actuales y proyectadas de cambio climático (Kundzewicz et al. 2008).

Asimismo, las evaluaciones locales son relevantes considerando que, en su mayoría, las áreas rurales son las de menor capacidad para responder a las condiciones actuales de sequía, y a condiciones proyectadas del cambio climático (Castellanos et al. 2013; IPCC 2014). En Guatemala, las áreas rurales se encuentran desatendidas y con poca presencia de organizaciones gubernamentales responsables de promover el saneamiento y la provisión básica de agua de consumo humano. Esta situación impulsa a las comunidades rurales a tomar responsabilidad para obtener, gestionar y administrar el agua (SEGEPLAN 2008). Particularmente, en la Comunidad Maraxco,

² sequías: episodios climáticos extremos que se reflejan en variaciones en el estado de las medias u otras estadísticas de precipitación en un periodo dado de tiempo y que disminuyen la cantidad de agua y de humedad en general (IPCC 2007).

los costos de operación y mantenimiento son asumidos por los hogares, quienes a través de su comité de agua local (OCSAS³), gestionan el abastecimiento y mantenimiento del sistema comunitario de agua entubada para atender, en la medida de sus posibilidades, a la totalidad de sus habitantes (Chinchilla 2010; Vagliente *et al.* 2011).

En la investigación se estableció un objetivo general y tres objetivos específicos, los que se describen a continuación.

Objetivo General: Realizar un análisis económico de la adaptación de los hogares a la escasez de agua derivada de los periodos de sequía y su relación existente con el sistema comunitario de agua.

Objetivos Específicos: i) Identificar las medidas de adaptación implementadas por los hogares para abastecerse de agua ante condiciones de sequía y escasez de agua. ii) Estimar los costos económicos asociados a la implementación de las distintas medidas de adaptación. iii) Determinar la disposición a pagar -DP- de los hogares para conectarse a un nuevo sistema comunitario de distribución de agua entubada para consumo doméstico. iv) Estimar el beneficio social neto -BSN- de la comunidad al conectarse a un nuevo sistema de distribución de agua entubada. -

2. MATERIALES Y METODOS

El método de investigación utilizado es de tipo no experimental basado en encuestas o entrevistas. A través de las encuestas se realizó la inferencia de resultados de la población objeto de estudio (Sampieri *et al.*, 1998). El análisis de las encuestas se realizó con un enfoque principalmente cuantitativo que permitió establecer el comportamiento de la población ante eventos de sequía. En específico, la población objeto de estudio fue la comunidad Maraxco del municipio de Chiquimula en Guatemala. La metodología de investigación se realizó con los pasos que a continuación se detallan:

2.1 Selección del área de estudio

La selección del área de estudio se realizó mediante un muestreo intencional. Para este tipo de muestreo se utilizaron juicios y criterios preestablecidos (Lastra 2000). Los criterios se organizaron en dos grupos:

- Criterios climáticos: i) Ubicación de la comunidad dentro de la zona de sequías históricas del corredor seco de Guatemala y de la región Centroamericana⁴ (Hijmans *et al.* 2005; Arias *et al.* 2012; Castellanos *et al.* 2013; INSIVUMEH 2014). ii) Ubicación dentro de las 54 zonas de afectación severa por sequía en los meses más secos del año (enero-abril) en Guatemala y Centroamérica (Mansilla 2010; Arias *et al.* 2012) Italia</pub-location><publisher>Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO. iii) Áreas de características semiáridas, clasificada como alta vulnerabilidad a las sequías debido al cambio climático asociado a la Oscilación Sur (ENOS) o fenómeno del niño. En los últimos 60 años, se han observado 10 eventos “Niños” con duración de entre 12 y 36 meses (Arias *et al.* 2012; IPCC 2014).

ii) Ubicación dentro de las 54 zonas de afectación severa por sequía en los meses más secos del año (enero-abril) en Guatemala y Centroamérica (Mansilla 2010; Arias *et al.* 2012) Italia</pub-location><publisher>Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO. iii) Áreas de características semiáridas, clasificada como alta vulnerabilidad a las sequías debido al cambio climático asociado a la Oscilación Sur (ENOS) o fenómeno del niño. En los últimos 60 años, se han observado 10 eventos “Niños” con duración de entre 12 y 36 meses (Arias *et al.* 2012; IPCC 2014).

- Criterios socioeconómicos: i) Población rural con sistema comunitario de agua administrado por una OCSAS o comité de agua local. ii) Área rural con población significativa (989 hogares) de características similares en cuanto a abastecimiento de agua⁵. iii) A nivel municipal, poblado con la mayor cantidad de hogares que enfrentan escasez de agua durante los periodos de sequía (de acuerdo con registros locales; oficina de gestión ambiental municipal, Instituto Nacional de Estadística -INE-, Ministerio de salud Pública, y gobierno local).

2.2 Selección de los hogares (tamaño de la muestra)

De la población total, 989 hogares, de la comunidad se hizo una selección de la muestra mediante estimación estadística (ecuación 1). Se utilizó el método de muestreo irrestricto aleatorio (Scheaffer *et al.* 1990).

$$n = \frac{N * \sigma^2}{(N-1) * \beta^2/4 + \sigma^2} \quad (2)$$

Dónde:

n= tamaño de la muestra

N= Número total de la población (hogares)

σ^2 = Desviación estándar (0.25)

β = Tamaño del error (5%)

Una vez establecido el tamaño de la muestra en 299, los hogares a muestrear fueron elegidos mediante un listado proveniente del último censo del año 2010 del Ministerio de Salud local (Acoderol-Mspas 2010).

³ Organización Comunitaria de Servicio de Agua y Saneamiento, localmente conocida como comité de agua. En Guatemala, existen aproximadamente 10,000 organizaciones que operan para proveer agua de consumo humano a las zonas rurales (Vagliente *et al.* 2011).

⁴ Temperaturas promedio de 35°C y precipitaciones menores a 6mm/m2 en los meses más secos del año (enero-abril).

⁵ Características similares dadas por ubicación geográfica en un solo estrato respecto a otros poblados, y su dependencia en el mismo sistema comunitario de distribución de agua.

Cada jefe de hogar, referido en la lista, fue numerado y seleccionado mediante muestreo aleatorio simple sin restitución (Di Rienzo *et al.* 2008).

2.3 Recolección de datos de campo

Los datos utilizados provienen de 299 entrevistas dirigidas a los jefes de hogar. Las entrevistas se adaptaron del protocolo diseñado por Madrigal y Naranjo (2013) para evaluar la capacidad adaptativa de organizaciones comunitarias de agua potable en Centroamérica. Los componentes de la encuesta fueron: i) información general del hogar, ii) participación en el sistema comunitario de agua, iii) evaluación de la calidad del sistema de agua en el hogar, iv) evaluación de la cantidad de agua del sistema en el hogar, v) percepción del hogar acerca de la gestión de la OCSAS, vi) medidas de adaptación implementadas por el hogar y sus costos, vii) evaluación socioeconómica del hogar y viii) preguntas de valoración contingente para establecer la Disposición a Pagar (DP).

El trabajo de campo requerido para recolectar los datos se hizo siguiendo una serie de pasos recomendados por Whittington (2002) en relación con: i) contratación y adiestramiento de encuestadores, ii) adaptación del cuestionario a condiciones locales, iii) trabajo con grupos focales, iv) ejecución de pre-muestreos piloto v) constante supervisión y acompañamiento en campo para la recolección final de la muestra.

2.3.1 Diseño del método y preguntas de valoración contingente (VC)

Para establecer la DP se diseñó la pregunta y el escenario bajo la metodología de VC. De acuerdo a las recomendaciones de Whittington (2002), el escenario se desarrolló en base a una situación posible para la comunidad. A los encuestados se les planteó la opción de concluir un proyecto de agua potable, el cual inició en el año 2007⁶ para aprovechar las aguas subterráneas de la comunidad, en sustitución de los sistemas convencionales de captación de aguas superficiales. Para dicho escenario, fueron definidos el rango y el vector de montos sugeridos a los hogares en las entrevistas. Este proceso se realizó con pruebas piloto siguiendo los principios de Loomis (1988). Los montos propuestos fueron de

tipo referéndum, y se integraron en percentiles dentro de la muestra asignando un total de 60 hogares para cada uno de ellos (Spaninks y Kuik 1997). El vector de montos quedó integrado en 5 cantidades equidistantes: 1) 7.88 US\$ (60 quetzales⁷); 2) 15.77 US\$ (120 quetzales); 3) 23.65 US\$ (180 quetzales); 4) 31.53 US\$ (240 quetzales); 5) 39.42 US\$ (300 quetzales).

2.3.2 Aplicación de las encuestas

A través de guías locales, se localizaron a los hogares seleccionados y a sus jefes de hogar, quienes fueron entrevistados. Para los hogares que no pudieron ser contactados, se realizaron sustituciones en la muestra elegida (se reemplazó un 5.35%, 16 hogares). Para esto, se utilizó nuevamente la selección aleatoria simple sin restitución, excluyendo del listado a los hogares reemplazados en cada caso (Di Rienzo *et al.* 2008).

2.4 Identificación y definición de las medidas de adaptación a nivel de campo

Mediante un grupo focal, integrado por: i) presidente y tesorero del comité de agua local, ii) presidente del Consejo Comunitario de Desarrollo -COCODE-, iii) coordinador de facilitadores comunitarios del Ministerio de Agricultura Ganadería y Alimentación, y iv) encargado de la escuela primaria de la comunidad, se identificaron las medidas de adaptación utilizadas generalmente en los hogares de la comunidad. Estas medidas de adaptación se definieron y se clasificaron. Las mismas fueron utilizadas para diseñar las encuestas de hogares. Se determinó que actualmente, la comunidad se abastece de agua para consumo mediante chorros o grifos públicos, los cuales cuentan con poca capacidad de abastecimiento⁸. Por este motivo, las medidas de adaptación, para esta investigación, se entienden como todas aquellas acciones adicionales que los hogares realizan para abastecerse de otras fuentes de agua distintas al sistema actual de agua entubada mencionado. Dentro de estas medidas adicionales se identificaron: colecta y acarreo de agua en ríos y nacientes, compra de agua de proveedores privados y el almacenamiento de agua.

⁶ En su inicio el proyecto consistió en la perforación de un pozo de aguas subterráneas. No obstante, en la actualidad el proyecto esta inconcluso. En su momento, el proyecto se diseñó para extraer agua del manto freático con bomba eléctrica y almacenarla en un tanque de distribución con capacidad de 138 m³. El pozo tiene una capacidad de dotación de 4.42 L/seg, suficiente para abastecer, constantemente, con conexiones prediales, a un número de 4,963 habitantes o 610 hogares, considerando un consumo máximo de 70 L/hab/día (Chinchia 2010). Ahora bien, actualmente, la cantidad de habitantes es de 6,923 y 989 hogares. Por este motivo, fraccionando el servicio para 8 a 12 horas al día, con el consumo máximo, el caudal establecido sería suficiente para suplir a toda la comunidad.

⁷ El Quetzal es la moneda nacional de Guatemala (1 US\$ es equivalente a 7.61 quetzales, de acuerdo al Bando de Guatemala BANGUAT para el 03 de noviembre de 2014).

⁸ El sistema actual de abastecimiento de agua entubada tiene las siguientes características: 1) red de 80 grifos distribuidos en las áreas públicas, 2) toma de aguas superficiales y distribución por gravedad, 3) capacidad para proveer de agua a cada hogar, únicamente por 3 días al mes durante dos horas diarias para los meses más secos del año.

2.5 Procedimiento para el cálculo

2.5.1 Estimación de costos de las medidas de adaptación

Para estimar los costos en que incurren los pobladores para adaptarse a la sequía, la información de campo fue organizada y sintetizada en los tres 3 grupos de medidas de adaptación identificados anteriormente: 1) costos por colecta y acarreo, 2) costos por compra de agua y 3) costos por almacenamiento. Esta organización representaría la distribución de los costos asumidos por los hogares al experimentar escasez de agua en su sistema de provisión (Pattanayak y Yang 2005; Nauges *et al.* 2009; Vasquez 2012). De esta forma, todas medidas de adaptación consideradas son adicionales e independientes a las acciones realizadas para abastecerse de agua mediante el actual sistema de agua entubada de chorros públicos. La estimación de costos cada grupo de medidas de adaptación se realizó de la siguiente manera:

Costos por colecta y acarreo. Se estimaron a partir del tiempo invertido por los hogares en las fuentes de agua (sumatoria del tiempo de ida, el tiempo de permanencia, y el tiempo de vuelta hacia el hogar) (Strand y Walker 2004; Nauges y Strand 2007; Nauges y Berg 2009; Nauges *et al.* 2009; Nauges y Whittington 2010b). Posteriormente, se asignó un valor monetario al tiempo registrado con base en el costo de oportunidad del mismo.

Para el costo de oportunidad se consideraron a los sectores económicos de mayor dedicación por parte de los miembros de la comunidad, diferenciados para hombres y mujeres. Se utilizó una proporción del 50% del valor del salario por hora (Whittington *et al.* 1990; Pattanayak y Yang 2005). Finalmente, a estos costos, se sumó el pago de transporte utilizado para acarrear el agua desde las fuentes de agua hasta las viviendas (Nauges y Strand 2007). Se consideró el costo del pasaje de las personas y recipientes, excluyendo los casos que no están relacionadas a la colecta y acarreo de agua (lavado de ropa y aseo personal).

Costos por compra de agua. Corresponden a los gastos promedio que cada hogar invierte en adquirir agua de vendedores privados (Pattanayak y Yang 2005). Los hogares compran agua bajo dos modalidades: i) agua corriente (sin tratamiento) adquirida de camiones vendedores y, ii) agua purificada adquirida en diferentes puntos en la comunidad.

Costos por almacenamiento de agua. Corresponden al valor de amortización o depreciación de los diferentes recipientes utilizados (Vasquez 2012). Para el análisis, los recipientes se dividieron

en 2 grupos: i) tanques y pilas de almacenamiento construidas de cemento, ii) recipientes de plástico de menor capacidad. Para ambos grupos se empleó el método de depreciación lineal, no obstante, para el primer grupo se utilizó el precio de construcción proporcionado por los entrevistados, y 30 años de vida útil para este tipo de infraestructura (Pattanayak y Yang 2005; ISR 2012; Vasquez 2012). Para el segundo grupo, de acuerdo con ISR, (2012) se consideraron 10 años de vida útil, y se asumieron los costos actuales de los recipientes en los mercados locales, para posteriormente capitalizarlos al año en el que se realizó la inversión (Boardman *et al.* 2001).

2.5.2 Estimación de la Disposición de Pago (DP)

Para la estimación de la DP se integraron dos métodos: el paramétrico simple y el no paramétrico. El método no paramétrico brindó una primera aproximación y diagnóstico de la DP (Habb y MacConnel 2002). A partir del resultado de la DP obtenido con este método, se incorporaron variables socioeconómicas que pueden influir en el resultado final. Dicha incorporación se realizó a través del método paramétrico simple, el cual brinda una mejor aproximación de la DP. Por lo que, los valores finales de la DP promedio se establecieron con el método paramétrico simple (Hanemann *et al.* 1991). El procedimiento se realizó mediante un análisis econométrico con modelos probabilísticos logit utilizando el programa estadístico STATA (Wooldridge 2006).

2.5.3 Análisis de costo-beneficio para el nuevo sistema de distribución de agua entubada

Para este análisis, se sometió a evaluación el nuevo proyecto de provisión de agua entubada abastecido por pozo mecánico iniciado en la comunidad en el año 2007. Se utilizó un horizonte de 30 años y una tasa de descuento⁹ de 10% (Cohen y Martínez 2005; Doczi y Ross 2014; García *et al.* 2014). La tasa del 10% es inferior a la aplicada habitualmente por bancos multisectoriales para este tipo de proyectos. De acuerdo con García *et al.* (2014), con la tasa habitual cuyo valor es 12%, se hace difícil justificar proyectos de agua potable relacionados con la adaptación en zonas bajo condiciones climáticas adversas, especialmente por la larga vida útil que suelen tener estos proyectos (30-50 años). Teniendo en cuenta esto, y que el uso de una tasa de descuento sigue siendo controvertida, el 10% utilizado corresponde al límite superior de las tasas imputadas por el sistema bancario de Guatemala. Además, se complementó un análisis de sensibilidad con tasas de 12% y 8%. Por su parte, la conclusión del análisis se basó en el

⁹ La tasa de descuento es cercana a la habitual en bancos multilaterales para proyectos de infraestructura de agua de países en desarrollo. El horizonte temporal se estableció tomando en cuenta el tiempo de vida útil para este tipo de proyectos indicado por Cohen y Martínez (2005); Pattanayak y Yang (2005). Adicionalmente, se verificó con consulta a expertos de proyectos de agua potable de la zona de estudio

valor actual neto (VAN) resultante, el cual evalúa la rentabilidad y los beneficios netos alcanzados con el proyecto (Van Horne y Wachowicz 2002).

Por su parte, la estructura de costos se adecuó a los dos componentes básicos del análisis de costo-beneficio de los cambios en la provisión de agua (Boardman *et al.* 2001; Pattanayak y Yang, 2005). Estos son: i) los beneficios sociales -BS- derivados del cambio en la provisión, y ii) los costos de implementar dicho cambio o costos por suministro del servicio. La diferencia de ambos elementos son los beneficios sociales netos -BSN-.

El primer componente (BS) se expresó de forma independiente a través de la DP para tener un nuevo sistema comunitario de agua y a través de los costos evitados de las medidas de adaptación que realizan los hogares. Estos últimos valores reflejan la demanda por el nuevo servicio comunitario de agua entubada, y son el límite inferior del beneficio social Whitehead *et al.* (2008).

El segundo componente del análisis (costos por suministrar el servicio con el nuevo sistema) se estableció con recopilación de información secundaria. Se reunieron montos de inversiones parciales realizadas en la comunidad, y proyecciones locales realizadas por otros estudios para concluir el proyecto. Las inversiones parciales corresponden a costos por perforación y equipamiento del pozo mecánico, costos del tanque de almacenamiento y líneas principales de construcción. Por otra parte, las proyecciones consideran los costos para conexiones domiciliarias, costos de operación y costos de mantenimiento (Chinchilla 2010). Las proyecciones se validaron con un proyecto de similares características de la asociación ADMBANCHI¹⁰.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Esta sección se presenta en cuatro fases: Primero, se describen medidas de adaptación identificadas en los hogares. Segundo, se estiman los costos asociados a las medidas de adaptación. Tercero, se calcula la DP para la instalación de un nuevo sistema comunitario de agua entubada. Cuarto, se presenta el análisis de costo-beneficio del nuevo sistema de agua entubada.

3.1 Medidas de adaptación identificadas

En el verano, la época de mayor sequía del año (de enero a abril), las personas de la comunidad que normalmente se abastecen de chorros públicos no consiguen satisfacer sus necesidades de consumo doméstico de agua. Por este motivo, recurren a medidas adicionales, las cuales son:

La colecta y acarreo de agua. Las personas de la comunidad van hasta las fuentes de agua y regresan a sus hogares con sus recipientes cargados. Para esta actividad, se identificaron tres fuentes de agua: ríos o quebradas, tanques comunitarios¹¹ y camiones distribuidores de agua. Estas fuentes son utilizadas de manera independiente al sistema comunitario de abastecimiento de agua. El porcentaje de uso de estas se distribuye de la siguiente forma: tanques comunitarios 59.19%, hogares, ríos o quebradas 48.16% y camiones distribuidores de agua corriente 22%. En muchos hogares, se utilizan de forma simultánea varias fuentes para cubrir los requerimientos domésticos, lo que sugiere una alta dependencia de la comunidad hacia estas fuentes de agua.

La compra de agua. Los hogares compran el agua de dos formas. La primera, por parte de camiones distribuidores de agua corriente, sin ningún tratamiento; la segunda, por parte de vendedores de agua purificada. En la época seca (enero-abril) el 51.51% de los hogares compra agua corriente. Por otra parte, el agua purificada es adquirida por el 27.75% del total de hogares entrevistados. Estos porcentajes de compra de agua ponen de manifiesto nuevamente la ineficiencia del sistema comunitario de agua.

El almacenamiento de agua. El almacenamiento se realiza en los hogares como complemento a las dos medidas descritas anteriormente. Se identificó que los hogares utilizan para almacenar agua recipientes de plástico y de cemento, en total utilizan 8 tipos tal como se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Recipientes de almacenamiento utilizados

Recipiente	% de hogares	Promedio capacidad (L)
Botellas*	5.35	3.46
Cubetas*	6.69	28.52
Pila de almacenamiento (de cemento)	20.73	1,566.42
Tambos o galones*	97.99	24.06
Tanque de cemento	34.77	2,421.21
Tanque común (tinaco)*	5.68	1,693.70
Tinas o baldes*	52.17	46.43
Toneles o barriles*	85.28	234.35

* Recipientes de plástico

Por otra parte, en la figura 1 se presenta el porcentaje de uso de las diversas fuentes de agua identificadas.

¹⁰ Asociación de Desarrollo y Mejoramiento de la colonia Bambi en Chiquimula. Datos del año 2013 del departamento de administración del sistema de agua por pozo mecánico de la colonia Bambi ubicada en la cabecera departamental de Chiquimula.

¹¹ Tanque de cemento ubicado sobre un manantial o nacimiento de agua, en este se almacena agua proveniente del manantial. Es de libre acceso, por lo que las personas colectan el agua de acuerdo con la capacidad de la fuente y la cantidad de individuos que lo utilizan.

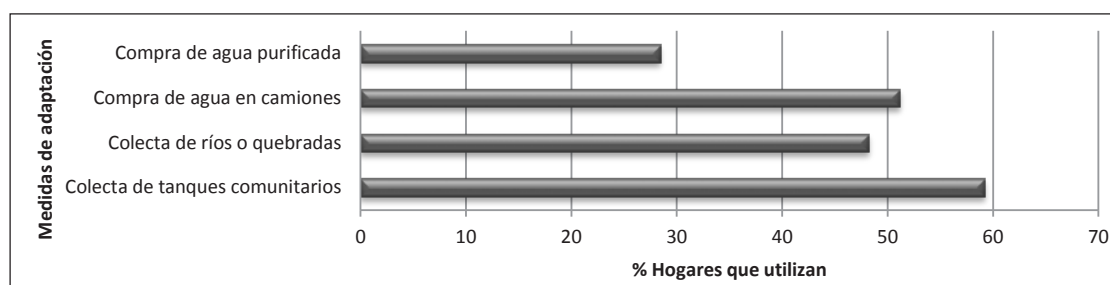


Figura 1. Distribución porcentual de uso de las fuentes de agua

En la figura 1, se puede observar que los tanques comunitarios para la colecta son los más utilizados por los hogares. Esta situación podría responder a las siguientes razones: a) son una fuente de libre acceso de propiedad comunitaria sin una cuota de uso y, b) es una fuente cercana a todos los hogares (se ubica en el perímetro del área poblada de la comunidad). Por su parte, en muchos hogares todas las fuentes de agua son utilizadas simultáneamente para cubrir los requerimientos domésticos.

Ahora bien, de forma general, los porcentajes de uso de las diversas medidas de adaptación podrían estar relacionados al menos dos factores. El primero es el costo monetario. Esto significa que, para el caso de las fuentes que requieren un pago directo, por ejemplo, compra de agua purificada, el porcentaje de uso disminuye por debajo del 30% de la muestra (figura 1). El segundo factor sería la diversificación de los usos del agua, ya que cada fuente es utilizada para diferentes fines, a saber: 1) lavado de ropa, 2) limpieza personal (bañarse y lavado de manos), 3) consumo (beber y cocinar alimentos) y 4) crianza de animales domésticos. Las entrevistas revelaron que, para el caso del lavado de ropa más del 70% prefieren hacerlo en ríos o quebradas y en los tanques comunitarios, lo que se ve reflejado en el uso efectivo de la fuente (cerca del 60%). Para el consumo, el agua purificada y el agua corriente adquirida de los camiones o vendedores privados son las fuentes preferidas por los hogares, no obstante, no todos pueden acceder a estas.

Sin embargo, los porcentajes de uso y la prioridad de las diferentes fuentes de agua (figura 1) no están vinculados con la cantidad de agua utilizada por los hogares debido a la dificultad de obtener mediciones precisas de los volúmenes consumidos. Para esta investigación, la importancia de las fuentes de agua para los hogares está dada por la frecuencia de uso (mensual) en los hogares muestreados.

3.2 Costos asociados a las medidas de adaptación

Los costos de las medidas de adaptación constituyen una aproximación de los impactos económicos que deben asumir los hogares por enfrentarse a los problemas de provisión de agua en épocas de

sequía. Las estimaciones de estos costos fueron organizados en 3 grupos; 1) colecta y acarreo, 2) compra de agua y 3) almacenamiento.

3.2.1 Costos económicos por colecta y acarreo.

En este caso se incluye el costo monetario del tiempo de colecta y el costo por transporte utilizado para el abastecimiento (Nauges y Strand 2007).

En la tabla 2 se resumen los resultados del tiempo invertido por hombres, mujeres y niños, según el tipo de fuente de agua utilizada. Esta segregación profundiza los hallazgos de estudios de Strand y Walker (2004); Nauges y Strand (2007); Nauges y Berg (2009); Nauges y Whittington (2010b). En estos estudios se cuantificó el tiempo total del hogar en su conjunto, sin desagregarlo. Con dicha situación según Nauges y Strand (2007), podrían existir sesgos en la asignación del valor monetario del tiempo al no diferenciar la participación, principalmente de los niños.

En tal sentido, se estimó que las mujeres son las que más participan en las actividades de colecta y acarreo de agua, ya que invierten 62.90% del tiempo total del hogar en dicha actividad. El tiempo de los niños representa el 17.52%, y el de los hombres 19.48%. Por lo que, esta desagregación permite observar las diferencias del tiempo total invertido en la colecta y acarreo entre hombres, mujeres y niños.

En la tabla 2 también se observa que el tiempo promedio por hogar es similar al encontrado por Strand y Walker (2004); Nauges *et al.* (2009) Nauges y Berg (2009) en investigaciones de 17 ciudades de Centroamérica en hogares sin servicios públicos de abastecimiento de agua. Dichos estudios encontraron promedios por hogar de 10 horas con 10 minutos al mes. Por otro lado, en hogares con servicios públicos (sistema de agua domiciliar), pero con atención intermitente o irregular Nauges y Berg (2009) han encontrado promedios de 5 minutos cada vez que las personas visitan una fuente de agua. Si bien no son estimaciones mensuales como las anteriores, se estableció que distan de las 1.25 horas¹² promedio encontradas para cada visita a las fuentes de agua en los hogares de la comunidad Maraxco en Chiquimula, Guatemala.

¹² Se estimó tomando en cuenta el tiempo promedio que invierten los hogares en todas las fuentes de agua cada vez que colectan agua

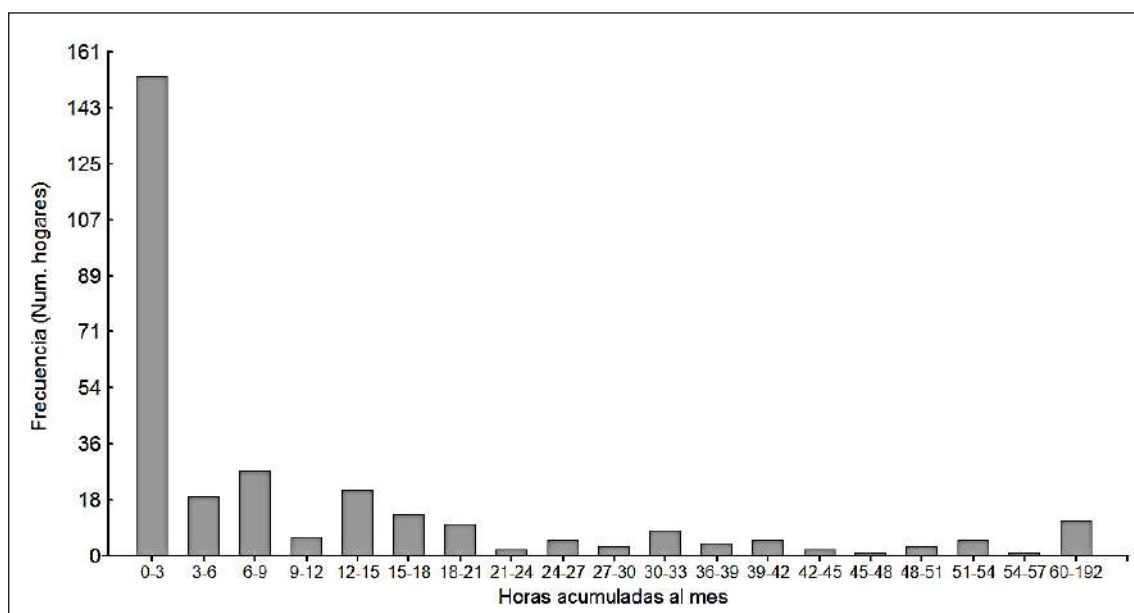
Tabla 2. Tiempo promedio invertido por los hogares en las fuentes de agua

Fuentes de agua	Horas/mes (Aporte de hombres)*	Horas/mes (Aporte de mujeres)*	Horas/mes (Aporte de niños)*	Total (horas/hogar)
Ríos o quebradas	0.23	1.95	0.41	2.59
Tanques comunitarios	1.65	4.6	1.46	7.71
Comprar agua corriente (camiones) ¹³	0.4	0.82	0.18	1.4
Ríos o quebradas ¹⁴
Tanques comunitarios ¹¹
TOTAL	2.28	7.37	2.05	11.70

*Resultado que consideró el número de individuos que participan por hogar, el tiempo en cada visita a la fuente y la frecuencia de visitas al mes.

Como complemento a lo descrito hasta ahora, en la Figura 2 se observa la distribución del tiempo acumulado para todas las fuentes de agua en los hogares. La distribución muestra que la mayor cantidad de la muestra (153 hogares, 51.17% del total de hogares) se encuentran dentro del rango de tiempo

que va de 0 a 3 horas al mes. Por su parte, dentro de las primeras 5 clases se agrupa el 75.58% de los hogares, lo que sugiere que estos no sobrepasan las 18 horas al mes. Según el valor de la mediana, se observa que el 50% de los hogares estarían invirtiendo una cantidad de ≤ 8.79 horas en el mes.

**Figura 2.** Histograma del tiempo acumulado para la colecta y acarreo

Vale la pena destacar algunos aspectos que podrían incidir en la estimación del tiempo invertido. En especial, el método de entrevistas utilizado para la recolección de datos sobre el tiempo de colecta y acarreo puede generar sesgos en las estimaciones, particularmente por su dependencia de la memoria de la persona que realiza la colecta y el acarreo del agua, y de la percepción del tiempo de cada individuo (Chaudhri *et al.* 2012; Masuda *et al.* 2012).

Estimación del costo monetario del tiempo. El costo monetario del tiempo de colecta y acarreo constituye un costo sombra para los hogares (Nauges y Strand 2007). Para estimar el costo del tiempo se utilizó el 50 % del valor del salario por hora para sectores no calificados de la zona de estudio (Whittington *et al.* 1990; Pattanayak *et al.* 2005). Las tasas de los salarios utilizadas son 0.71 US\$/hora para hombres y 0.40 US\$/hora para mujeres (INE

¹³ Tiempo contabilizado cuando los vendedores no llegan hasta las viviendas y las personas deben invertir tiempo en ir a coleccionar a los puntos de venta y acarrear hasta los hogares (el 22% de los hogares que utilizan esta fuente de agua).

¹⁴ Valores de las fuentes de agua utilizadas, exclusivamente, para lavar ropa (estos casos no se consideraron para estimaciones mensuales de colecta y acarreo).

2013). Dicho porcentaje se considera conservador respecto de los utilizados en otros estudios donde se estima el valor monetario del tiempo por coleccionar y acarrear agua. De acuerdo a Jeuland *et al.* (2010) estos porcentajes del salario van en un rango de 20-83% para países en vías de desarrollo.

En la tabla 3 se observa el promedio del costo del tiempo total invertido para los hogares de Maraxco. Nótese que se considera también un costo de 0.52 US\$ promedio para transporte¹⁵ y se presenta un análisis de sensibilidad para los porcentajes del salario por hora considerados. En este último punto se utilizaron 2 escenarios: 25% y 75% del valor del salario por hora. Se observa que los costos para

los hogares son considerablemente sensibles a variaciones en dichas tasas.

De las estimaciones anteriores se excluyó a los niños ya que es discutible asignarles un costo de oportunidad basado en el salario devengado por los adultos. Lo más apropiado sería tener para la estimación de un costo de oportunidad para los niños basado en el tiempo perdido en educación, deporte y recreación, entre otros. No obstante, esta cuantificación no se realizó para el presente estudio, y representa una limitación en las estimaciones monetarias realizadas para los beneficios sociales totales asociados a minimizar o eliminar estas actividades de colecta y acarreo.

Tabla 3. Promedio de costos de colecta y acarreo de agua

Tasas del salario por hora (%)	Tiempo promedio por hogar (horas/mes)			Costo monetario del tiempo, promedio por hogar (US\$/mes)			Costo por transporte, promedio por hogar (US\$/mes) ³	Costo total de colecta, promedio por hogar (US\$/mes)
	Hombres	Mujeres	Niños	Hombres	Mujeres	Total		
25	2.28	7.37	2.05	0.81	1.51	2.32	0.52	2.84
50	2.28	7.37	2.05	1.61	3.02	4.63	0.52	5.15
75	2.28	7.37	2.05	2.42	4.53	6.95	0.52	7.47

3.2.2 Costos económicos por compra de agua.

Estos costos están relacionados a la compra de agua purificada, ya sea en botellas de plástico o garrafones y compra de agua corriente en camiones o distribuidores privados. La mayor parte de estos costos monetarios en los hogares están dados en épocas de verano. En promedio, cada hogar gasta de 9.03 US\$ (68.69 quetzales) para abastecerse con esta medida de adaptación en el verano. Aunque es un costo alto, la forma de adquirir el agua corriente (sin tratamiento) es un aspecto determinante para ello. Los hogares generalmente adquieren desde un barril de agua (234 litros) con precio promedio de 1.45 US\$ (11.03 quetzales), hasta un tanque o pila de almacenamiento completo $\geq 1,500$ litros, con precios promedio de 15.20 US\$ (115.67 quetzales).

3.2.3 Costos económicos por almacenamiento.

Los recipientes de plástico y los contruados de cemento imputan a los hogares, en promedio, costos de 0.96 US\$ (7.29 quetzales) por mes (Tabla 4). Esta estimación se realizó, excluyendo a las botellas de plásticos, ya que las mismas son adquiridas para otros fines (Vasquez 2012).

Tabla 4. Costos promedio por almacenamiento

Recipiente	Capacidad promedio (L)	Costo promedio por hogar (US\$/mes)
Botellas plásticas	3.46	0.000
Cubetas de plástico	28.52	0.003
Pila de almacenamiento	1,566.42	0.108
Tambos o galones	24.06	0.176
Tanques de cemento	2,421.21	0.226
Tanque plástico (tinaco)	1693.70	0.032
Tinas o baldes	46.43	0.037
Toneles o barriles	234.35	0.376
TOTAL		0.957

3.2.4 Los costos totales de las medidas de adaptación

La sumatoria de los todos los costos descritos previamente es de 15.14 US\$ (115.20 quetzales) por hogar al mes, distribuidos en: colecta y acarreo 5.15 US\$ (39.19 quetzales), almacenamiento 0.96 US\$ (7.29 quetzales), y compra de agua 9.03 US\$ (68.69 quetzales) (Tabla 5).

¹⁵ El costo por transporte, constituye un elemento clave para entender las variaciones en los precios de agua y, por ende, la demanda en estas zonas de sequía (Nauges y Whittington 2010a).

¹⁶ Incluye el traslado de hombres, mujeres y niños, y de los recipientes cargados con agua. Se excluyeron los pagos realizados por movilización para otros fines, por ejemplo, para lavar ropa y actividades de limpieza personal (bañarse).

Los mayores costos son imputados la compra de agua, y la colecta y acarreo en tres fuentes de agua. Dentro de estas fuentes de agua, los tanques comunitarios generan el mayor costo, esencialmente por el tiempo invertido en ellos. En general, el valor monetario del tiempo es significativo en los costos

totales de adaptación: de 15.14 US\$ por mes, el 34.03% corresponden a este costo (5.15 US\$/mes). Esto muestra, desde el punto de vista cuantitativo, parte del impacto sobre el bienestar de los hogares que experimentan escasez por sequías.

Tabla 5. Costos acumulados de las medidas de adaptación para la comunidad Maraxco

Medida de adaptación	Fuente de agua	Costos de adaptación para los hogares (US\$/mes)						
		Costo del tiempo hombres	Costo del tiempo mujeres	Costo transporte	Costo colecta	Costo compra de agua	Costo almacenamiento	Costo Total
Colecta y acarreo de agua	Ríos o quebradas	0.16	0.80	0.52	1.48	0.00	0.00	1.48
	Tanques comunitarios	1.17	1.89	0.00	3.06	0.00	0.00	3.06
	Compra de agua corriente (camiones)*	0.28	0.33	0.00	0.61	0.00	0.00	0.61
Compra de agua	Agua corriente y purificada	9.03	0.00	9.03
Almacenamiento	0.96	0.96
TOTAL								15.14

*Valores correspondientes al tiempo de colecta contabilizado para los casos donde los vendedores no llegan hasta las viviendas y las personas deben invertir tiempo en ir a colectar a los puntos de venta y acarrear hasta los hogares.

Por otra parte, los costos de todas las medidas de adaptación representan el 7.21% de los ingresos mensuales promedio del jefe del hogar. Este porcentaje, además, se distribuye en las medidas

de adaptación: costos de colecta y acarreo 2.45%, costos por almacenamiento 0.46% y, costos por compra de agua 4.30%.

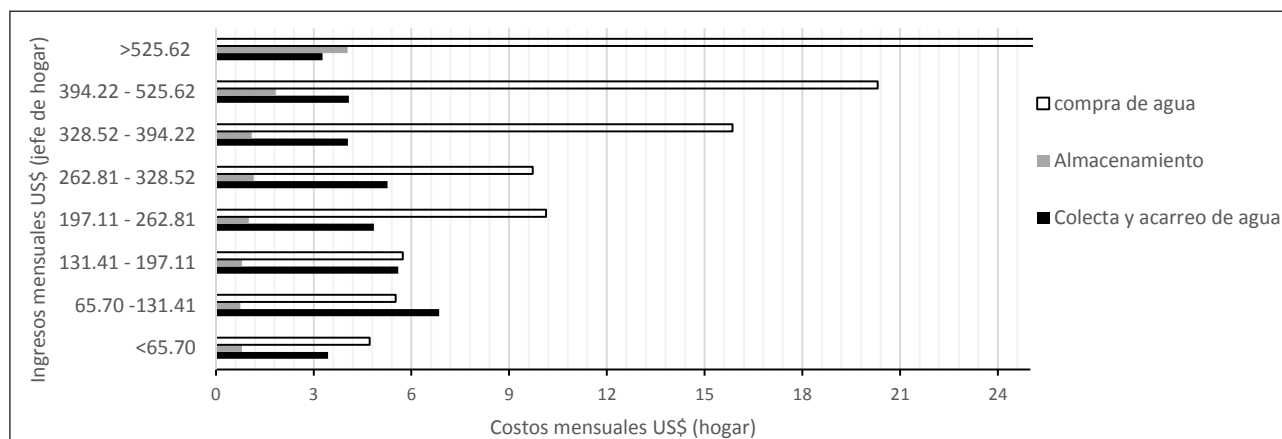


Figura 3. Distribución de costos de las medidas de adaptación por rango de ingresos

Es interesante destacar que la importancia de cada uno de los costos de adaptación descritos varía según el nivel de ingreso del jefe de familia. En la figura 3, se observa aunque los costos de colecta y acarreo en valores absolutos son similares para la mayoría de los rangos de ingresos, en términos proporcionales estos tienden a ser muy relevantes para hogares de menores ingresos <131.41 US\$ (<1,000 quetzales).. En contraste, la compra de agua se hace más importante en términos relativos y absolutos para los hogares de mayores ingresos.

Lo anterior puede deberse a que presumiblemente los jefes de familia con mayores ingresos tienen mayor capacidad para hacerle frente a la compra de agua y evitan las molestias y costos de tiempo que puede representar el acarreo y colecta de agua. Este resultado tiene implicaciones fundamentales en términos del desarrollo y equidad en esta comunidad ya que si el sistema comunitario de agua entubada fuera de mejor calidad quienes sentirían una reducción más significativa en el tiempo invertido para obtener agua serían las familias de menores

ingresos. De esta forma, estas familias podrían dedicar, idealmente, este tiempo a actividades productivas y educativas, entre otras, que podrían mejorar su calidad de vida. Particularmente, esto podría responder a su baja capacidad adaptativa debido a la carencia de recursos económicos para adoptar medidas precautorias (infraestructura y tecnologías) ante un mayor nivel de riesgo (p.ej., mayor escasez de agua por aumento de sequías), tal como lo sugiere Agrawal *et al.* (2008) y ADB (2011).

3.3 Estimación de la DP para un nuevo sistema comunitario de agua entubada

En las estimaciones de la DP, se obtuvieron resultados por medio de dos métodos: paramétrico simple y no paramétrico. Con el método no paramétrico, se consiguió una primera aproximación de la DP con base en los montos sugeridos (figura 4). La DP obtenida con este método fue de 20.34 US\$ (154.8 quetzales) al mes por hogar.

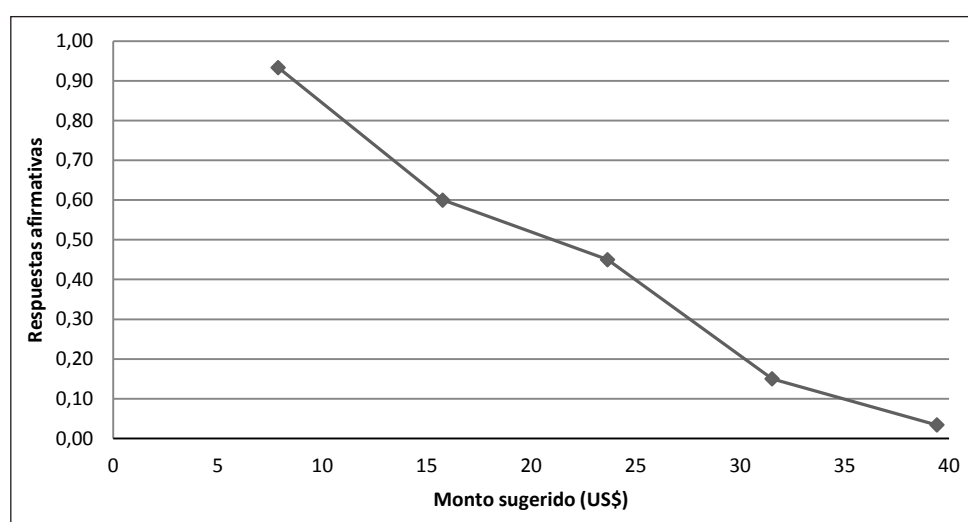


Figura 4. Proporción de respuestas afirmativas para los montos sugeridos

Por su parte, con el método paramétrico, se mejoró la anterior aproximación al incorporar otras variables socioeconómicas que influyen en la disponibilidad de pago (Hanemann *et al.* 1991). Con una regresión Probit (Wooldridge 2006) se utilizaron

9 variables (tabla 6). Las variables socioeconómicas con significancia estadística al 0.05 (1- α) fueron; los ingresos del jefe del hogar, y los montos sugeridos (o tarifas propuesta).

Tabla 6. Efectos marginales de las variables socioeconómicas

Variable	Coefficiente estimado	Error estándar	Descripción de variables
Monto sugerido	-0.0069359*	0.00074	Expresado en moneda local (quetzales).
Ingresos del jefe del hogar	0.0003921*	0.00006	Expresados en moneda local (quetzales).
Personas que viven en la casa	-0.0300399	0.02106	Número de personas en una misma casa.
Menores de 15 años	0.0433742	0.03125	Número de <15 años en la misma casa.
Hogares en una casa	0.1186506	0.06982	Hogares o familias en una misma casa.
Tipo de vivienda	-0.029469	0.03909	Tipo de vivienda, clasificada de 1 a 5, 1= mejor infraestructura (techo, paredes y piso), 5= Infraestructura deficiente.
Nivel de educación del jefe del hogar	0.1020717	0.10214	0= sin educación, 1= algún nivel educativo, desde nivel primario hasta secundaria y universidad.
Hogar con tecnología (televisión, refrigerador y celular)	0.0251779	0.12159	0= sin tecnología 1= tecnología.
Fuentes de agua que utilizan	-0.0498694	0.04156	Número que utiliza cada hogar.
Percepción de sequías	0.0643596	0.08243	0= las sequías provocan la escasez de agua. 1= la escasez se debe a otras causas.

*significativo a un nivel de 0.05 (1- α). N=299. R²=0,5420

Al observar los efectos marginales del Cuadro 6, se tiene que por cada unidad monetaria adicional (equivalente a 1 quetzal) para la variable “monto sugerido”, la probabilidad de respuestas positivas disminuyó en 0,69%, y en la variable “ingresos mensuales promedio del jefe del hogar”, por cada unidad monetaria adicional (equivalente a 1 quetzal),

dicha probabilidad de respuestas positivas aumentó en 0.039% (Tabla 6). Luego de utilizar los coeficientes significativos de la regresión Probit en el cálculo de la DP se obtiene que la DP final para los hogares de la comunidad es 21.23 US\$ (161.58 quetzales) al mes por hogar (Tabla 7).

Tabla 7. Estimación de la DP promedio (moneda local), método paramétrico

Variable	Coefficiente estimado	Error estándar	Valor p>z	Intervalo de confianza 95%	
DP promedio	161.5804	5.585	0.000	150.633	172.527

3.4 Análisis de costo-beneficio

Se consideró que para la comunidad Maraxco, un nuevo sistema de provisión de agua entubada mitigaría o evitaría las diferentes medidas de adaptación a nivel de hogar descritas hasta ahora y sus costos. Esto se podría lograr siempre y cuando se cumplan los siguientes supuestos: i) El nuevo sistema de agua entubada brindaría conexiones domiciliarias y abastecerá a todos los hogares durante al menos 8 horas diarias para toda la época del año. ii) La cantidad de agua proporcionada con el nuevo servicio brindará, al menos, la misma cantidad de agua que se obtiene con el uso de las diferentes fuentes de agua (medidas defensivas). iii) con el nuevo sistema, el tiempo de espera y sus costos para coleccionar desde los chorros públicos (en promedio 12.44 horas/mes) serán evitados (4.61 US\$/hogar/mes). iv) se evitarán los costos por colecta y acarreo desde ríos o quebradas, tanques comunitarios y camiones vendedores. v) costos por compra de agua serán evitados. vi) El almacenamiento se seguirán realizando, aunque en menor medida. Por tanto, estos costos no se evitarán

Los beneficios sociales derivados de dicha inversión en el sistema se podrían estimar por lo tanto a partir de los costos totales evitados por no incurrir en el uso de las medidas de adaptación presentadas ahora. Alternativamente, de forma directa se podrían estimar dichos beneficios a partir de los resultados del ejercicio de valoración contingente descrito previamente.

Los beneficios sociales obtenidos con ambos métodos fueron comparados para verificar el supuesto teórico planteado por Courant y Porter (1981) y Pattanayak *et al.* (2005). El supuesto indica que las aproximaciones de los costos de las acciones implementadas (medidas de adaptación) deberían ser inferiores a la DP para mejorar el actual servicio de provisión de agua. Esto se debe a que la valoración monetaria de las medidas de adaptación podría no considerar costos como los días de salario perdidos, costos por enfermedades y pérdidas en la productividad. Estos últimos sí se podrían ver reflejados en la DP obtenida.

Los resultados de la presente investigación confirman este supuesto, ya que los costos evitados de las medidas de adaptación son de 18.77 US\$/mes/hogar, inferiores a los estimados con la DP, 21.23 US\$/mes/hogar (161.58 quetzales), con una diferencia de US\$ 2.46/mes. Sin embargo, la magnitud de esta diferencia podría cambiar, debido a la influencia del valor monetario del tiempo, el cual representa el 30.03% de los costos totales de adaptación para los hogares. Por esta razón, 2 aspectos podrían influir en este valor monetario del tiempo. Por un lado, el método de entrevistas utilizado para la recolección de datos sobre el tiempo de colecta y acarreo, puede generar sesgos en las estimaciones, particularmente por su dependencia de la memoria de la persona que realiza la colecta y el acarreo del agua, y de la percepción del tiempo de cada individuo (Chaudhri *et al.* 2012; Masuda *et al.* 2012). Por otro lado, la valoración monetaria del tiempo de colecta y acarreo del agua es muy sensible a la tasa del salario por hora utilizada, tal como se mostró, tasas de 25%, 50%, y 75% influyen en los costos totales de la colecta y acarreo y, por ende, en los costos totales de adaptación.

No obstante, ante un eventual cambio en el abastecimiento de agua por el nuevo sistema de agua entubada, se tendrían cambios en el bienestar económico de los hogares, los cuales se ven reflejados en ambos métodos de valoración económica. Pattanayak y Yang (2005) indican que si los costos de las acciones implementadas de forma individual (o costos evitados) son el límite inferior de la voluntad de pago, estos costos reflejarían el umbral mínimo de los beneficios sociales en un análisis de costo-beneficio. Por tanto, si los beneficios obtenidos con las medidas de adaptación exceden el costo por implementar el proyecto o suministrar el servicio de agua, el proyecto proporciona rentabilidad y ganancias sociales.

Los resultados del análisis de costo-beneficio se presentan en la tabla 8. Para ambos casos (costos evitados de las medidas de adaptación y DP), se pudo constatar que los beneficios sociales superan a los costos por implementar el nuevo proyecto. En tal situación, con flujos de caja constantes, y una tasa

de descuento del 10%, el VAN fue superior a 0 (tabla 8). De este modo, el proyecto supera exitosamente la prueba de costo-beneficio, lo que significa que la implementación de nuevo sistema de provisión de agua entubada proporcionaría ganancias sociales expresadas como el beneficio social neto de la inversión (BSN). No obstante, cabe aclarar que los resultados derivados del uso de la DP hacen una aproximación con más detalle de los BSN ya que se incorporan, indirectamente mediante la consulta

a los hogares, valores que se podrían haber dejado por fuera con el método de costos evitados. Por ejemplo, costos monetarios por enfermedades asociadas al consumo de agua de las diferentes fuentes, pérdida de productividad y días de trabajo debido al esfuerzo de colecta (Whitehead *et al.* 2008). En la tabla 8 se presentan los resultados del análisis costo-beneficio con una tasa de descuento al 10% y del análisis de sensibilidad con tasas de descuento de 8 y 12%.

Tabla 8. Análisis de costo-beneficio del nuevo proyecto de agua entubada

Método para los Beneficios sociales	Periodo de análisis (años)	Criterio de decisión	Tasa de descuento (%)	Beneficios sociales netos (US\$)
Costos evitados	30	VAN	10	207,038.21
Costos evitados	30	VAN	8	317,962.59
Costos evitados	30	VAN	12	118,360.28
Disposición de pago DP	30	VAN	10	267,965.76
Disposición de pago DP	30	VAN	8	390,522.13
Disposición de pago DP	30	VAN	12	170,523.52

Se observa que, independientemente de la tasa de descuento que se utilice, y del método para establecer los beneficios sociales, el proyecto resulta rentable con ganancias sociales netas en todos los casos (tabla8). Esto sugiere que, mejorar la capacidad de respuesta a la sequía, con acciones colectivas como la implementación de un nuevo sistema de agua entubada comunitario, es una necesidad y una intervención adecuada para los hogares de Maraxco. No obstante, esto requerirá de cooperación y acuerdos o compromisos de largo plazo entre los hogares de la comunidad (Ostrom 1990).

4. CONCLUSIONES

La investigación brinda elementos para comprender el comportamiento de hogares rurales que experimentan escasez de agua para consumo doméstico debido a las sequías. En este contexto, donde además el actual sistema comunitario de agua entubada es incapaz de responder adecuadamente para satisfacer las necesidades de las familias de Maraxco, los hogares dependen de fuentes de agua alternativas, así como de distintas estrategias de almacenamiento de agua que explican su comportamiento para suplir sus necesidades de consumo doméstico

La implementación de estas medidas de respuesta a las sequías tiene diversos costos para las familias involucradas. En algunos casos dichos costos son evidentes y fáciles de cuantificar, como en el caso de la compra de agua. En otros casos, los costos tienden a ser invisibles en términos monetarios, pero podrían representar cargas económicas muy importantes en el presente y futuro de las familias. Un ejemplo de esto último es la gran cantidad de

tiempo, alrededor de 11 hrs/familia/mes, que invierten los hogares para abastecerse el agua de consumo doméstico en Maraxco. Esta inversión de tiempo, que no suele estar presente en la mayoría de zonas urbanas donde operan empresas públicas y privadas prestadoras de servicios de agua eficientes, es una carga que limita las posibilidades de acceder a una infinidad de alternativas. Muchas de estas familias podrían estar empleando este tiempo para labores remuneradas y domésticas, para mejorar huertos, invertir en sus propios negocios o disfrutar del ocio, entre otras opciones. Más aún, dado que buena parte de las labores descritas para garantizarse el agua en los hogares son provistas por niños, el mantenimiento de servicios de agua comunitarios deficientes podría estar incidiendo negativamente en el desarrollo educativo de ellos y, por ende, en sus posibilidades de mejorar su calidad de vida actual y futura.

Dado el potencial que existe para mejorar el desarrollo y bienestar general de una comunidad como Maraxco a través de una mejora en el sistema comunal de agua que minimice o elimine los problemas descritos anteriormente, es conveniente analizar la viabilidad de hacer una inversión significativa en la infraestructura pública existente que permita alcanzar dicha meta. No obstante, esto debería evaluarse a través del algún instrumento riguroso para la toma de decisiones. La evaluación costo-beneficio social es una alternativa deseable para estas situaciones y su aplicación al caso de Maraxco arroja resultados muy interesantes. El análisis de costo-beneficio de un nuevo sistema de provisión de agua entubada para evitar o mitigar las medidas de adaptación en que incurren los hogares en Maraxco indican que, desde el punto de vista social, es totalmente justificable la

inversión en la mejora del sistema de agua público. Es decir, los beneficios económicos obtenidos superan a los costos financieros de las inversiones en infraestructura planeadas.

Concretamente, en el análisis de costo-beneficio, la operación de una infraestructura comunal eficiente de agua permite evitar que las familias incurran en costos por colecta y acarreo, compra y almacenamiento de agua. Estos costos evitados representan el umbral mínimo de los beneficios sociales generados por la nueva infraestructura. Estos beneficios, estimados en 15.14 US\$/mes por familia, dejan por fuera otros posibles beneficios generados que son muy difíciles de cuantificar y monetizar directamente, por ejemplo, los beneficios generados al evitar posibles enfermedades infecciosas. Estas deficiencias teóricas y metodológicas del método de costos evitados tienden a minimizarse con el método de valoración contingente. Las estimaciones hechas con este método arrojan, como era de esperarse teóricamente, valores de beneficios superiores. En este caso los cálculos permiten estimar valores de disposición a pagar de 20.23 US\$/mes por un sistema comunal mejorado que permita evitar la mayoría de inconvenientes de abastecimiento que se presentan actualmente. De esta forma, independientemente del método de valoración de beneficios utilizado, al agregar los beneficios de las familias de Maraxco, la suma de estos beneficios brutos siempre supera a los costos de inversión en mejoramiento del sistema comunal. En consecuencia, un nuevo sistema de provisión mejoraría la oferta de agua para consumo humano en los hogares, con efectos positivos en su bienestar debido en parte a la eliminación o mitigación de las acciones de colecta y acarreo, almacenamiento y compra de agua.

La evaluación social positiva de la decisión de mejorar la infraestructura pública de agua en el caso de Maraxco podría replicarse en muchas comunidades similares de Guatemala y la región. Ante esto es importante considerar cuáles opciones podrían facilitar la mejora en dichos sistemas. Al respecto, dados los escasos ahorros con que cuentan muchas de las organizaciones comunitarias que administran estos sistemas, se deberían mejorar las condiciones institucionales del país para facilitar el acceso al financiamiento para la construcción de infraestructura comunitaria de agua. Además, se debería dar mayor apoyo a estas organizaciones para el diseño de estrategias que garanticen la sostenibilidad financiera de los sistemas comunitarios de agua y el mantenimiento adecuado de los mismos. Este último aspecto es fundamental porque no basta con construir nuevos sistemas de agua en comunidades como Maraxco sino que además se debería invertir en las instituciones locales de gobernanza que puedan garantizar que estas inversiones se mantengan y renueven adecuadamente en el tiempo gracias a la coordinación exitosa de la acción colectiva local en procura de un servicio de agua eficiente y oportuno.

Estos son insumos clave para el diseño de políticas públicas orientadas a mejorar los suministros de agua en el corredor seco Centroamericano, particularmente en Guatemala. Además, los mismos pueden servir como elementos iniciales para diseñar estrategias de adaptación al cambio climático en este sector, el cual podría verse severamente afectado en el futuro cercano por el efecto combinado de sequías más frecuentes e intensas, además de la demanda creciente de agua de una población en aumento.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ADB. 2011. Accounting for health impacts of climate change. Mandaluyong City, Philippines, Asian development bank 30 p. Consultado 28 de Noviembre de 2014. Disponible en <http://www.adb.org/sites/default/files/publication/28976/health-impacts-climate-change.pdf>.
- Agrawal, A.; McSweeney, C.; Perrin, N. 2008. Local institutions and climate change adaptation.
- Arias, A.v.d.Z.; Zee, J.v.d.; Meyrat, A.; Poveda, C.; Picado, L. 2012. Estudio de caracterización del Corredor Seco Centroamericano. Vargas, J.C.C.; Zelaya, C.A.; Meijer, S. eds. Roma, Italia, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 90 p. (Tomo I) Consultado 27 de Diciembre 2013. Disponible en http://www.pesacentroamerica.org/biblioteca/tomo1_corredor_seco.pdf.
- Bank, W. 2011. Area-Based Development, Local Institutions & Climate Adaptation: A Comparative Analysis from West Africa and Latin America. Washington, DC., World Bank. Consultado 30 de Noviembre 2014.
- Boardman, A.E.; Greenberg, D.H.; Vining, A.R.; Weimer, D.L. 2001. Cost and benefit analysis: concepts and practice. Segunda ed. United States of America, Prentice Hall, Inc. 526 p.
- Castellanos, E.; Matinez, M.; Martinez, D.; Medinilla, O.; Alfaro, G.; Garcia, M. 2013. Evaluacion del bienestar humano y ambiente, en el corredor seco oriental de Guatemala 1ed. Guatemala, Ciudad, Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. 40 p. Consultado 10 de Noviembre 2013. Disponible en http://www.pnud.org.gt/data/publicacion/Informe_5_Final.pdf.
- CEPAL. 2010. La economía del cambio climático en Centroamérica: síntesis 2010. Santiago de Chile, CEPAL. (Documentos de Proyectos e Investigaciones) Consultado 29 de Noviembre 2014. Disponible en <http://www.cepal.org/es/publicaciones/la-economia-del-cambio-climatico-en-centroamerica-sintesis-2010>
- Cohen, E.; Martínez, R. 2005. Formulación, evaluación y monitoreo de proyectos sociales CEPAL. (Manual) Consultado 19 de Diciembre

2014. Disponible en http://www.cepal.org/dds/noticias/paginas/8/15448/Manual_dds_200408.pdf.
- Courant, P.; Porter, R. 1981. Averting Expenditure and the Cost of Pollution' *Journal Of Environmental Economics And Management* (8): 321-329 Consultado 22 de Noviembre 2014.
- Chaudhri, R.; Sodt, R.; Lieberg, K.; Chilton, J.; Borriello, G.; Masuda, Y.J.; Cook2, J. 2012. Low-power Sensors and Smartphones for Tracking Water Collection in Rural Ethiopia *IEEE Pervasive Computing*: 11. Consultado 04 de Noviembre 2014. Disponible en <http://www.computer.org/csdl/mags/pc/2012/03/mpc2012030015-abs.html>.
- Chinchilla, F. 2010. Diseño del sistema de abastecimiento de agua potable para la aldea maraxco y mejoramiento del tramo carretero que conduce a la aldea shusho arriba, municipio de chiquimula Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala. 215 p. Consultado 25 de Febrero de 2015.
- Di Rienzo, J.A.; Casanoves, F.; Gonzalez, L.A.; Tablada, E.M.; Díaz, M.d.P.; Robledo, C.W.; Balzarini, M.G. 2008. *Estadística para las Ciencias Agropecuarias*. Séptima ed. Córdoba, Argentina, Editorial brujas 356 p.
- Hanemann, M.; Loomis, J.; Kanninen, B. 1991. Statistical Efficiency of Double-Bounded Dichotomous Choice Contingent Valuation. *American Journal of Agricultural Economics* (4): 1255-1263. Consultado 01 de Diciembre 2013. Disponible en <http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. . from Worldclim <http://www.worldclim.org/>.
- INE. 2013. Encuesta Nacional de empleos e Ingresos. Guatemala, Gobierno de Guatemala. 53 p. Consultado 25 de Septiembre 2014. Disponible en <http://www.ine.gob.gt/sistema/uploads/2014/01/08/eSwVI9IGfRjYHtE8Bc6ta7vnq6xh1ADJ.pdf>.
- ISR, L.d. Diaro Oficial de Centro America. Guatemala. 2012. Consultado 12 de Agosto de 2014. Disponible en <http://es.scribd.com/doc/161276552/Ley-Del-ISR-Guatemala-Actualizada-Al-Decreto-4-2012>.
- Jeuland, M.; Lucasa, M.; Clemensb, J.; Whittington, D. 2010. Estimating the private benefits of vaccination against cholera in Beira, Mozambique: A travel cost approach. *Development Economics* (91): 310–322. Consultado 05 de Noviembre 2014.
- Kundzewicz, Z.; Mata, L.; Arnell, N.W.; Döll, P.; Jimenez, B.; Miller, K.; Oki, T.; Şen, Z.; Shiklomanov, I. 2008. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management.
- Kundzewicz, Z.W., L.J ; Mata, N.W.A., P ; Döll, P.K., B; Jiménez, K.A.M., T; Oki, Z.S.; Shiklomanov, I.A. 2007. Freshwater resources and their management. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (173-210): 37. Consultado 13 de Noviembre 2013. Disponible en <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-chapter3.pdf>.
- Lastra, R.P. 2000. Encuestas probabilísticas vs. no probabilísticas. 13 ed. Sistema de Información Científica, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, México Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. 263-276 p. Consultado 13 de diciembre 2014. Disponible en <http://www.redalyc.org/pdf/267/26701313.pdf>.
- Loomis, J.B. 1988. An introduction to contingent valuation using dichotomous choice models. *Journal of Leisure Research* (20): 46-56. Consultado 10 de Noviembre de 2013.
- Madrigal, R.; Naranjo, M. 2013. Adaptive capacity, drought and the performance of community-based drinking water organizations in Costa Rica. EfD-Working paper.
- Mansilla, E. 2010. Elementos y Patrones del riesgo de Sequía en America Central. ONU. (Global Assesment report on disaster risk reduction) Consultado 15 de Febrero de 2014. Disponible en http://www.preventionweb.net/english/hyogo/gar/2011/en/bgdocs/Brenes_2010.pdf.
- Masuda, Y.J.; Fortmann, L.; Gugerty, M.K.; Smith-Nilson, M.; Cook, J. 2012. Pictorial Approaches for Measuring Time Use in Rural Ethiopia. *Springer Science*: 467–482. Consultado 04 de Noviembre 2014.
- Nauges, C.; Strand, J. 2007. Estimation of non-tap water demand in Central American cities. *Resource and Energy Economics* (3): 165-182. Consultado 18 de Noviembre 2013.
- Nauges, C.; Berg, C.v.d. 2009. Demand for Piped and Non-piped Water Supply Services: Evidence from Southwest Sri Lanka. *Environ Resource Econ* (42): 535–549. 10.1007/s10640-008-9222-z.
- Nauges, C.; Strand, J.; Walker, I. 2009. The value of water connections in Central American cities: a revealed preference study. *Environment and Development Economics* (03): 349 - 370 Consultado 20 de Noviembre 2013. 10.1017/S1355770X08004816
- Nauges, C.; Whittington, D. 2010a. Estimation of water demand in developing countries: An overview. *The World Bank Research Observer* (2): 263-294. Consultado 16 de Noviembre del 2013. Disponible en <http://tse-fr.eu/lerna/travaux/cahiers2008/08.20.264.pdf>.

- Nauges, C.; Whittington, D. 2010b. Estimation of water demand in developing countries: An overview. *Oxford Journals*: 263–294. Consultado 18 de Noviembre 2013. Disponible en wbro.oxfordjournals.org 10.1093/wbro/lkp016.
- ONU. 2016. Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe Ed. Cepal. Santiago, Chile, 50 p. Disponible en <http://www.sela.org/media/2262361/agenda-2030-y-los-objetivos-de-desarrollo-sostenible.pdf>.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Pattanayak, S.K.; Yang, J.-C. 2005. Coping with unreliable public water supplies: Averting expenditures by households in Kathmandu, Nepal. *WATER RESOURCES RESEARCH (W02012)*: 11. Consultado 07 de Noviembre 2013. 10.1029/2003WR002443.
- Pattanayak, S.K.; Yang, J.-C.; Whittington, D.; Kumar, K.B. 2005. Coping with unreliable public water supplies: averting expenditures by households in Kathmandu, Nepal. *WATER RESOURCES RESEARCH (2)*: W02012. Consultado 14 de Noviembre 2013.
- Sampieri, R. H., Collado, C. F., Lucio, P. B., & Pérez, M. D. L. C. (1998). *Metodología de la investigación (Vol. 1)*. México: Mcgraw-hill.
- Scheaffer, R.; Mendenhall, W.; Otto, L. 1990. *Elementary survey sampling*. Massachusetts. EU, PWS-KENT Publishing Company. 390 p. (The Duxbury advanced series in statistics and decision sciences)
- SEGEPLAN. 2008. *Estrategia para la gestión integrada de los recursos hídricos de Guatemala*. Gobierno de Guatemala Banco interamericano de desarrollo. Consultado 20 de Noviembre del 2013.
- Strand, J.; Walker, I. 2004. Water markets and demand in Central American cities. *Inter-American Development Bank*: 32. Consultado Septiembre 20 de 2014. Disponible en <http://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=303670&fileId=S1355770X05002093>.
- Vagliente, P.; Ochoa, E.; Burt, L.S.y.P.; Angola, C.d.; Ruiz, L. 2011. *Modelos de Gobernabilidad Democrática para el Acceso al Agua en América Latina*. Fundación AVINA. 83 p. Consultado 12 de Octubre 2014. Disponible en <http://avina.net/esp/wp-content/uploads/2011/11/agua.pdf>.
- Van Horne, J.C.; Wachowicz, J.M. 2002. *Fundamentos de administración financiera*, Pearson 746 p. Disponible en: <https://catedrafinancierags.files.wordpress.com/2014/09/fundamentos-de-administracion-financiera-13-van-horne.pdf>
- Vasquez, W.F. 2012. Reliability perceptions and water storage expenditures: Evidence from Nicaragua. *Water Resources Research*: 8. Consultado 02 de Noviembre 2013. Disponible en <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2011WR011024/full> doi:10.1029/2011WR011024.
- Whitehead, J.C.; Pattanayak, S.K.; Houtven, G.L.V.; Gelso, B.R. 2008. Combining revealed and stated preference data to estimate the nonmarket value of ecological services: An assessment of the state of the science. *Journal of Economic Surveys (5)*: 872-908. Consultado 10 de Noviembre de 2013.
- Whittington, D.; Mu, X.; Roche, R. 1990. Calculating the Value of Time Spent Collecting Water: Some Estimates for Ukunda, Kenya. *World Development*: 269-280. Consultado 15 de Septiembre 2014. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0305750X9090052Y>.
- Whittington, D. 2002. Improving the Performance of Contingent Valuation Studies in Developing Countries. *Environmental and Resource Economics*: 323–367. Consultado 26 de Noviembre 2013.
- Wooldridge, J.M. 2006. *Introducción a la econometría, un enfoque moderno*. United States of America, Michigan State University 904 p.

ANEXO.

Ubicación del área de estudio dentro de la zona de Sequía del corredor seco de Centroamérica, Guatemala

La comunidad de estudio se encuentra ubicada en el corredor Seco Centroamericano en el territorio correspondiente a Guatemala. En la figura 1 se observa la distribución de las precipitaciones históricas para tres países de Centro América (Guatemala, Nicaragua y Costa Rica).

Así mismo, en la Figura 2 se muestra la ubicación de los hogares muestreados en el corredor seco de Guatemala. Dentro Guatemala, el corredor se extiende principalmente por cinco departamentos: Jutiapa, Jalapa, Chiquimula, El Progreso y Zacapa. En el caso de la comunidad de estudio, se ubica en la cabecera departamental de Chiquimula.

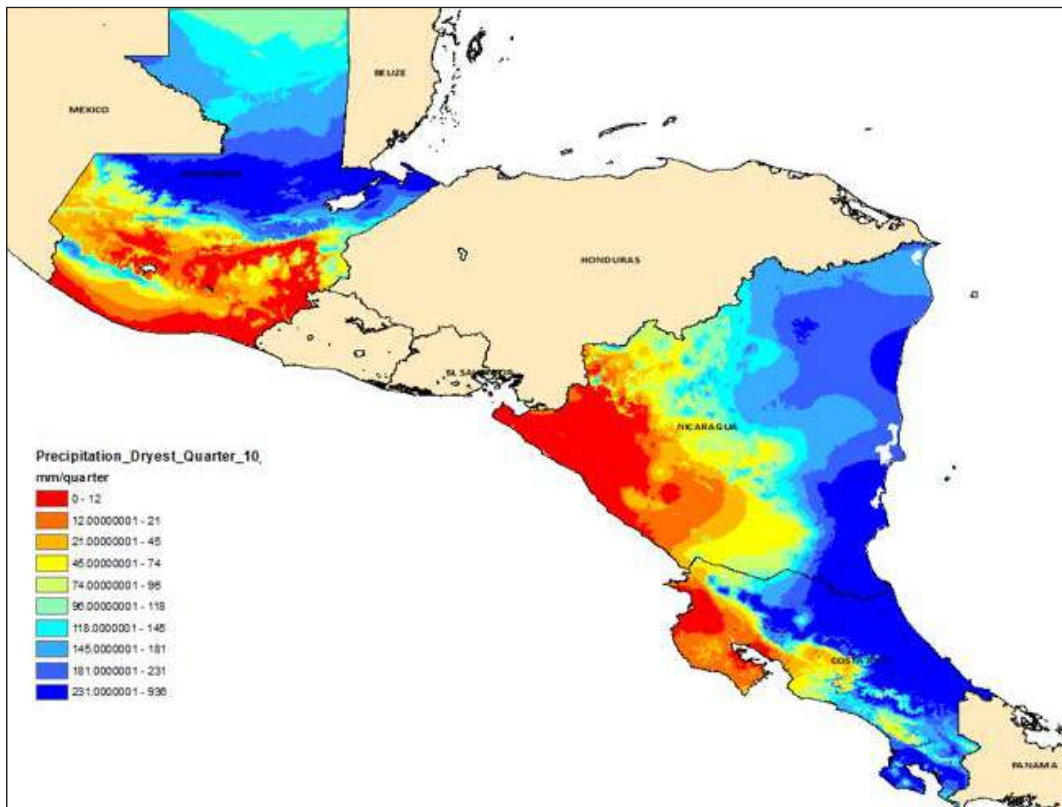


Figura 1. Distribución de las precipitaciones históricas en tres países del corredor seco centroamericano. Fuente: Proyecto AC3, Water for human consumption, communities and climate change: expected impacts and adaptation in Central America.

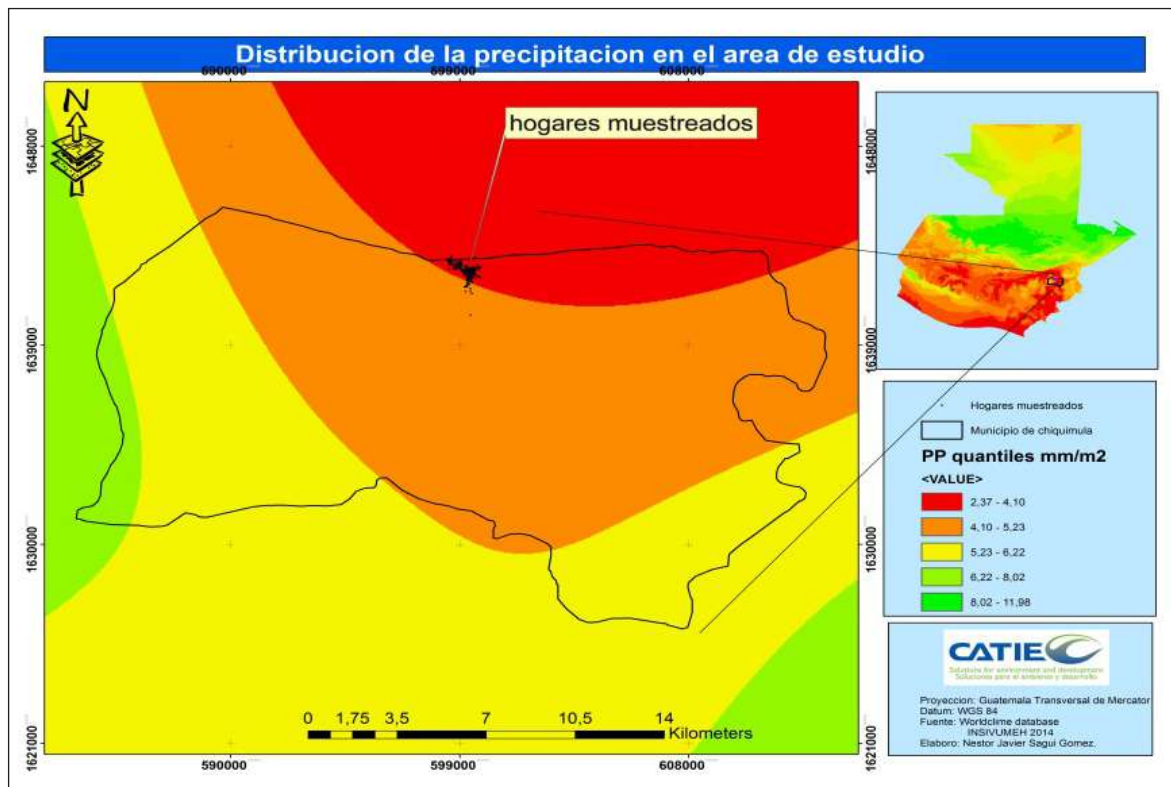


Figura 2. Ubicación del área de estudio en las zonas de sequía de acuerdo a registros de los últimos 50 años. Fuente: elaboración propia con datos de INSIVUMEH (2014)¹

¹ Base de datos de estaciones meteorológicas del instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología INSIVUMEH de Guatemala

ESTRATEGIAS PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA SUBTERRÁNEA PARA RIEGO AGRÍCOLA EN EL ÁREA PILOTO RECONQUISTA (SANTA FE, ARGENTINA)

INTEGRATED GROUNDWATER MANAGEMENT STRATEGIES FOR AGRICULTURAL IRRIGATION IN RECONQUISTA PILOT AREA (SANTA FE, ARGENTINA)

Musacchio, Verónica¹; Tujchneider, Ofelia¹; Perez, Marcela¹ y Paris, Marta¹

Resumen

La agricultura en el sector rural del norte santafesino forma parte del desarrollo económico de la región y conforma uno de los principales usuarios de los recursos hídricos disponibles. En particular, se utiliza el agua subterránea para riego agrícola, cuando la distribución y cantidad de las precipitaciones durante el ciclo de los cultivos no es suficiente para su normal desarrollo.

En la actualidad no se cuenta con una regulación del uso del agua en la provincia. Esto da lugar a la extracción del recurso hídrico subterráneo para riego de modo tal de suplir la demanda de los cultivos, pero sin el conocimiento adecuado del funcionamiento del acuífero, generando la posibilidad de contaminación y utilización en forma desmedida.

El objetivo de este trabajo es formular estrategias de gestión integrada y sostenible de este recurso, en un área seleccionada que comprende parte los departamentos General Obligado, Vera y San Javier, en la provincia de Santa Fe, Argentina, con una superficie de alrededor de 3.500 km², denominada para el análisis "área Piloto Reconquista".

Se realiza una evaluación cualitativa de la cantidad y calidad del agua subterránea presente en el área, de las prácticas de riego actuales, de los usuarios del recurso y sus interrelaciones, de las organizaciones involucradas, y de la caracterización del marco legal.

A partir del diagnóstico de la situación actual del uso de la fuente subterránea, se definieron las acciones estratégicas con miras a gestionar la oferta y la demanda de este recurso para el riego agrícola, con la finalidad de lograr un desarrollo social, económico y ambiental integrado en el sector.

Palabras clave: recurso hídrico subterráneo, riego agrícola, estrategias de gestión integrada

Abstract

In the rural sector of the north of Santa Fe province, agriculture is part of the economic development of the region and is one of the main users of the available water resources. In particular, groundwater is used for agricultural irrigation when the distribution and quantity of rainfall during the crop cycle is not sufficient for its normal growth.

At present, in the province, there is no regulation of water use. This leads to the extraction of groundwater for irrigation so as to supply the crop demand, but without the adequate knowledge of aquifer behavior, generating the possibility of groundwater pollution and intensive use.

The objective of this research is to formulate strategies for the integrated and sustainable groundwater management, in a selected area which encompasses part of General Obligado, Vera and San Javier departments (Santa Fe province, Argentina) whose area is of about 3,500 km². For the analysis it is called "Reconquista pilot area".

A qualitative assessment of the quantity and quality of groundwater resource, current irrigation practices, groundwater users and their interrelationships, organizations involved, and the characterization of the legal framework was carried out. From the diagnosis of the current situation of groundwater use, strategic actions were defined in order to manage the supply and demand of this resource for agricultural irrigation, with the aim of achieving an integrated social, economic and environmental development in the sector.

Key words: groundwater resource, agricultural irrigation, integrated management strategies

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVO

El sector de estudio se encuentra en el norte de la provincia de Santa Fe, en las regiones naturales de la Llanura Chaqueña y la Cuña Boscosa, comprendiendo parte de los Departamentos General Obligado, San Javier y Vera. Ocupa una superficie de 3.500 km², abarcando la cuenca hidrográfica del

arroyo Malabrigo (Figuras 1 y 2). A los fines del análisis este sector se denominará "área Piloto Reconquista". La población se concentra mayormente en el conglomerado urbano de Reconquista-Avellaneda (Departamento General Obligado) con casi 100.000 habitantes, y el resto de los pobladores se encuentran agrupados o dispersos en el sector rural.

1 Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. musavero@yahoo.com.ar; ofeliatujchneider@yahoo.com.ar; perezmarcelaa@gmail.com; parisemarta@gmail.com

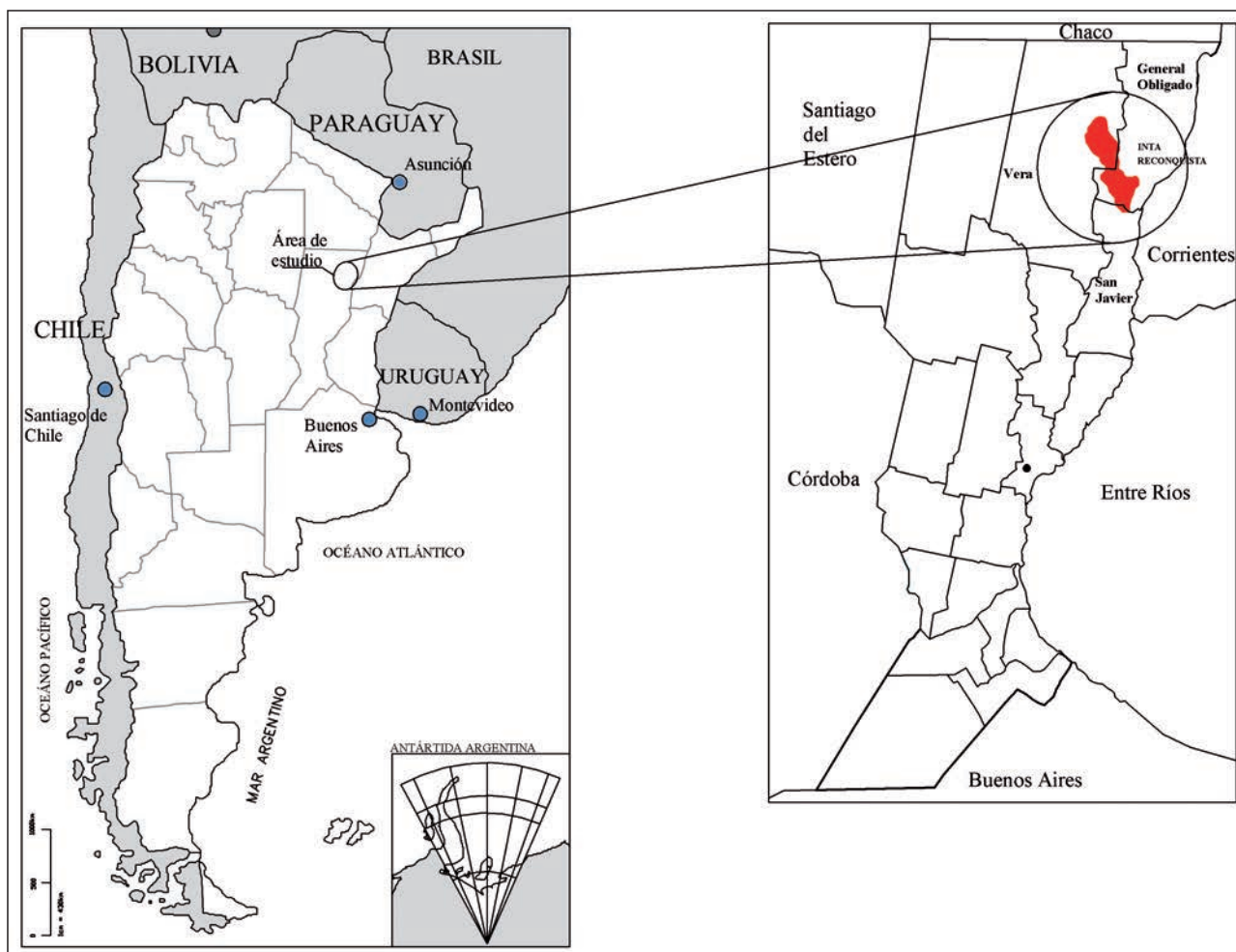


Figura 1. Ubicación general del área de estudio

La zona presenta intensa actividad agropecuaria y agroindustrial, siendo el sector rural uno de los principales usuarios de los recursos hídricos, mostrando un escenario de competencia entre los diversos usos (agrícola, ganadero, industrial, urbano y turístico).

De acuerdo con los Censos Nacionales Agropecuarios 2002 y 2008 del Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC) (INDEC – CNA, 2002 y 2008), los cultivos de mayor superficie sembrada en el sector son soja, girasol, trigo, maíz, sorgo granífero, arroz (solo en el Departamento San Javier), caña de azúcar y algodón (estos últimos solo en el departamento General Obligado). En menor escala siguen las forrajeras como avena, sorgo forrajero y alfalfa.

Los cultivos que se riegan en el departamento General Obligado son: maíz, trigo, soja, otras oleaginosas, frutales y algunas hortalizas. En el departamento San Javier los cultivos con mayor superficie regada son: arroz, soja, maíz, algunas hortalizas y frutales en menor escala. Sin embargo, el riego en esta región del noreste santafesino se encuentra poco desarrollado. El riego se usa con carácter suplementario cuando la distribución y cantidad de precipitaciones durante el ciclo del cultivo no es adecuada. La distribución de las lluvias concentra el 70% de su monto total anual entre los meses de octubre a abril, y el 30 % restante

de mayo a septiembre. Sin embargo, por lo general, la aplicación de la lámina de irrigación se efectúa sin considerar en forma integrada la demanda de cultivos, la capacidad de almacenaje de agua de los suelos, la eficiencia del riego y el impacto a producir en el sistema (Vidal, 2006).

El recurso hídrico subterráneo utilizado en el área proviene de un acuífero libre y otro semiconfinado, alojados en la formación “Pampeano” y en las “arenas Puelches”, respectivamente. Este último es el principal cuerpo de agua subterráneo por su calidad y productividad, mientras que el libre es discontinuo, de poco espesor y bajo caudal (Díaz y otros, 2013). Hacia el oeste del área Piloto Reconquista la fuente subterránea presenta grandes limitaciones en cuanto a caudal y calidad.

Además, se suman a esta problemática: la escasa normativa para la regulación de los recursos hídricos, en particular para la fuente subterránea, el conocimiento limitado de este recurso y la falta de otros instrumentos de gestión. En general, las prácticas de manejo se dirigen principalmente a atender situaciones de riesgo tales como inundaciones, sequías, contaminación, fallas en estructuras hidráulicas, deficiencias en los servicios de agua potable y saneamiento, disputas por asignación de agua para riego o situaciones similares.

La falta de criterio prospectivo genera la posibilidad de contaminación y utilización en forma desmedida de los acuíferos del área cuando se requiere suplir la demanda de agua para el riego agrícola.

En función de lo mencionado, se plantea como objetivo de este trabajo la elaboración de estrategias de gestión para la utilización integrada y sostenible del recurso hídrico subterráneo para riego agrícola en el sector.

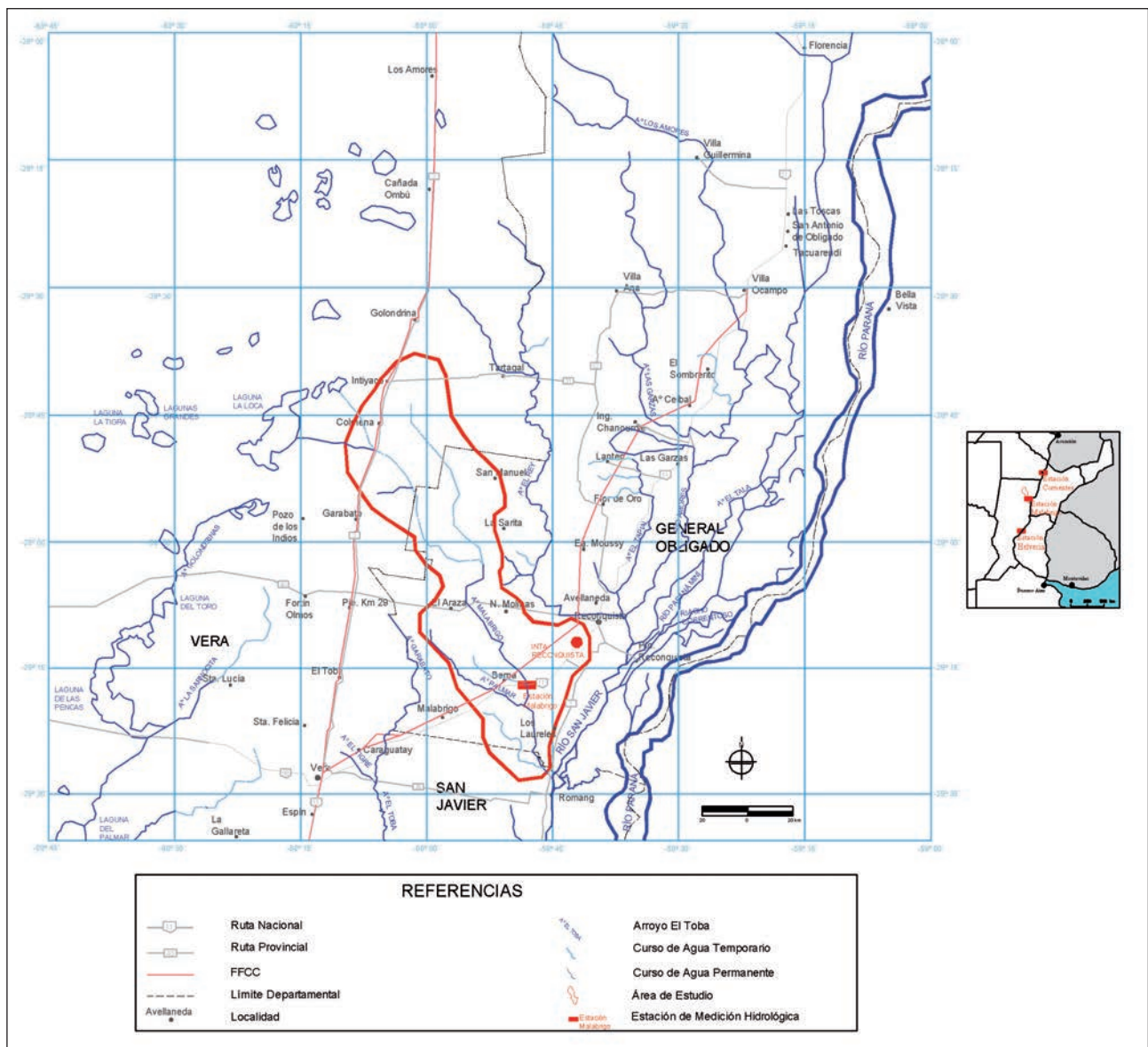


Figura 2. Área de estudio: “área Piloto Reconquista”

2. METODOLOGÍA

Para poder definir las acciones estratégicas tendientes a lograr el objetivo de la gestión sostenible del agua en la región, se partió de definir un diagnóstico de los recursos hídricos disponibles (focalizando en los subterráneos), una caracterización del marco legal e institucional y el mapeo de actores, incluyendo un análisis cualitativo de la demanda de agua.

Para ello, se obtuvieron, seleccionaron, procesaron y analizaron datos e información referida a la hidrometeorología, la geología, la geomorfología y los suelos del área, las características hidrogeológicas e hidrogeoquímicas de los acuíferos presentes, datos de población y economía regional, la estructura socio-institucional, la política hídrica y el marco legal.

Para la caracterización climática se utilizó información del Observatorio Agrometeorológico de la Estación Experimental del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria sede Reconquista (EEA INTA Reconquista), referida a precipitaciones medias mensuales del período 1970-2015, temperaturas medias mensuales para el período 1970-2015, humedad relativa (%), heliofanía efectiva y velocidad del viento media mensual en el período 1994-2015. Se realizaron curvas de distribución media de las precipitaciones y gráficos de excesos y déficits para el período 1970-2015, curvas de variables climáticas para el lapso 1994-2015. Con los datos de precipitaciones y temperaturas medias mensuales

se realizó el balance hídrico seriado calculando la evapotranspiración potencial por el método de Thornthwaite (1955), determinando los excesos y déficits para el lapso 1970-2015. Se consideraron los valores de 160 mm y 350 mm para el punto de marchitez permanente (PMP) y la capacidad de campo (CC), respectivamente (IDICYT - UCSF, 2016). Se estimó el escurrimiento superficial con el Método de CN (SCS - USDA, 1972) y con ello la recarga en tránsito.

Los aspectos geomorfológicos, geológicos, hidrogeológicos e hidrogeoquímicos y de suelos fueron definidos a partir de las investigaciones realizadas por Bojanich y Risiga (1975), Bojanich (1992), Castiglioni (2000), Díaz y otros (2013), Filí y Tujchneider (1977), Iriondo (1987), Iriondo (2007), Mosconi y otros (1981), Palazzo y Sosa (2002), Panigatti y otros (2007), Risiga y otros (1981), Seveso (1990) y Vidal (2006). Se construyeron gráficos de correlaciones hidrogeológicas Norte-Sur y Este-Oeste, curvas granulométricas para el pozo de estudio de la EEA INTA Reconquista, mapas de valores de conductividad eléctrica específica (CE), Relación Adsorción de Sodio (RAS) y Carbonato de Sodio Residual (CSR).

La disponibilidad hídrica superficial se caracterizó mediante antecedentes hidrológicos regionales y de la Estación de Medición Hidrológica N° 3300 (arroyo Malabrigo en la sección de control Ruta Nacional N° 11 - Latitud Sur 29° 16' 44" y Longitud Oeste 59° 47' 12"), obtenidos de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SsRH, 2014). Con valores de caudales medios diarios y mensuales, máximos y mínimos instantáneos para el lapso 1985-2013 de la Estación de Medición Hidrológica N° 3300, se realizaron curvas de distribución de caudales y escurrimiento superficial medio anual, y se determinó el volumen y la lámina de escurrimiento superficial anual del sector de estudio, en hm³ y mm, respectivamente.

Para la evaluación del contexto socioeconómico, se estudió la población y la economía regional a través de los censos nacionales de población y de agricultura elaborados por el INDEC (INDEC, 2010; INDEC - CNA, 2002 y 2008), antecedentes socioeconómicos del Plan Estratégico Provincial (PEP, 2008), del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP, 2010), datos y estadísticas referidos a la producción y economía del territorio provincial (CORENOSA, 2012; IPEC, 2013), indicadores productivos del INTA y antecedentes relacionados con el manejo de los recursos hídricos para áreas de secano (Basán Nickish, 2010).

El marco institucional y los actores clave involucrados en el uso y la gestión del recurso hídrico en el sector de estudio se identificaron mediante la metodología de Arco Iris del Sistema de Análisis Social (Chevalier & Buckles, 2009). Se obtuvo el mapeo de los actores intervinientes en la temática hídrica de los diferentes órdenes territoriales (provincial, regional, y municipal

o comunal/local), para el ámbito público, privado y las asociaciones civiles.

La política hídrica del territorio se definió en base a los lineamientos fijados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (COHIFE, 2003), planes nacionales en materia de recursos hídricos y riego (Fernández, 2014; SsRH, 2007a y b), planes regionales establecidos en el Plan Estratégico Provincial (PEP, 2008), y programas del INTA en la zona en colaboración con instituciones locales y provinciales tales como el MASPMA (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente, actualmente Ministerio de Infraestructura y Transporte MIT) y el Ministerio de la Producción de la provincia de Santa Fe.

El marco legal se describió, a nivel nacional, a través de los artículos 41 y 124 de la Constitución Nacional y artículo 235 del Código Civil y Comercial, y normas extraídas de la página oficial de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable en materia de preservación y protección de los recursos naturales. En materia provincial se citan la propuesta de la Ley de Aguas de la provincia (actualmente en tratamiento en la Legislatura Provincial) y otras normas referidas al recurso hídrico superficial y subterráneo existente.

En función de lo expuesto anteriormente, se estimó a nivel global la cantidad y calidad del agua subterránea en el área. Además, se establecieron las fuentes alternativas para riego, las prácticas de irrigación actuales, la identificación y caracterización de los actores comprometidos en la problemática, y las instituciones y organismos afines a la materia hídrica.

Finalmente, con estos elementos, se elaboraron las estrategias organizándolas en función de los instrumentos de gestión existentes, ya sean técnicos, normativos, institucionales y de planificación, económico – financieros y de participación de los actores involucrados.

3. RESULTADOS

Disponibilidad de agua en el área piloto

El régimen pluvial para el período 1970-2015 presenta una distribución anual media con valores máximos entre octubre y abril (primavera - verano), que varían entre los 125 y 165 mm mensuales. El resto del año, los valores se encuentran por debajo de la media (107 mm), con mínimos en Julio-Agosto (invierno), del orden de los 30 mm. En términos del balance hídrico, esto da lugar a excesos que ocurren mayormente en otoño y primavera y valores de recarga anual en el orden de los 15 a 46 mm/año.

En cuanto a los recursos hídricos superficiales, los más significativos por su carácter permanente y su caudal en una escala más regional, son los ríos Paraná y San Javier. El río Paraná tiene un caudal medio anual de 17.113 m³/s (Estación Corrientes, 1903-2003, al norte del área de estudio) y el San

Javier de 625 m³/s (Estación Helvecia, 1909-2003, al sur del área de estudio) (Sarafian, 2007). Los arroyos de mayor relevancia son El Rey, Los Amores y Malabrigo. Hacia el Oeste (Departamento Vera), la red de avenamiento es compleja, conformando en algunas zonas áreas anegables y de lento drenaje. Concretamente, en el área piloto la disponibilidad hídrica superficial la determina el régimen de caudales del arroyo Malabrigo, cuyo caudal medio anual (período 1985-2013) es de 12 m³/s, y el volumen de escurrimiento de 381 hm³ (SsRH, 2014). Sin embargo, pese a este importante volumen, la permanencia de caudales y la variación mensual de los mismos muestran que esta disponibilidad es irregular, y puede caracterizarse como moderada a escasa.

La hidrodinámica e hidroquímica de los acuíferos del sector presenta características diferentes. En el sector oriental del área, los acuíferos se encuentran semiconfinados a confinados en profundidad, y arrojan caudales específicos del orden de 4.000 a 7.000 l/h/m. Las concentraciones de residuo seco en el agua subterránea alcanzan los 350 mg/l. Hacia la margen del río Paraná, pueden presentarse contenidos elevados de hierro y manganeso, que limitan la explotación de los mismos. La calidad y capacidad transmisiva de estos acuíferos disminuye hacia el sur y el oeste. Cabe destacar que las características químicas del agua alojada en los acuíferos que se encuentran a mayor profundidad son poco favorables. Se observan tenores químicos muy variables, pudiéndose encontrar concentraciones de hasta 40.000 mg/l de sólidos disueltos totales. A su vez, la presencia de arsénico en ciertos sectores, por encima del límite admisible, restringe la explotación del recurso. En algunos sectores, la presencia de arenas finas conectadas a acumulaciones superficiales o a paleocauces suelen ser buenas oportunidades para encontrar acuíferos aptos (Bojanich y Risiga, 1975), (Bojanich, 1992).

En relación a las formaciones estratigráficas del sector, se pudo observar en las correlaciones efectuadas las unidades litoestratigráficas "subsecciones inferior" y "superior" de la "Sección Epiparaniana" (Filí y Tujchneider, 1977); donde la litología en la fracción inferior está compuesta por arenas amarillas, cuarzosas, de grano fino a mediano, con aumento de tamaño hacia la base, donde suelen presentarse niveles finos de grava (arenas "Puelches"). La subsección suprayacente se caracteriza por su conformación limo arcillosa, a veces loésica, calcárea con algunas intercalaciones de areniscas muy finas (Formación Pampa).

Del análisis granulométrico del pozo de estudio ubicado en la EEA INTA Reconquista (Mieres, 2011), se observó mayor proporción de arenas en el perfil a partir de la muestra N° 17 (16,5 m de profundidad), observándose uniformidad de este material en todo el perfil, a excepción del estrato de la muestra mencionada.

En cuanto a la calidad del agua subterránea para riego, se observó en el área un rango de conductividad eléctrica específica (CE) comprendido entre los 390 y 850 mmho/cm, con un valor medio de 540 mmho/cm. El valor máximo se registró al este del Distrito Avellaneda. La Relación Adsorción Sodio (RAS) presenta un rango que varía entre los 0,40 y 3,20 meq/l, presentando un valor máximo al noroeste de Avellaneda. En cuanto al Carbonato de Sodio Residual (CSR), en el área analizada el valor promedio oscila en el orden de 0,30 meq/l, presentando el CSR un rango variable entre -1,20 y 1,70 meq/l, con este último censado al norte de la localidad mencionada ut-supra. Los valores mínimos de CE, RAS y CSR se mapearon al sur del área de las perforaciones analizadas. Se denotó que casi la totalidad de las muestras del sector presentan moderado a bajo peligro de salinización y sodificación de suelos, considerándose aptas para cultivos moderadamente tolerantes al tipo de aguas presentes en el sector, a excepción de las muestras obtenidas en las perforaciones al este de Avellaneda y Reconquista.

De estudios recientes para la implantación de un tramo del Acueducto Reconquista, se obtuvieron valores de parámetros hidráulicos mediante pruebas en las formaciones presentes en el área. La transmisividad obtenida fue de 300 y 600 m³/día/m, la conductividad hidráulica de 5,5 y 12,5 m/día, y el coeficiente de almacenamiento del orden de 10⁻³ a 10⁻⁵, respectivamente (Díaz y otros, 2013).

Caracterización de la demanda

Los usos más frecuentes son para abastecimiento de agua potable, consumo industrial, riego y brebaje animal, respectivamente. En función de los intereses de los usuarios, los conflictos más habituales se ven reflejados en el manejo compartido del recurso a nivel comunitario y/o zonal/regional.

La población se concentra mayormente en el conglomerado urbano de Reconquista - Avellaneda (Departamento General Obligado) con 100.000 habitantes aproximadamente. Se observa que el resto de la población de los departamentos General Obligado, Vera y San Javier se encuentra agrupada o dispersa en los sectores rurales. En el área de análisis en particular, los sectores rurales que se encuentran agrupados y/o dispersos exceden los 5.500 habitantes, con una densidad poblacional de aproximadamente 2 hab/km². Las principales fuentes de empleo local son los ingenios azucareros establecidos en el norte del departamento General Obligado y parques industriales de los distritos Reconquista y Avellaneda.

El porcentaje de uso agrícola en el área de estudio en función de la aptitud de las tierras es pequeño. La cantidad de explotaciones agropecuarias oscila en alrededor de 381 unidades, ocupando una superficie total de 135.011 ha, aproximadamente. La superficie

que se destina a agricultura es de 22.657 ha, y a ganadería de 110.034 ha (IPEC, 2015). La cantidad de cabezas de ganado del sector ronda las 79.153 unidades. Las industrias se censaron a nivel regional, ya que las localidades del sector son principalmente poblados rurales. El sector industrial más cercano al área de estudio en orden de importancia se encuentra en los distritos de Reconquista y Avellaneda, contando con más de 300 explotaciones industriales, incluyendo los ingenios azucareros del norte del departamento General Obligado (INDEC - IPEC, 2005).

Con respecto a los cultivos que se riegan en el sector de análisis, se emplean metodologías de riego diferentes. Para los cereales para granos con mayor producción, se utilizan principalmente el riego gravitacional, la metodología por aspersión, y las técnicas de riego por aspersión y localizado (micro aspersión). Tal es el caso del arroz, el trigo y el maíz, respectivamente. En las oleaginosas con mayor producción como la soja, se emplea el método de riego por aspersión, y para el girasol, se emplea riego por gravedad. Las hortalizas utilizan riego gravitacional y por aspersión, al igual que los frutales y otros cultivos. Los cultivos industriales como la caña de azúcar y el algodón utilizan riego por gravedad, por aspersión y localizado. La caña de azúcar se riega por surcos, y para el algodón se emplea mayormente la metodología de riego localizado. El total de área agrícola bajo riego supera las 50 ha. Los incrementos obtenidos en el rendimiento por el riego en algunos cultivos en secano como la soja y el algodón fueron superiores al 90 %, y, en el caso del maíz y la caña de azúcar, los rendimientos superaron el 110 % (CORENOSA, 2012).

Se señala que esta caracterización es solamente cualitativa. No se disponen valores de volumen o porcentaje de agua utilizados en estas actividades productivas.

A pesar de las limitaciones de cantidad y calidad del agua subterránea, la explotación de los acuíferos resulta necesaria para el desarrollo de las actividades productivas, principalmente la agrícola, ya que los volúmenes de agua superficial disponible resultan moderados a escasos con distribución irregular, y la cantidad y distribución espacio-temporal de las lluvias no es suficiente durante el ciclo de los principales cultivos. El total de pozos contabilizados en el sector de análisis en el Censo Nacional Agropecuario 2002 (INDEC – CNA, 2002) fueron 52 en el departamento General Obligado y 23 en San Javier, funcionando la mayoría de éstos mediante energía eléctrica.

Cabe mencionar que en la región se vienen implementando metodologías de aprovechamiento integral del agua para los distintos usos, con la finalidad de reducir la problemática de insuficiencia de agua en épocas de precipitaciones escasas o cuando se producen fallas de infraestructura en la fuente de abastecimiento primario. Se realiza el aprovechamiento mediante reservorios naturales

y/o artificiales donde se recepta y almacena el agua proveniente de las fuentes meteórica, superficial y/o subterránea, que luego es conducida a través de cañerías hasta las redes de agua potable, los bebederos de animales y los sistemas de riego.

Marco legal e institucional. Mapa de actores

El marco regulatorio para los recursos hídricos de la provincia se encuentra plasmado en varias leyes. Entre ellas: la Ley N° 9.830 (1987) que crea los Comités de cuenca provinciales; la Ley N° 13.132 (2010) donde la provincia de Santa Fe adhiere a los Principios Rectores de Política Hídrica; la Ley N° 12.081 (2007) que establece el **régimen de resolución de situaciones conflictivas originadas por los efectos de obras menores, obras hidráulicas no autorizadas u otras obras, en los casos que alteren o modifiquen el escurrimiento natural de las aguas y causen un daño real o previsible** y la Ley N° 11.730 de ubicación de bienes en zonas inundables. Merece mencionar también la Resolución N° 395/07 del MAH (Ministerio de Asuntos Hídricos, actualmente Ministerio de Infraestructura y Transporte MIT) que crea el registro provincial de consultores especialistas para la realización de estudios geológicos e hidrogeológicos para el aprovechamiento de agua subterránea y el proyecto de la Ley de Aguas de la provincia de Santa Fe que a la fecha de presentación de este artículo se encuentra en tratamiento en la Legislatura Provincial. En el ámbito provincial, el MASPyMA (actualmente Ministerio de Infraestructura y Transporte MIT) interviene en las funciones relacionadas con la gestión de los recursos hídricos.

En lo referente a materia agrícola, el Ministerio de la Producción actúa mediante diferentes planes y programas, algunos de ellos vinculados con organismos nacionales, como el PROSAP (Programa de Servicios Agrícolas Provinciales). La Ley N° 6.354 (1967) y sus modificatorias Ley N° 8.072 (1977) y Ley N° 8.982 (1982) establecen el registro de áreas sembradas y de la producción y existencia ganadera, y la Resolución N° 401/08 crea el Programa de Agroindustria Familiar. Además está vigente el Decreto 485/97 que crea el Registro de Regantes en la órbita de este Ministerio de la Producción.

A nivel nacional, la Subsecretaría de Recursos Hídricos, el Consejo Hídrico Federal (COHIFE) y otros organismos procuran fomentar espacios de participación entre los distintos actores en concordancia con los lineamientos establecidos en los Principios Rectores de Política Hídrica. Las instituciones del orden nacional como el INTA, el MAGyP, la SsAF (Subsecretaría de Agricultura Familiar) dependiente de la Secretaría de Agricultura de la Nación y el INA - CRL (Instituto Nacional del Agua – Centro Regional Litoral) participan también en el contexto agropecuario de la región, a través de sus distintos programas.

En la zona concurre una variada gama de instituciones y organizaciones de la sociedad civil (del ámbito público y privado) involucradas en el manejo del recurso hídrico subterráneo. La mayoría de estos actores pertenecen al ámbito local, con una significativa participación e incidencia del sector privado y las organizaciones civiles, tales como el CORENOSA (Consejo Regional del Norte Santafesino) y el Consejo de Planificación Estratégica de la Región 1, que reúnen a su vez diferentes organizaciones de la sociedad civil, públicas y privadas, algunas de ellas con un peso importante sobre el uso y/o la gestión del recurso en la región, como las organizaciones no gubernamentales FUNDAPAZ (Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz), INCUPO (Instituto de Cultura Popular), ACIA (Asociación Civil Impulsar Avellaneda, UOCB (Unión de Organizaciones de Pequeños Productores de la Cuña Boscosa Santafesina y Bajos Submeridionales), ACMAYDRS (Asociación Civil Mesa Azucarera y de Desarrollo Regional Santafesina), productores rurales, municipios y comunas, entre otras.

Otras instituciones/organizaciones intervienen en mayor o menor escala en la gestión del recurso y la solución de posibles conflictos entre usuarios. Entre ellas: Instituto Provincial de Aborígenes Santafesinos de la Región 1, Grupo Quebrachito, Fundación Servicio Jurídico Solidario, Cáritas Diócesis Reconquista, Confederación General del Trabajo de Reconquista, Colegio de Ingenieros y de Arquitectos de Reconquista, Sociedades Rurales de Reconquista y Avellaneda, Unión Agrícola de Avellaneda CL, Consejo Federal de Inversiones, Federación Industrial de Santa Fe, industrias de la región, Bolsa de Comercio de Santa Fe, Grupo Norte, Unión Argentina de Trabajadores Rurales y Estibadores, Centros Industriales y Comerciales de Reconquista y Avellaneda, Asociación Santafesina de Productores de Arroz, Comités de Cuencas, Universidad Católica de Santa Fe, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Universidad Tecnológica Nacional sede Reconquista, Ente Nacional de Obras Hídricas y Saneamiento, Ente Regulador de Servicios Sanitarios y Aguas Santafesinas SA.

Pueden mencionarse algunos antecedentes que dan cuenta de acciones colaborativas entre instituciones nacionales y provinciales: Proyecto de Manejo de Agua en el Norte de Santa Fe (INTA + INA - CRL + MASPMA + UNL), Proyecto de Desarrollo Territorial de los Bajos Submeridionales y de la Cuña Boscosa del Norte de Santa Fe (proyecto regional/interprovincial), Programa Agroindustria Familiar (INTA + Ministerio de la Producción de Santa Fe), y Programa Federal de Apoyo al Desarrollo Rural (INTA + MAGyP de la Nación), incluyendo este programa diversas estrategias de intervención que se integran con el orden regional y local, tales como: Pro-Huerta, Cambio Rural, Profam, Minifundio, Programa de Agricultura Familiar y Proyectos de Apoyo al Desarrollo Local e Integrados.

En el sector también participan organismos del orden internacional, que actúan como financiadores de proyectos y programas para la gestión de los recursos hídricos, tales como la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), el BID (Banco Interamericano de Desarrollo) y el WB (Banco Mundial).

La Figura 3 visualiza el mapa de actores representados según el método del arco iris, considerando su diferenciación en públicas o privadas y el ámbito de sus competencias (local, provincial, nacional). Se han resaltado con etiqueta sombreada en gris aquellas instituciones/organizaciones que, a partir de la investigación realizada, se consideran de mayor relevancia en la gestión de los recursos hídricos, ya sea por sus roles institucionales, capacidad, influencia, poder o legitimidad (Musacchio, 2016).

4. CONCLUSIONES Y DEFINICIÓN DE ACCIONES ESTRATÉGICAS

En el área piloto Reconquista, la variabilidad temporal del caudal de los cursos de agua superficial más importantes (arroyos El Rey, Los Amores y Malabrigo) muestran que la disponibilidad de agua es irregular, y puede caracterizarse como moderada a escasa. Respecto de la hidrogeología del sector, se cuenta con información y estudios sobre las características hidrodinámicas e hidroquímicas a escala regional. Esto aporta una base para encarar estudios que permitan conocer con un mejor grado de detalle los volúmenes de reserva útil del acuífero para explotar y diseñar una red de monitoreo.

En general la provincia de Santa Fe cuenta con legislación en materia hídrica y ambiental. No obstante ello, el uso y protección del agua subterránea no cuenta con una reglamentación adecuada. Asimismo, los controles de los cambios en calidad y/o cantidad son escasos a nulos, dando lugar a posibles usos desmedidos, sobre-explotación y contaminación de pozos; situación que eventualmente produciría perjuicios al propio acuífero, a los productores, dando lugar a posibles conflictos. Debido a lo anterior, es indispensable que la provincia cuente con una Ley de Aguas. Además, en la actualidad, no se dispone de datos fehacientes en materia de regantes, pues el registro de la actividad establecido por el Decreto N° 485/97 (Registro de Regantes) se encuentra inactivo. Resulta importante por lo tanto la actualización del censo de las perforaciones en el área, caudales y calidad del agua extraída, demanda en los sectores involucrados, etc.

Lo señalado en el párrafo anterior acerca de dar cumplimiento al Registro de Regantes permitiría también realizar estimaciones ajustadas de los volúmenes apropiados a asignar para el riego de los cultivos del sector. Complementariamente a ello, surge la necesidad de mejorar los conocimientos sobre la disponibilidad de agua de diferentes fuentes alternativas, cuando la distribución y cantidad de

precipitaciones no es suficiente para el desarrollo de los cultivos. Debe incluirse también la definición de pautas para la optimización de la infraestructura para riego.

El proceso de consolidación de la gestión integrada y sostenible del agua en el área piloto requerirá la compatibilización de los intereses de los actores involucrados en el uso del recurso hídrico

subterráneo. La construcción del consenso se facilitará a través de la creación de una organización de usuarios y mediante la cooperación y coordinación interinstitucional. El desarrollo de capacidades y el fortalecimiento institucional promoverán el funcionamiento óptimo de los sistemas de riego empleados y la utilización eficiente y ahorro del recurso hídrico subterráneo.

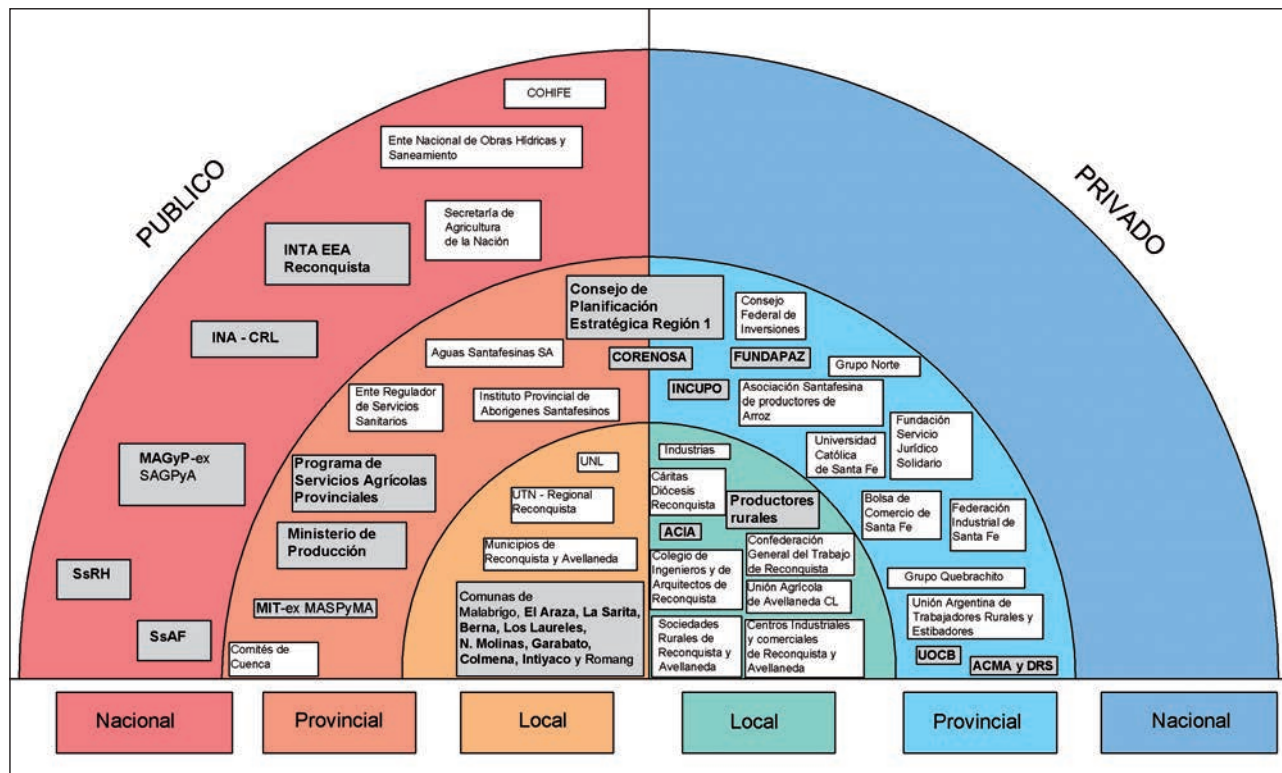


Figura 3. Mapa de actores vinculados a la gestión del agua en el área piloto

A partir del diagnóstico físico y socioeconómico del área logrado en esta investigación y del análisis de las estructuras gubernamentales que componen la gobernanza del agua en la zona (según los aspectos técnicos, normativos, institucionales y de planificación, económico-financieros y de participación de los actores involucrados), se organizaron las *estrategias* que contribuyen a la gestión integrada y sostenible del agua subterránea en el área piloto. La propuesta se ha sistematizado señalando en cada caso: los objetivos, las líneas de acción que se proponen, los responsables inmediatos y secundarios, las actividades necesarias y los resultados esperados. Las líneas de acción planteadas indican un esquema de base

para la gestión del recurso hídrico subterráneo para riego agrícola en el sector. Las mismas se organizaron considerando las funciones pertinentes a los organismos existentes vinculados con la gestión del recurso hídrico, incluyendo en el proceso la participación de todas las partes interesadas en el uso y el manejo de la fuente subterránea. En el caso de los actores responsables se ha indicado con **negrita** a aquellos que se sugiere deberían tener la función de coordinar las líneas de acción. Las Tablas 1 y 2 muestran algunas de las estrategias de nivel técnico, las Tablas 3 y 4 para el nivel normativo, la Tabla 5 para el nivel institucional y la Tabla 6 para el nivel de participación de los actores involucrados.

Tabla 1. Estrategias de nivel técnico: Actualizar el registro de pozos

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Realizar el control y el seguimiento sistemático del estado del recurso en cantidad y calidad	Recopilar bibliografía e información antecedente	MIT INA – CRL Ministerio de la Producción	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista) Grupos de trabajo independientes	Firmar acuerdos para intercambiar información Fortalecer institucionalmente el MIT en el área de Hidrogeología Estudiar y ordenar la información actual de las perforaciones del área Implementar una base de datos sistematizada, planillas y/o formularios Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	Obtener información general y específica de las perforaciones existentes Identificar y detallar los pozos utilizados para riego de cultivos
	Relevar los pozos existentes	MIT INA – CRL Ministerio de la Producción	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista) Grupos de trabajo independientes	Firmar acuerdos para intercambiar información Fortalecer institucionalmente el MIT en el área de Hidrogeología Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	Actualizar el registro de los pozos del área
	Construir nuevos pozos y controlar los procesos constructivos	MIT INA – CRL Ministerio de la Producción	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista) Grupos de trabajo independientes	Fortalecer institucionalmente el MIT en el área de Hidrogeología Coordinar y cooperar recursos humanos y logística Implementar la Resolución 395/07	Añadir información cuali - cuantitativa del recurso Extraer el recurso hídrico subterráneo para riego agrícola
	Proteger las captaciones	MIT INA – CRL Ministerio de la Producción	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista) Grupos de trabajo independientes	Fortalecer institucionalmente el MIT en el área de Hidrogeología Coordinar y cooperar recursos humanos y logística Implementar la Resolución 395/07	Proteger las captaciones del área
	Sistematizar la información	MIT INA – CRL IDESF	INTA Reconquista Ministerio de la Producción	Firmar acuerdos para intercambiar información Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	Almacenar y ordenar la información Inventariar los recursos hídricos subterráneos
	Elaborar Base de Datos geoespaciales (de plataforma pública)	MIT INA – CRL IDESF	INTA Reconquista Ministerio de la Producción	Firmar acuerdos para intercambiar información Coordinar y cooperar recursos humanos y logística Realizar el seguimiento del PEP	Conformar Base de Datos y facilitar el acceso a la misma

Tabla 2. Estrategias de nivel técnico: Implementar redes de monitoreo

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Medir parámetros físico-químicos del agua subterránea en forma periódica	Seleccionar los pozos de estudio y de extracción	MIT INA – CRL Ministerio de la Producción	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista) Grupos de trabajo independientes Comunas y Municipios	Firmar acuerdos para desarrollar actividades en conjunto y para intercambiar información	Generar información de base para elaborar mapas de la dinámica y del sentido del escurrimiento, de calidad del agua, de vulnerabilidad a la contaminación, etc.
	Implementar la red de monitoreo	MIT INA – CRL	INTA Reconquista FICH – UNL UTN (Sede Reconquista)	Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	
	Almacenar y sistematizar datos	MIT INA – CRL IDESF	Ministerio de la Producción INTA Reconquista		

Tabla 3. Estrategias de nivel normativo: En el marco de la propuesta de la Ley de Aguas

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Promover la actualización e implementar la normativa existente en relación a los recursos hídricos	Fomentar la pronta resolución del estado parlamentario y la sanción definitiva de esta ley, y por consiguiente, proceder en el marco de la misma a la reorganización de las normas vigentes en materia hídrica	Órgano Legislativo Ministerio ad hoc como autoridad de control competente		Controlar el cumplimiento de la normativa en el marco de la Ley de Aguas	Cumplimentar la normativa existente Implementar la Ley de Aguas Actualizar la normativa a la Ley de Aguas

Tabla 4. Estrategias de nivel normativo: En relación al Decreto Provincial N° 485/97

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Cumplimentar el Decreto 485/97 (Registro de Regantes)	Actualizar el registro de regantes	Ministerio de la Producción	Ministerio ad hoc como autoridad de control competente	Continuar el Registro de Regantes	Actualizar de manera permanente el registro de regantes del área Crear una Organización de Usuarios

Tabla 5. Estrategias de nivel institucional:

Coordinar instituciones para la gestión integrada y sostenible del recurso subterráneo

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Administrar y planificar el recurso en el contexto de la GIRH	Articular las áreas relacionadas con la gestión del recurso hídrico subterráneo Capacitar sobre aspectos de explotación y usos eficientes del agua subterránea	MIT INTA Reconquista INA – CRL Ministerio de la Producción Comunas y municipios	SsRH SsAF FICH – UNL UTN Reconquista Grupos de trabajo independientes Asociaciones civiles	Firmar acuerdos para desarrollar actividades en conjunto y para intercambiar información Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	Generar la articulación y la cooperación entre las instituciones del Área piloto para la gestión integrada del recurso hídrico subterráneo

Tabla 6. Estrategia a nivel de participación de los actores involucrados

Objetivo	Línea de acción	Responsables inmediatos	Responsables secundarios	Actividades	Resultados esperados
Gestionar la compatibilización de los intereses de cada una de las partes	Promover la gestión participativa de todos los usuarios Fomentar talleres de información de los programas y proyectos relacionados con el manejo del recurso Impulsar reuniones conciliatorias y de mediación para la resolución de conflictos Promover la educación ambiental	MIT INTA Reconquista Ministerio de la Producción Comunas y Municipios Productores rurales Asociaciones civiles	Ministerio de Medio Ambiente INA- CRL FICH – UNL UTN Reconquista SsRH SsAF	Coordinar y cooperar recursos humanos y logística	Cooperar y consensuar entre cada una de las partes interesadas en el uso del recurso hídrico subterráneo

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo agradecen las contribuciones de los colegas Mario Basán Nickish, Rosana Hämmerly y Graciela Viviana Zucarelli y, la colaboración brindada por el INTA sede Reconquista al desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASAN NICKISH, M. (2010). Manejo de los Recursos Hídricos en Áreas de Secano - 2da. Edición. Ediciones INTA. Disponible en: http://inta.gob.ar/documentos/manejo-de-recursos-hidricos-para-areas-de-secano/at_multi_download/file/Manejo_delos_recursos_h%C3%ADricos_enareas_de_secano_2da_ed.pdf (Visitado Octubre de 2012).

BOJANICH, E. Y RISIGA, A. (1975). Contribución al conocimiento de la geohidrología de la provincia de Santa Fe. II Congreso Iberoamericano de Geología Económica. Buenos Aires. Argentina.

BOJANICH, E. (1992). Recursos Hídricos Subterráneos de la Provincia de Santa Fe. Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas. Facultad de Edafología. Universidad Católica de Santa Fe.

CASTIGLIONI, M. (2000). Caudal y calidad de los acuíferos explotados para riego en la provincia de Santa Fe. Ministerio de Agricultura, Ganadería, Industria y Comercio. Gobierno de Santa Fe.

CHEVALIER, J. & BUCKLES, D. (2009). Sistemas de Análisis Social – Guía para la investigación colaborativa y la movilización social – Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo (IDRC). Ottawa, Canadá – 1ª edición.

COHIFE. Consejo Hídrico Federal. (2003). Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina - Acuerdo Federal del Agua.

CORENOSA. Consejo Regional Económico del Norte Santafesino. (2012). Publicación N° 2. Pp.: 17-18. Marzo de 2012. Santa Fe. Argentina.

DÍAZ, E., DALLA COSTA, O. Y C. NARDIN. (2013). “Estudio y simulación hidrogeológica para la implantación de un acueducto Reconquista”. En: *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*. Pp: 357-364. ISBN 978-987-1985-03-6. edulp.

FERNANDEZ, DIEGO. (2014). Plan Nacional de Riego en Argentina. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. En: VII Taller: Estudio de Potencial de Ampliación de Irrigación en Argentina. Buenos Aires, 28 al 30 de Abril de 2014. Disponible en: <http://www.slideshare.net/FAOoftheUN/plan-nacional-de-riego-en-argentina> (Visitado Junio de 2015).

FILÍ, M. Y TUJCHNEIDER, O. (1977). Características geohidrológicas regionales del subsuelo de la provincia de Santa Fe. *Revista Ciencias Naturales del Litoral*. N° 8. Pp. 105-113.

IDICYT - UCSF. Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Católica de Santa Fe. (2016). Proyecto “Sistema de Estimaciones Agrícolas para el Centro Norte de la provincia de Santa Fe”. Bolsa de Comercio de Santa Fe – UCSF - Ministerio de la Producción del Gobierno de Santa Fe. Disponible en: <https://santafe.gov.ar/index.php/web/content/download/228916/1198736/file/Informe%20Final%202015-2016%20%20Soja.pdf> (Visitado Agosto de 2016).

INDEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2010). Censo Nacional de Población 2010. Población por provincia, departamento, partido o comuna. Disponible en: <http://www.censo2010.indec.gov.ar/resultadosdefinitivos.asp> (Visitado Octubre de 2014).

INDEC – CNA. (2002). Instituto Nacional de Estadística y Censos. Censo Nacional Agropecuario 2002. Disponible en: http://www.indec.mecon.gov.ar/agropecuario/cna_principal.asp (Visitado Octubre de 2014).

INDEC – CNA. (2008). Instituto Nacional de Estadística y Censos. Censo Nacional Agropecuario 2008. Disponible en: <http://www.indec.mecon.gov.ar/>

- nivel4_default.asp?id_tema_1=3&id_tema_2=8&id_tema_3=87 (Visitado Octubre de 2014).
- INDEC - IPEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos - Instituto Provincial de Estadística y Censos. (2005). Censo Nacional Económico 2004 - 2005. Departamentos General Obligado y Vera. Provincia de Santa Fe. Disponible en: [http://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/116199/\(subtema\)/93664](http://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/116199/(subtema)/93664) (Visitado Octubre de 2014).
- INTA Reconquista EEA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Unidad Reconquista. Sitio web Estación Experimental Agropecuaria. Disponible en: <http://inta.gob.ar/unidades/613000> (Visitado Mayo de 2014).
- IPEC. Instituto Provincial de Estadística y Censos. (2013). Santa Fe en cifras. Provincia de Santa Fe. Disponible en: <http://www.santafe.gov.ar/archivos/estadisticas/SantaFeenCifras2014.pdf> (Visitado Agosto de 2014).
- IPEC. Instituto Provincial de Estadística y Censos. (2015). Encuesta ganadera. Departamentos General Obligado y Vera. Provincia de Santa Fe. Disponible en: [http://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/114258/\(subtema\)/93664](http://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/114258/(subtema)/93664) (Visitado Junio de 2016).
- IPEC. Instituto Provincial de Estadística y Censos. (2015). Registro de áreas sembradas en el mes de Septiembre. Departamentos General Obligado y Vera. Provincia de Santa Fe. Disponible en: [https://santafe.gob.ar/index.php/web/content/view/full/112213/\(subtema\)/93664](https://santafe.gob.ar/index.php/web/content/view/full/112213/(subtema)/93664) (Visitado Junio de 2016).
- IRIONDO, M. (1987). Geomorfología y Cuaternario de la Provincia de Santa Fe (Argentina). Revista D'ORBIGNYANA Nº 4. Publicación PRINGEPA - CONICET. ISSN 0326-6788. Corrientes, Argentina.
- IRIONDO, M. (2007). El Chaco Santafesino. Neógeno y geomorfología. Comunicación Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino". Vol 13. Nº 1. ISSN 0325-3856. Santa Fe, Argentina.
- MAGyP. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. (2010). PEA2. Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial Participativo y Federal 2010-2020. Disponible en: www.maa.gba.gov.ar/2010/pea2/Documentos/Presentacion.ppt (Visitado Septiembre de 2014).
- MIERES, L. (2011). Informe de granulometría de perfil de suelo y subsuelo para el pozo de investigación de la EEA INTA Reconquista ubicado a 29°15'47,9" Latitud S y 59°42'46,0" Longitud O. INTA EEA Reconquista. Provincia de Santa Fe.
- MOSCONI, F., PRIANO, L., HEIN, N., MOSCATELLI, G., SALAZAR, J.C., GUTIERREZ, T. Y L. CACERES. (1981). Mapa de suelos de la Provincia de Santa Fe. Tomo I. INTA-MAG.
- MUSACCHIO, V. (2016). Plan de Gestión Integrada del Recurso Hídrico Subterráneo para Riego Agrícola en el Área Piloto Reconquista. Tesis de Maestría en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Universidad Nacional del Litoral. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. 282 pp. Inédita.
- PALAZZO, R. Y SOSA, D. (2002). Compendio de Recopilación de Información Hidrogeológica de la Provincia de Santa Fe. Gobierno de Santa Fe. Instituto Nacional del Agua - Centro Regional Litoral. Convenio DPOH – INA - SPAR. 2 Tomos. 441 pp.
- PANIGATTI, J., CRUZATE, G. Y H. VIVAS. (2007). Suelos y Ambientes de Santa Fe. INTA, AASC, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos.
- PEP. Plan Estratégico Provincial. (2008). Provincia de Santa Fe. Disponible en: http://www.santafe.gov.ar/index.php/plan_estrategico_provincial (Visitado Octubre de 2013).
- RISIGA, A, FILÍ, M., TUJCHNEIDER, O. Y R. MIR. (1981). Bajos Submeridionales. Contribución al Conocimiento Geohidrológico de la Región. Publicación Nº 14. Departamento de Hidrología General y Aplicada – UNL. Santa Fe, Argentina.
- SARAFIAN, P. (2007). Cuenca propia del Paraná Medio. Cuenca Nº 17. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Descripción de cuencas hídricas superficiales. Disponible en: http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos/referencias_i8/17_nueva.pdf (visitado Septiembre de 2011).
- SCS - USDA. Soil Conservation Service (1972). National Engineering Handbook. Section 4, Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- SEVESO, M. (1990). Regiones edáficas de la provincia de Santa Fe. Dirección General de Suelos y Aguas. Ministerio de Agricultura, Ganadería, Industria y Comercio.
- SsRH. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (2007a). Plan Nacional Federal de los Recursos Hídricos. Disponible en: http://www.hidricosargentina.gov.ar/politica_hidrica.php?seccion=rec_h (Visitado Septiembre de 2014).
- SsRH. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (2007b). Plan Nacional Federal de Aguas Subterráneas - *en elaboración*. Disponible en: http://www.hidricosargentina.gov.ar/politica_hidrica.php?seccion=aguas_sub (Visitado Septiembre de 2014).
- SsRH. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2014). Estadísticas hidrológicas. Edición 2014. Disponible en: <http://www.hidricosargentina.gov.ar> (Visitado Agosto de 2016).
- THORNTHWAITE, C.W. (1955). The water balance. Climatology, Vol. 8. Pp: 1-104.
- VIDAL, C. (2006). Evaluación de la aptitud de tierras para riego por aspersión en el noreste santafesino. Tesis de Especialización en Riego de Tierras Agrícolas. FICH – FCA - UNL. Santa Fe, Argentina. Disponible en: http://www.inta.gov.ar/reconquista/info/documentos/agricultura/tesis_evaluacion_riego_aspersion.htm (Visitado Junio de 2010).

ALTERNATIVAS DE RECARGA DEL ACUÍFERO CON AGUA DE LLUVIA PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO DE GANADERÍA BOVINA

ALTERNATIVES FOR RECHARGING THE AQUIFER WITH RAINWATER TO IMPROVE THE QUALITY OF DRINKING WATER FOR BOVINE CATTLE

Basán Nickisch, Mario¹; Tosolini Rubén²; Lahitte, Alejandro³, Sosa, Dora⁴; Sánchez, Luciano⁴

Resumen

La ganadería bovina en Santa Fe, Argentina, presenta cíclicamente condicionantes en calidad de agua para el abrevado animal, donde los productores experimentan mermas en el stock de cabezas y pérdidas económicas importantes.

Desde el año 2011 el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de la República Argentina investiga sobre mejoramiento de la calidad química del agua para consumo de ganadería, articulando con diversas instituciones.

Los estudios se realizaron en el Establecimiento "La Güeya", cercano a la ciudad de Tostado, Departamento 9 de Julio, Provincia de Santa Fe, Argentina. El mismo es ganadero, con bajo uso de insumos agroquímicos, el cual presentaba severas limitantes en calidad química del agua de consumo de ganadería bovina.

Se concretaron tres sistemas de agua realizando estudios de prospección geoeléctrica para ubicar las perforaciones, las cuales se diseñaron para extraer y recargar el acuífero con agua de lluvia simultáneamente. Se diseñaron chupadores flotantes que funcionan dentro de las perforaciones que presentan estratificación vertical excesiva de sales. La baja permeabilidad del acuífero hizo que se concreten diferentes diseños de varias perforaciones que abastezcan a cada molino de viento, denominados sistemas "patas de araña", debido a la variación de granulometría y calidad del acuífero que se evidencia en pocos metros. Se implementaron varias alternativas de sistematización de las áreas de captación para maximizar el escurrimiento superficial hacia los sectores de recarga. Se propuso, además, la mezcla de agua de todos los sistemas para distribuir agua con la misma calidad en cualquier lugar del campo.

Las mejoras logradas en la calidad del agua permiten afirmar que los resultados son positivos, habiendo alcanzado el autoabastecimiento de agua y la sustentabilidad ambiental y económica del Establecimiento.

Palabras clave: Agua para consumo animal, calidad del agua, recarga de acuífero con agua de lluvia.

Abstract

Bovine cattle breeding in Santa Fe, Argentina, presents cyclical conditioning factors in water quality for animal feed, where producers experience significant head loss and economic losses.

Since 2011, the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) of the Argentine Republic has been researching on the improvement of the chemical quality of water for livestock consumption, articulating with various institutions.

The studies were carried out in the "La Güeya", near the city of Tostado, 9 de Julio Department, Santa Fe Province, Argentina. The same one is livestock, with low use of agrochemical inputs, which presented severe limitations in chemical quality of the water of bovine cattle consumption.

Three water systems were realized according to geoelectrical studies to locate the wells, which were designed to extract and to recharge the aquifer with rain water simultaneously. Floating suckers were designed that function inside the perforations that present excessive vertical stratification of salts. The low permeability of the aquifer caused different designs of various perforations to be supplied to each windmill, known as "spider legs", due to the variation of granulometry and aquifer quality that is evident in a few meters. Several alternatives of systematization of the catchment areas were implemented to maximize surface runoff to the recharge sectors. It was also proposed to mix water from all systems to distribute water of the same quality anywhere in the field. The improvements achieved in the quality of the water allow to affirm that the results are positive, having reached the self-sufficiency of water and the environmental and economic sustainability of the Establishment.

Key words: Water for animal consumption, water quality, recharge of aquifer with rainwater

¹ basannickisch.mario@inta.gob.ar, sanchez.luciano@inta.gob.ar

² tosolini.ruben@inta.gob.ar

³ ale.lahitte@gmail.com

⁴ sosa.dora@gmail.com

INTRODUCCIÓN

En gran parte de la Argentina el agua subterránea presenta condicionantes en lo que hace a exceso de sales para el consumo ganadero.

La fluctuación de escenarios hidrológicos secos y húmedos repercute directamente en los sistemas, sumado a los impactos que provoca el cambio climático, por lo que las tecnologías desarrolladas tienen en cuenta estos escenarios cambiantes de déficit y excesos para las diferentes demandas.

Se considera estratégico y con un potencial enorme la utilización del agua de lluvia como fuente prioritaria de abastecimiento, complementada con el agua subterránea, para satisfacer la demanda ganadera.

Para ello el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), en sus Estaciones Experimentales de Reconquista y Rafaela se investiga generando, adaptando, validando y transfiriendo alternativas de sistemas de recarga del acuífero libre con agua de lluvia en el norte y centro de la Provincia de Santa Fe (Figura 1) utilizando tecnologías apropiadas que sean sustentables en el tiempo.



Figura 1. Mapa de la provincia de Santa Fe, Argentina, con la zona de Estudio

Para el desarrollo de las mismas se articula con el Instituto Nacional del Agua-Centro Regional Litoral (INA-CRL), con el Gobierno Provincial y con Centros de Estudio Universitarios, como el caso de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral en Santa Fe (FICH-UNL).

El objetivo central de este trabajo es dar respuesta con agua de calidad para la producción de ganadería bovina de cría, para lo cual se generaron y adaptaron

diferentes tecnologías de manejo de 2 fuentes de agua disponibles en la región: agua meteórica y subterránea en el Establecimiento "La Güeya", a 11 km de la ciudad de Tostado, Provincia de Santa Fe, Argentina. Es ganadero con utilización de pastizales naturales y pasturas implantadas, con muy baja utilización de agroquímicos y su principal limitación ha sido el agua de mala calidad química.

METODOLOGÍA

Se analizaron tres sistemas de aprovisionamiento de agua para el ganado bovino en dicho Establecimiento denominados Sistema A, B y C, más el Tanque Central de mezcla.

Las tres variantes de Aguadas poseen diferentes técnicas de recarga con agua de lluvia para mejorar la calidad y cantidad del agua subterránea del acuífero libre, así como también distintas sistematización del terreno para "cosechar" agua de lluvia, maximizando el escurrimiento superficial en el terreno del agua de lluvia hasta los sectores de recarga.

Los 3 sistemas poseen mecanismos de bombeo que utilizan energía eólica, molinos de viento adaptados para la zona, que se abastecen de varias perforaciones que conforman los sistemas "patas de araña" para contrarrestar la baja permeabilidad del acuífero.

Se evalúa en cada uno de ellos mensualmente la interrelación de la salinidad del agua de la fuente subterránea con el nivel dinámico de bombeo, con la precipitación y con los volúmenes extraídos de cada uno de ellos.

Los tres sistemas confluyen a un tanque central de mezcla, desde el cual se distribuye el agua a cada uno de los potreros, logrando de esta manera que la hacienda siempre tome agua con la misma calidad, cualquiera sea la zona donde se encuentren pastando.

El tanque central de mezcla tiene una autonomía de 8 a 10 días, ideal para este tipo de mecanismos de bombeo que funcionan en un 100% con energía eólica, ya que esta reserva hace que nunca se sobreesija al acuífero con extracciones por encima de lo que la permeabilidad del mismo permite.

Para preservar la calidad del agua subterránea a todos los molinos se los trabaja semi frenados o a "a media rienda", controlando el nivel dinámico en las perforaciones, especialmente aquellos días donde la velocidad del viento es óptima para el bombeo.

Los datos de precipitaciones, niveles dinámicos de bombeo, caudales extraídos y conductividades eléctricas se registran de forma manual por personal del Establecimiento y posteriormente son sistematizados mediante planillas de Excel en Gabinete para su análisis.

Los datos obtenidos a partir de la Estación Meteorológica Automática fueron visualizados previamente a través del software WeatherLink

específico de las estaciones marca Davis, y posteriormente exportados a una tabla de Excel para ser analizados.

Se utilizaron los datos de precipitación obtenidos de dicha estación ubicada dentro del área de influencia de las superficies de “cosecha de agua de lluvia” de los sistemas, contrastados con los datos del pluviómetro estandarizado Tipo B implementado junto con la estación.

Conjuntamente con lo anterior, se mide la conductividad eléctrica mediante un conductímetro digital marca Hanna Combo HI 98130, con un rango de medición de 0 a 20 mS/cm, con una precisión de $\pm 2\%$, el cual se calibra con solución patrón antes de efectuar las mediciones.

Se extraen de manera periódica muestras de agua bajo protocolo de extracción, conservación y traslado elaborado por INTA (Basán Nickisch et al, 2012), para ser analizadas en Laboratorio, evaluando Conductividad Eléctrica, pH, Sales Totales o Residuo Seco a 105°C, Calcio, Sodio, Magnesio y Potasio, Carbonato, Bicarbonato, Sulfato y Magnesio, obteniendo por combinaciones hipotéticas Cloruro de Sodio, valores que permiten clasificar el agua para ganadería de cría según Bavera y Carrazzoni para los diferentes usos (Basán Nickisch, 2012a), utilizando el software desarrollado por INTA: <http://santiago.inta.gov.ar/agua/> (Basán Nickisch, 2012b).

El sistema A fue implementado en un ambiente caracterizado por contener paleocauces difusos. El mismo fue identificado en base a observaciones de campo. Posteriormente, con el apoyo de imágenes satelitales se decidió donde realizar las prospecciones geoeléctricas para definir el mejor lugar donde llevar a cabo las perforaciones.

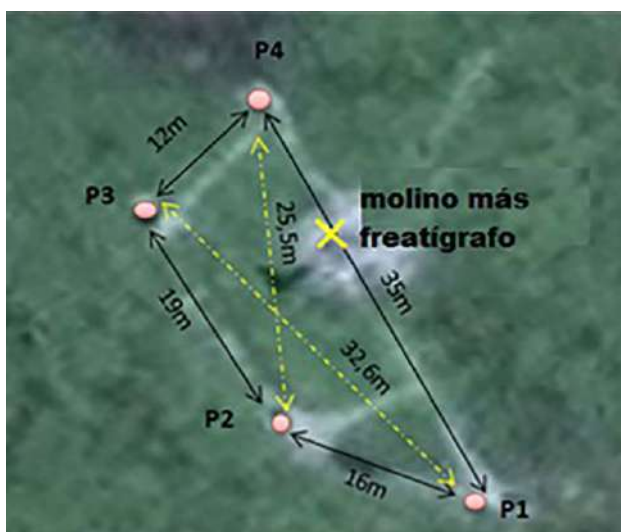


Figura 2. Disposición de las perforaciones que conforman el sistema “patas de araña” de perforaciones respecto al molino y al freatigrafo del Sistema A

El acuífero libre en la zona, único con posibilidades de ser aprovechado en función de la calidad del agua, tiene características de acuitardo (baja permeabilidad). Para contrarrestar esa situación se diseñó un sistema “patas de araña” mediante 4 perforaciones (Figura 2), a las cuales se las ha complementado con un dren horizontal de 1,5 m de largo, para que cumplan un doble propósito, permitiendo el ingreso de agua de lluvia filtrada al acuífero y también la extracción del agua de mezcla (la inducida más la existente en el acuífero), que sirve para alimentar al molino, el cual está diseñado para funcionar con velocidades mínimas de viento. El agua es enviada al tanque central de mezcla, contabilizándose lo que se bombea con un caudalímetro totalizador.

De esa manera se logra mineralizar el agua meteórica y desconcentrar el exceso de sales en el acuífero, algo que naturalmente se produce, pero con este diseño se dinamiza.

Las perforaciones se diseñaron con la incorporación de drenes horizontales construidos con el mismo caño utilizado para su encamisado (Figura 3), ranurado de manera conveniente y recubriéndolo con grava Tipo 3-6, y en superficie arena Tipo 1-2 (Basán Nickisch et al., 2016a).

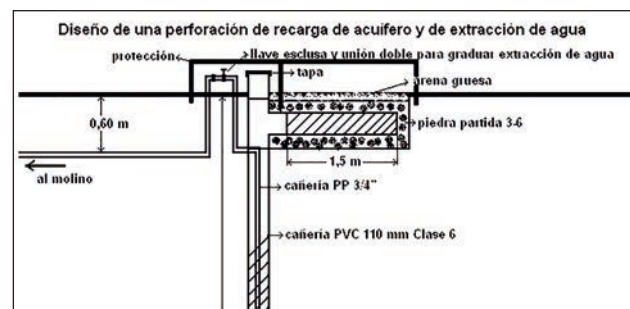


Figura 3. Diseño de perforación “doble propósito”: recarga y extracción (Basán Nickisch y Sánchez, 2015) implementado en Sistema A

El agua de las lluvias se infiltra introduciéndose al acuífero a través del interior del encamisado, logrando una velocidad de recarga sustancialmente mayor que la que se produce naturalmente a través del perfil del terreno.

Las perforaciones se conectaron en superficie mediante un canal en forma de plato de escasa profundidad denominado anillo concentrador, direccionando el escurrimiento superficial proveniente de las lluvias, para así concentrarlas en el sector de recarga (Figura 4).

Complementado con lo anterior, se sistematizó el camino de acceso para que sea de “doble propósito”: tránsito y “cosecha” de agua de lluvia con alto coeficiente de escurrimiento, eficientizando de esa manera el escurrimiento superficial hacia el sector de las perforaciones (Figura 5).



Figura 4. Anillo concentrador del agua de lluvia para efectuar la recarga al acuífero con las perforaciones en el Sistema A



Figura 5. Camino “doble propósito”: “cosecha” de las lluvias y tránsito (Basán Nickisch et al., 2016b)

En la parte central del sistema “patas de araña” se implementó un freatígrafo digital (Figura 2), que permitió analizar la dinámica del nivel del agua en el acuífero en el sector de extracción y como inciden las recargas provenientes de las lluvias (Basán Nickisch y Sánchez, 2015).

El sistema B al igual que el Sistema A, está ubicado en la zona de un paleocauce difuso con características de acuitardo, el cual fue identificado por el Productor en el año 1995. El cual, mediante una serie de ajustes, implementó un sistema “patas de araña” conformado por 4 perforaciones convencionales encamisadas con caños de PVC de 110 mm de diámetro, las cuales tenían entre sí un distanciamiento de 12 m (Figura 6). Éstas, alimentaban a un molino de viento que también bombea el agua al Tanque Central de almacenamiento y mezcla.

Este sistema posee una represa contigua a las 4 perforaciones, que permitía hasta el año 2014 de forma natural la recarga del acuífero libre a través del fondo y los taludes, mejorando la calidad química del agua subterránea de ese sector. Esto constituía la principal diferencia con respecto al Sistema A.

Para eficientizar la cosecha de agua de lluvia que alimenta a la represa, el Productor sistematizó el área de influencia con regueras que confluyen a

dicho almacenamiento, produciendo el incremento del escurrimiento superficial del área con mayor cota. También se aprovecha el agua de lluvia que cae sobre el camino central de acceso al Establecimiento mediante un canal que culmina en ésta. El único propósito de dicha represa era que el agua superficial allí acumulada se infiltrara a mayor velocidad, de forma de alimentar y mejorar químicamente a la del acuífero libre.

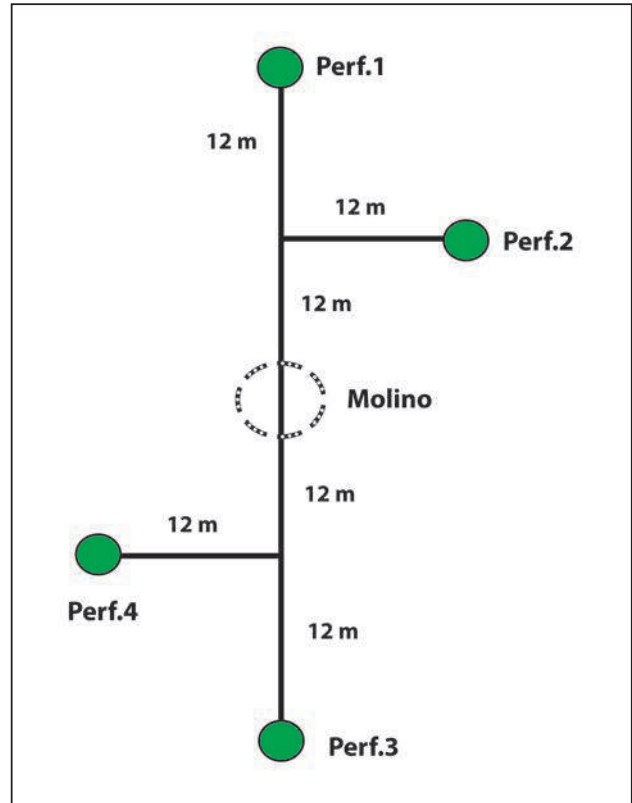


Figura 6. Disposición simétrica anterior de las perforaciones del sistema “patas de araña” propuesto por el Productor

Al igual que en el Sistema A, se implementó en el molino un caudalímetro totalizador, el cual es leído y registrado por el productor el último día de cada mes. A este Sistema en el año 2014 se le efectuaron sustanciales mejoras en lo que hace a optimizar la ubicación de sus perforaciones en base a estudios de prospección geoelectrica y a adjuntarle mecanismos de succión con flotadores en aquellas perforaciones donde existía una estratificación de sales importante en profundidad (Figura 7). Así como también encamisarlas con cañería de PVC de 200 mm de diámetro para poder hacer funcionar los sistemas de chupadores flotantes, anulando aquellas con problemas de salinidad elevada e implementando otras en los mejores lugares para obtener agua de calidad. Tres de ellas se ubicaron dentro de la represa con drenes horizontales de 2 m de largo, que permiten la recarga artificial del acuífero libre de manera directa (Figura 8).



Figura 7. Mejoras sustanciales al Sistema B con implementación de perforaciones “doble propósito” en el interior de la represa con chupadores flotantes



Figura 8. Disposición de las perforaciones “doble propósito” en el interior de la represa con las convencionales en el sistema B

El Sistema C fue construido durante la sequía del año 2008 en una depresión natural del terreno, donde en base a estudios de prospección geoelectrica se detectó un bolsón de agua dulce, sirviendo de base para implementar un sistema “patas de araña” con 4 perforaciones convencionales encamisadas con caños de PVC de 110 mm de diámetro con la misma conformación del sistema B (Figura 6) que alimentan a un molino de viento, el cual deriva el agua mediante cañería al tanque central de almacenamiento.

A diferencia de los 2 anteriores, en un principio este Sistema no tenía obras complementarias que le permitan recargar artificialmente el acuífero libre. La infiltración del agua de lluvia que se acumulaba en la depresión natural del terreno se producía solamente a través del perfil del suelo, por lo que se hizo un estudio de infiltración mediante el método de doble anillo, arrojando valores muy bajos de infiltración, del orden de 10 mm/h.

Esto último permite explicar en el análisis posterior de los resultados porque era el Sistema que brindaba menor calidad química de agua respecto a los otros, ya que la capa superficial del suelo posee material limo arcilloso, el cual dificulta enormemente el ingreso del agua en profundidad. El Productor comentó que en un principio (2008) el agua no era mala (bolsón detectado de agua dulce) pero que en pocos meses rápidamente desmejoró.

Este comportamiento del Sistema se mantuvo hasta que se llevó a cabo una modificación importante en el mismo a mediados de 2013 teniendo en cuenta los importantes avances tecnológicos estudiados en el Sistema A, donde el Productor decidió realizar las 4 perforaciones con una disposición en forma de H (Figura 9), sin hacer los estudios de geoelectrica previos correspondientes para obtener los mejores lugares para perforar (mayor contenido de arenas y mejor calidad de agua).

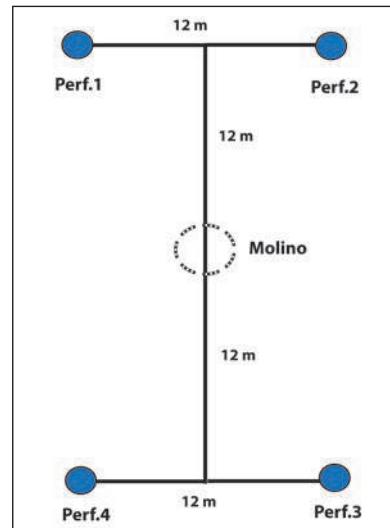


Figura 9. Disposición actual del sistema “patas de araña” que conforma el Sistema C de manera simétrica sin tener en cuenta los estudios de prospección geoelectrica

El análisis de la necesidad de extraer agua de la parte de arriba de cada perforación detectado ya en el Sistema A, donde se detectó que la profundización de cada metro significaba duplicar la salinidad, hizo que el Grupo de Investigación Interdisciplinario e Interinstitucional propusiese evaluar diseños para concretar chupadores flotantes que siguiesen el pelo de agua del acuífero libre. Finalmente se decidió implementar perforaciones doble propósito con encamisados de PVC de 200 mm de diámetro para poder hacer funcionar los chupadores flotantes en el interior de las mismas.

Prevaleció el diseño que propuso el Productor que consiste en chupadores flotantes armados con cañería de PVC de 160 mm de diámetro, los cuales tienen mangueras flexibles de 3/4” pulgadas de diámetro que permiten que se extraiga agua de la parte superficial de cada una de las 4 perforaciones (Figura 10), los cuales después de hacer algunos ajustes, funcionan perfectamente.

A su vez, el Productor diseñó y concretó la sistematización de la superficie de cosecha de agua de lluvia que posee una forma circular de aproximadamente 1 hectárea, en coincidencia con el bajo natural. El objetivo es maximizar el escurrimiento superficial hacia la zona de recarga de las perforaciones.



Figura 10. Diseño del chupador flotante para cada una de las perforaciones implementado en los Sistemas B y C

Se considera un novedoso sistema de colectoras radiales helicoidales que culminan en un anillo concentrador que une las 4 perforaciones doble propósito que conforman el sistema de extracción y recarga (Figura 11) que actualmente es evaluado por parte del Equipo de Investigación.



Figura 11. Área de "cosecha" de agua de lluvia compuesta por colectoras radiales helicoidales que culminan en un anillo concentrador donde se encuentran las perforaciones doble propósito

Al igual que en los 2 sistemas anteriores, el molino de viento bombea el agua al tanque central de almacenamiento y mezcla.

RESULTADOS

La medición de la salinidad del agua se obtiene de manera indirecta a partir de la conductividad eléctrica de la misma multiplicada por un coeficiente. Este último se ajustó realizando un promedio de varias muestras analizadas en Laboratorio, donde se pudo corroborar que en este caso particular se mantiene constante en los 3 Sistemas e igual a 0,72.

Sistema A

Es posible observar la relación directa entre el nivel dinámico y la salinidad del agua (Figura 12), ya que, por lo general, durante los meses donde dicho nivel disminuyó, la calidad del agua desmejoró, sobrepasando valores de sales totales de 4 g/L, clasificándose hasta ese límite como "buena" para ganadería bovina de cría (Bavera G., 2009).

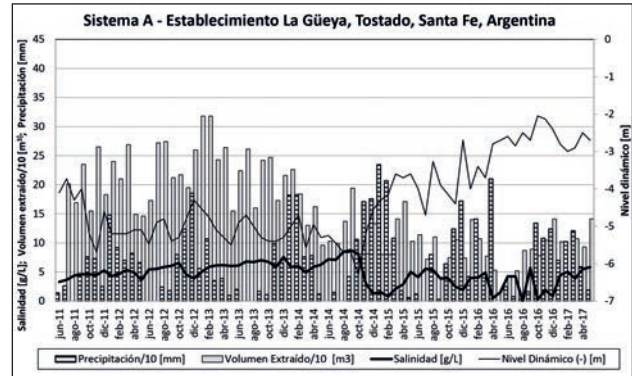


Figura 12. Relación entre la salinidad, precipitación, nivel dinámico y volumen extraído del Sistema A

El incremento de la salinidad durante los meses de junio-julio-agosto-septiembre de 2012, con altos volúmenes de extracción pero muy pocos mm de precipitaciones, especialmente en los meses de julio y agosto, debiéndose restringir el volumen extraído en el mes de septiembre para mantener o aumentar la calidad química del agua.

En el mes de enero/12 se observó una disminución de la salinidad a pesar de que el nivel dinámico disminuyó. Esto se debe a que durante ese mes se produjeron importantes precipitaciones, con un total de 148 mm, lo que permitió que la calidad del agua subterránea mejorara con la inducción local al acuífero del agua de lluvia. Esto se produce debido que el Sistema cuenta con perforaciones "doble propósito" (Figura 3).

En el mes de noviembre/12 se observó una notable disminución de la salinidad y un nivel dinámico bajo. Esto se explica porque el día 28 del mes estudiado se produjo una precipitación de 64 mm y la conductividad eléctrica del agua fue medida tan solo 2 días después (a fin de mes), coincidiendo el aporte de las precipitaciones con la extracción de agua del molino.

Para los meses de enero a abril de 2013 se aprecia un descenso en el nivel dinámico debido a la maximización del volumen extraído en contraposición de las escasas precipitaciones durante ese período, lo que generó un incremento en la concentración de sales totales.

Un caso contrario al explicado en noviembre/12 ocurrió en el período de los meses de octubre de 2014 a febrero de 2015 donde debido a las abundantes precipitaciones ocurridas el nivel dinámico ascendió aproximadamente 2 m y se efectuó un bajo nivel de

extracción de agua con el molino, lo que hizo que la concentración de sales totales descienda unos 7 g/L, pasando la calidad del agua para la bebida de los animales de ser clasificada como “mala” a “deficiente” (Bavera, 2009).

Desde octubre/14 hasta la fecha los niveles de salinidad tienen una concentración de sales uniforme, con variaciones graduales en el tiempo y con valores de 5 g/L o menos, ideal para este tipo de producciones.

Se destaca la uniformidad de concentración de sales totales del período analizado en el Sistema A (Figura 12), donde el incremento o disminución de las mismas se produjo gradualmente, repercutiendo esto de manera positiva en la producción ganadera, con una concentración de sales clasificada como “buena” (Bavera, 2009).

Sistema B

En general, en aquellos meses donde el nivel dinámico se encontró con menores valores, proporcionalmente la salinidad fue mayor (Figura 13).

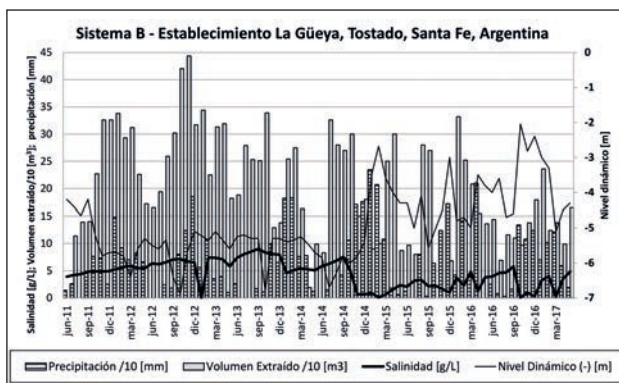


Figura 13. Relación entre la salinidad, precipitación, nivel dinámico y volumen extraído del Sistema B

Los períodos más críticos en relación a la calidad del agua, por la gran concentración de sales totales, fueron septiembre a octubre de 2012 y la mayor parte de 2013, donde durante siete meses consecutivos (junio a diciembre) se han alcanzado valores promedio de 8 g/L y un máximo de 9 g/L, producto del excesivo bombeo, muy por encima de los otros 2 Sistemas.

Por el contrario, los dos últimos meses del año 2014 y los primeros tres del 2015 la concentración de sales fue tan baja que el agua llegó a clasificarse como “deficiente” para ganadería bovina de cría (Bavera, 2009).

Esto último se debió fundamentalmente a las nuevas mejoras con reubicación de perforaciones, anulación de aquellas con alto contenido salino y a la incorporación de parte de ellas con sistemas doble propósito dentro de la represa, además de las abundantes precipitaciones ocurridas en dicho

período que han alcanzado casi los 900 mm y que se refleja en el comportamiento ascendente del nivel dinámico de bombeo donde el mismo ha subido más de 3 m hasta febrero de dicho año.

Analizando el período julio/11 a mayo/12 se puede evidenciar un gran volumen de extracción y una cierta estabilización de los valores salinos, siendo las precipitaciones el gran regulador de ambos. A partir de julio-septiembre/12 las precipitaciones decrecen notablemente mientras que la tasa de extracción fue en crecimiento junto con los tenores salinos hasta los meses de octubre-noviembre/12, donde se produce una recarga importante producto de las precipitaciones y se da una disminución notoria de la salinidad.

En líneas generales, se concluye que altos contenidos de sales totales se relacionan con los menores niveles freáticos (más profundos) producto del bombeo y de la no ocurrencia de precipitaciones. Por el contrario, los menores contenidos salinos se relacionan con niveles freáticos altos, la ocurrencia de precipitaciones y el cese o disminución del bombeo (Figura 13).

Se remarca que el Sistema B siempre ha sido el más exigido de los tres en cuanto a volúmenes de extracción, presentando variación gradual de la salinidad, antes y después de las sustanciales mejoras realizadas a mediados de 2014.

Sistema C

El Sistema C es similar a muchos implementados en la región, y se puede apreciar que a pesar de tener volúmenes muy bajos de extracción, con exactamente los mismos montos de precipitación a los dos sistemas restantes (A y B), el tenor salino era el más alto, hasta la concreción de importantes mejoras a mediados de 2013.

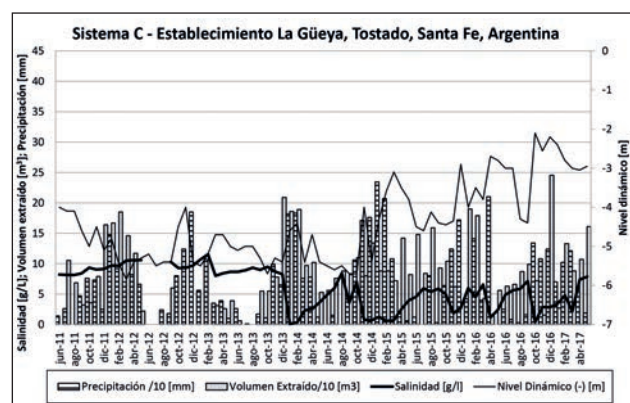


Figura 14. Relación entre la salinidad, precipitación, nivel dinámico y volumen extraído del Sistema C

Hasta antes de ser modificado el Sistema los valores de sales totales superaban los 8 g/L (Figura 14), lo que revela que el agua era la de menor calidad, y se la clasificaba como “aceptable” a “mala” sirviendo este Sistema al Productor para complementar con

volumen para satisfacer la demanda, aún a costa de desmejorar la calidad en el tanque central de mezcla. Al igual que en los Sistemas A y B, se observó que en aquellos meses donde el nivel dinámico de bombeo disminuyó, la salinidad aumentó y en aquellos meses donde el mismo aumentó, la salinidad fue menor.

Los meses de marzo, abril y mayo de 2012 fueron los que presentaron el mayor contenido de sales totales (10,6 g/L), lo que se considera un agua “mala” para el ganado bovino (Bavera, 2009). Esto concuerda con el nivel dinámico bajo y con la inexistencia de recarga inducida artificialmente, debiendo infiltrarse el agua de manera natural.

A mediados de 2012 no se presentan valores (Figura 14) en el Sistema C pues no se lo utilizó, ya que el mismo se activaba como complemento de los Sistemas A y B.

Luego de haber sido modificado el Sistema C en el año 2013 se puede observar que con lo llovido en el mes de enero/14 la salinidad desciende 8 g/L pasando el agua de ser clasificada como “mala” a “deficiente” (Bavera, 2009). En menor proporción sucede lo mismo en el mes de octubre de dicho año donde el descenso de sales fue de 3,5 g/L.

Un comportamiento similar al explicado anteriormente sucede con el nivel dinámico donde se aprecia la respuesta de la recarga luego de cada precipitación ocurrida haciendo que éste ascienda por más que se siga extrayendo agua.

En el mes de agosto/14, al no producirse lluvias, la concentración de sales se vio incrementada en casi 2,5 g/L.

El sistema, después de las mejoras llevadas a cabo a mediados de 2013, por las características del acuífero, donde se maximiza la definición de acuitardo, con baja presencia de arenas en el perfil y por las características de la recarga a través de las perforaciones, conjuntamente con los chupadores flotantes que extraen el agua de superficie, hace que durante el período de lluvias la concentración de sales sea ínfima, clasificándola como “deficiente” en sales para ganadería, pero rápidamente va perdiendo la calidad cuando cesan las lluvias. Esto se puede apreciar durante los períodos:

enero/13-agosto/14 de 0,1 g/L pasó a 8,4 g/L,

noviembre/14-julio/15, de 0,8 g/L pasó a 5,9 g/L

noviembre/15-enero/16, de 1,9 g/L pasó a 6,0 g/L

La repercusión negativa en la producción ante estos gradientes salinos de gran magnitud en poco tiempo en el ganado se minimizan porque se amortigua con la mezcla en el tanque central, pero de ser un sistema único de abastecimiento, no es lo ideal para una aguada para ganado, ya que lo que se pretende siempre es que la variación en sales sea gradual, que si sufre variaciones producto de las recargas estacionales, el valor de la salinidad total varíe poco.

Tanque Central de Mezcla

El Tanque Central de mezcla es un punto estratégico en el abastecimiento del Establecimiento, con autonomía para 8 a 10 días, ideal para sistemas de bombeo que utilizan íntegramente energía eólica y para este tipo de ambientes hidrogeológicos con baja a muy baja permeabilidad.

La relación entre las precipitaciones y la concentración de sales del tanque alimentado por los 3 Sistemas A, B y C es inversamente proporcional (Figura 15), magnificándose desde fines de 2013 con las mejoras efectuadas en el Sistema C y posteriormente a fines de 2014 con las mejoras realizadas en el sistema B, ya que desde el año 2015 a la fecha los valores de salinidad no han superado los 6 g/L, clasificándose el agua como “buena” para ganadería bovina de cría (Bavera, 2009).

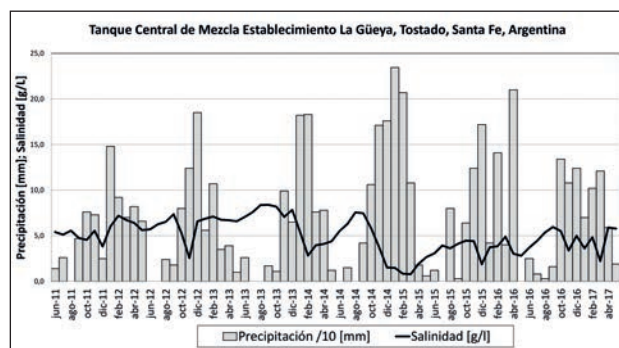


Figura 15.- Relación entre la salinidad y la precipitación del Tanque Central de mezcla

El valor más alto registrado fue en agosto/13 y septiembre/13, con 8,4 g/L de sales totales, clasificándose como “aceptable” para ganadería bovina de cría. Un dato importante es que el agua en los 3 sistemas es clorurada sódica, lo cual ha permitido que animales de raza Brangus con pasturas que también mermaron el rendimiento por la baja pluviometría y gracias al acostumbramiento, puedan responder satisfactoriamente en la producción de carne.

Una variable a tener en cuenta en este tipo de análisis es la carga animal que se tenga en el Establecimiento, ya que la calidad del agua y el alimento sólido son esenciales para mantener una buena producción en el mismo.

Desde diciembre/14 hasta abril/15 se dieron los valores de salinidad más bajos de toda la serie analizada.

En enero/16 y marzo/16 la baja pluviometría repercutió en los valores de salinidad, pero rápidamente disminuyó ante la lluvia ocurrida en el mes de abril, respondiendo a la recarga artificial de cada uno de los sistemas de manera eficiente.

CONCLUSIONES

Cuando se extraen volúmenes importantes de agua del acuífero clasificado como acuitado en los sistemas analizados el nivel dinámico desciende de manera considerable, situación que se maximiza en períodos de bajas o nulas precipitaciones con aumento de la salinidad.

Se observaron aumentos en la salinidad del agua en determinados meses que alcanzaron valores superiores a los 7 g/L, lo que puede afectar la producción ganadera de cría (Bavera, 2009) corroborando la importancia de las recargas artificiales proveniente de las lluvias en este tipo de ambientes hidrogeológicos.

En los 3 sistemas analizados el condicionante es el exceso de sales totales, habiendo un predominio importante de cloruro de sodio, no de sulfato ni de magnesio, por ello, animales acostumbrados a este tipo de aguas, tiene buena performance si disponen de forrajes adecuados.

En el sistema A queda demostrada la importante función que cumple la recarga artificial a través de las perforaciones doble propósito, donde la salinidad varía gradualmente con valores adecuados para ganadería bovina de cría.

Para contrarrestar la disminución de velocidad de extracción del mecanismo de bombeo una alternativa es incrementar el número de perforaciones en los sistemas para que los mecanismos de bombeo trabajen normalmente y se obtenga mayor volumen de agua sin afectar la calidad química del agua.

Un desafío tecnologicopendiente es lograr chupadores flotantes para perforaciones encamisadas con diámetro de 110 mm.

El Sistema B después de las mejoras realizadas en el año 2014 hoy lo posicionan como el de mayor calidad química del Establecimiento con mayor rendimiento en los volúmenes bombeados y estabilidad durante el año.

El Sistema C después de las mejoras realizadas en el año 2013 hacen que hoy tenga una performance excelente en lo que hace a calidad del agua bombeada durante la época de lluvias.

Un aspecto negativo del Sistema C en la actualidad es la falta de estabilidad en el tiempo de las sales totales, lo cual repercute sobre el grado de acostumbramiento de los animales, ya que pasa de ser de un agua "deficiente" en sales a ser clasificada como "aceptable" para ganadería de cría bovina. Esto hay que tenerlo muy en cuenta en sistemas únicos para el abastecimiento de ganado.

Los valores medidos de conductividad eléctrica en las perforaciones del Sistema A presentaron aumento de esta variable a medida que se avanza en profundidad, por lo cual se recomienda colocar las cañerías de succión fijas lo más arriba posible, tendiendo en el futuro a cambiar el sistema por el de

chupadores flotantes y con drenes horizontales de recarga de por lo menos 3 m de longitud.

La mezcla del agua de los 3 Sistemas en el Tanque Central permite distribuir agua de igual calidad en todo el Establecimiento y disminuir el gradiente de sales en el Sistema menos estabilizado durante el año.

En ambientes de este tipo es esencial cumplimentar el protocolo básico, que consiste en analizar los lugares mediante imágenes satelitales, identificando depresiones naturales y/o paleocauces, y allí realizar prospecciones geoeléctricas. En base a esos resultados realizar perforaciones exploratorias, para concretar la ubicación y diseño definitivo de las perforaciones. Siempre se deben buscar aquellos sitios donde haya mayor porcentaje de arenas que lo normal, para que el volumen y la extracción del agua de lluvia más la subterránea se maximice, logrando agua de mayor calidad durante el año.

La sistematización del terreno destinado a "cosechar" agua es imprescindible, especialmente para los años hidrológicos secos, donde la pluviometría es menor, para garantizar la recarga al acuífero.

En los sistemas la premisa debe ser que exista balance entre lo que se extrae y lo que se repone.

Cuando se utilizan mecanismos de bombeo con energías renovables los tanques de almacenamiento deben ser tales que permitan el manejo sustentable del recurso hídrico, siendo esta una de las principales falencias en los sistemas de abrevado animal en la región. Para ello se debe tener en cuenta la cantidad de animales a abrevar, el número de días sin viento o días nublados, determinando así los días que se consideran necesarios como reserva, los cuales se recomienda no sean menores a siete.

La clasificación del agua por sí sola para ganadería es orientativa, no definitiva, ya que hablar de que si es apta o no tiene que contemplar también el análisis de la raza y la edad del animal, el grado de acostumbramiento, la dieta sólida, las condiciones ambientales y, fundamentalmente, las concentraciones de sulfato y de magnesio presentes en el agua.

En los tres sistemas analizados se recomienda que los bebederos se ubiquen lejos de los sectores de recarga, así como también se restrinja la circulación de los animales por completo en esos lugares para minimizar riesgos de contaminación del agua producto de la concentración de heces y que se siga con la premisa de no usar agroquímicos en superficies cercanas que puedan introducirse al acuífero de manera directa.

Los bebederos y/o tanques bebederos deben ser ubicados en función de los apotreramientos, donde el agua debe estar donde el animal come y no que gaste energía innecesaria en acercarse hasta donde están los mismos, y se produzca sobrepastoreos

y zonas sin aprovechar, producto de una mala disposición de los mismos.

El INTA tiene priorizado continuar las investigaciones en recarga de acuíferos, así como también el estudio de los sistemas de cosecha de agua de lluvia y represas superficiales en la región en estos próximos años, priorizando el uso sustentable de los recursos naturales, articulando con Organismos Nacionales y Provinciales, así como también con los Centros de Estudio de la Región y ONG.

BIBLIOGRAFÍA

Basán Nickisch, M. (2012a) Manejo de los Recursos Hídricos para áreas de secano – 2da. Edición. INTA

Basán Nickisch, M. (2012b) Software de clasificación de aguas. INTA.

Basán Nickisch, M. H. (2012c) Calidad del agua para usos múltiples. 1er Seminario Latinoamericano sobre acceso, uso y tratamiento del agua para la Agricultura Familiar – Agua de calidad con equidad. INTA.

Basán Nickisch, M.; Gallo Mendoza, L; Zamar, S; Rosas, D. (2012) Protocolo de muestreo, transporte y conservación de muestras de agua con fines múltiples. INTA.

Basán Nickisch M. y Sánchez L. (2015) Alternativas de manejo de los recursos hídricos para ganadería en el norte de Santa Fe. Revista Voces y Ecos de INTA Reconquista.

Basán Nickisch, M.; Lahitte, A.; Tosolini, R.; Sánchez, L.; Sosa, D. (2016a) Aguadas para Ganadería Bovina en los Bajos Submeridionales y áreas de influencia. INTA.

Basán Nickisch, M.; Sánchez, L.; Tosolini, R.; Tejerina Díaz, F.; Jordan, P. (2016b) Aprovechamiento del agua de lluvia para usos múltiples en los Bajos Submeridionales y áreas de influencia. INTA.

Bavera Guillermo (2009) Aguas y Aguadas para el Ganado 3era Edición

RESUMEN DEL PLAN NACIONAL DE GESTIÓN INTEGRADA E INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y DE LAS CUENCAS Y MICROCUENCAS HIDROGRÁFICAS DE ECUADOR

SUMMARY OF NATIONAL PLAN FOR THE INTEGRATED AND INTEGRAL MANAGEMENT OF WATER RESOURCES AND THE BASINS AND WATERSHEDS OF ECUADOR

Luis Yáñez¹; Pamela Franco²; Wellington Bastidas³; Verónica Córdova⁴

Resumen

El gobierno del Ecuador planteó disposiciones y requisitos para el desarrollo sostenible de los recursos hídricos, tomando como marco legal la Constitución del Ecuador (2008) Art. 318 estableciendo “*El agua es patrimonio nacional...*”, las políticas nacionales de recursos hídricos propuestas en la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua (LORHUyA 2014), El Plan Nacional del Buen Vivir (2013-2017); Objetivo 3: “*Mejorar la calidad de vida de la población*” y Objetivo 7: “*Garantizar los derechos de la naturaleza y promover la sostenibilidad ambiental territorial y global*” y El Plan Nacional de Desarrollo (2007-2010); Objetivo 4: “*Promover un ambiente sano y sustentable, y garantizar el acceso al agua, aire y suelo seguros*”. Siguiendo estas disposiciones se realizó El Plan Nacional de Gestión Integrada e Integral de los Recursos Hídricos de las Cuencas y Microcuencas Hidrográficas del Ecuador (PNGIRH), en el cual se realiza el análisis por 9 Demarcaciones Hidrográficas (Continente), y un análisis específico en las Islas Galápagos, con el objeto de resolver el conflicto entre oferta y demanda de los recursos hídricos, salvaguardando la vida de las personas, la soberanía alimentaria y garantizando el consumo de agua industrial, estableciendo años horizonte; que consta de un año base (2010), año horizonte de corto plazo Fase I (2015-2025); horizonte medio Fase II (2026-2030); y de largo plazo Fase III (2031-2035). Para la resolución de problemas se han planteado medidas estructurales y no estructurales para el control de inundaciones y alivio de desastres; suministro y uso de agua de buena calidad, protección y conservación de agua y suelo, así como la planificación de un sistema eficaz de gestión de los recursos hídricos, los cuales se han planteado bajo condiciones de desarrollo económico normal con un total de: 176 proyectos de asignación de recursos hídricos, 13 sistemas de control de inundaciones, 265 áreas de protección para fuentes de agua potable, 7,834.65 Km² para el control de erosión, planificados para todo el país. Después de la ejecución de los proyectos de asignación de recursos hídricos, se espera que los resultados del análisis del balance de oferta y demanda muestran que la probabilidad de suministro de agua cumple con el valor objetivo establecido en este Plan con el porcentaje de déficit hídrico nacional que no deberá superar el 10%.

Palabras clave: Planificación, Recursos Hídricos, Ecuador, déficit hídrico.

Abstract

The government of Ecuador set out provisions and requirements for the sustainable development of water resources, taking as a legal framework the Constitution of Ecuador (2008) Art. 318 establishing “*Water is national heritage ...*”, the national water resources policies proposed in the Organic Law of Water Resources, Uses and Use of Water (LORHUyA 2014), The National Plan for Good Living (2013-2017); Objective 3: “*Improve the quality of life of the population*” and Objective 7: “*Guarantee the rights of nature and promote territorial and global environmental sustainability*” and The National Development Plan (2007-2010); Objective 4: “*Promote a healthy and sustainable environment and guarantee access to safe water, air and soil.*” Following these provisions, the National Plan for Integrated and Integrated Management of Water Resources of the Watersheds and Micro-watersheds of Ecuador was carried out (PNGIRH), in which the analysis is carried out by 9 Hydrographic Demarcations (Continent), and a specific analysis in the Galapagos Islands, in order to resolve the conflict between supply and demand of water resources, safeguarding the lives of people, food sovereignty and guaranteeing the consumption of industrial water, establishing horizon years, consisting of a base year (2010), short-term horizon year Phase I (2015-2025), medium-term Phase II (2026-2030); Long Term Phase III (2031-2035). For the resolution of problems, structural and non-structural measures have been proposed for flood control and disaster relief; supply and use of good quality water, protection and conservation of water and soil, as well as the planning of an effective system for managing water resources, which have been raised under conditions of normal economic development with a total of: 176 projects for the allocation of water resources, 13 flood control systems, 265 protection areas for drinking water sources, 7,834.65 Km for erosion control, planned for the whole country. After the execution of the water allocation projects, it is expected that the results of the analysis of the supply and demand balance show that the probability of water supply meets the objective value established in this Plan with the percentage of national water deficit that should not exceed 10%.

Keywords: Planning, Water Resources, Ecuador, water deficit.

1 Secretaría del Agua Ecuador, luis.yanez@senagua.gob.ec

2 Secretaría del Agua Ecuador, katherine.franco@senagua.gob.ec

3 Secretaría del Agua Ecuador, wellington.bastidas@senagua.gob.ec

4 Secretaría del Agua Ecuador, maria.cordova@senagua.gob.ec

1. INTRODUCCIÓN

Para resolver el conflicto entre oferta y demanda de los recursos hídricos y salvaguardar la vida de las personas, la soberanía alimentaria y garantizar el consumo de agua industrial, con apoyo de la Cooperación Española, canalizada a través del Centro de Estudios Hidrográficos de España (CEH) y el CEDEX, el Ecuador elaboró un Plan entre 1982 y 1984 para el Ordenamiento de los Recursos Hídricos. Durante los años siguientes se realizaron varios estudios de planificación a nivel de cuencas hidrográficas; Así, hasta el Año 2001 se contó con 20 Estudios en cuencas y subcuencas, muchos de estos planes fueron trabajados por sectores, obedeciendo a intereses particulares de la entidad que planificaba o que financiaba la iniciativa, llegando en la práctica a una visión fragmentada e ineficaz de la planificación y gestión de los recursos hídricos.

A partir de estos antecedentes, la República del Ecuador con la finalidad de cumplir con las disposiciones constitucionales y alcanzar los objetivos propuestos; en octubre del 2012 la Autoridad Única del Agua (Secretaría del Agua del Ecuador -SENAGUA) y el *Changjiang Insitute of Survey Planning Design and Research* (CISPDR) de la República Popular de China, suscribieron un contrato para desarrollar el Plan Nacional de Gestión Integrada e Integral de los Recursos Hídricos de las Cuencas y Microcuencas hidrográficas de Ecuador (PNGIRH).

La implementación del PNGIRH permite contar con la Planificación Hidrográfica del Ecuador (Continental), conforme a las disposiciones legales, políticas nacionales, planificación y gestión del recurso hídrico, y las necesidades de la población y del medio ambiente.

Esta planificación tiene como objetivos:

- Definir y fortalecer las medidas estructurales y no estructurales para control o protección del recurso hídrico.
- Incrementar la captación de los recursos hídricos mediante infraestructura, que brinde sostenibilidad para la dotación del recurso hídrico.
- Gestionar los desastres provocados por sequías e inundaciones para asegurar el derecho humano al agua.
- Asignar racionalmente y utilizar de manera eficiente los recursos hídricos respetando los derechos de la naturaleza.
- Garantizar la protección y conservación de los recursos hídricos.
- Establecer la gestión integral e integrada de las cuencas hídricas.
- Salvaguardar la seguridad del agua para la fortalecer la seguridad y soberanía alimentaria.
- Promover el desarrollo socio-económico.
- Conservación ecológica.

De acuerdo con el análisis inicial del PNGIRH, en el Ecuador, actualmente las medidas de ingeniería hidráulica son incompletas en algunas zonas, con insuficiente capacidad de control de inundaciones, el área erosionada del suelo y la pérdida de agua alcanza a 114,316.14 Km², que representan el 46% del total del territorio. El 81.8% del suelo nacional erosionado y la pérdida del agua se llevan a cabo en las zonas con más del 25% de pendiente, esto es, 64.3% de lo que sucede en las áreas con más del 50% de pendiente.

El área total de planificación de los recursos hídricos continentales del Ecuador, es de 28,000 Km², distribuidos en 9 demarcaciones hidrográficas, establecidas a nivel 4 de la clasificación Pfafstetter.

Se considera al año 2010 como la base de la planificación hídrica; y los períodos establecidos como años horizonte o fases de planificación; se toman: para la Fase I año horizonte de corto plazo (2015-2025); para la Fase II horizonte medio (2026-2030); y para la Fase III de largo plazo (2031-2035).

En Ecuador el volumen total de recursos hídricos es de 376 Km³. En el 2010, el consumo de agua en Ecuador fue de 15.8 Km³, incluyendo el consumo doméstico de 1.48 Km³, que representan el 9.4% del consumo total de agua; 13.05 Km³ de consumo agrícola, que representa el 82.6% del total y 1.27 Km³ de consumo de agua de producción industrial y otros, que representan el 8.0% del consumo total.

Luego de la implementación de los proyectos de asignación de recursos hídricos planeados, los resultados del análisis de balance de oferta y demanda indican que existe una alta probabilidad de suministro de agua para todos los usuarios, contemplando así que para el año 2035, el porcentaje de déficit hídrico de agua para uso doméstico sea de 0.1% y su probabilidad de suministro será de 99.9%. El porcentaje de déficit hídrico de agua para uso de riego será del 11% y su probabilidad de suministro de agua podrá llegar al 88%. El porcentaje de déficit hídrico para la industria es de 0.1% y su probabilidad de suministro de agua podrá alcanzar el 99%.

2. METODOLOGÍA

Esta planificación de las cuencas hidrográficas contiene evaluación de los recursos hídricos, pronóstico de la demanda y oferta de agua, análisis del balance hídrico, el plan de control de inundaciones y la protección de los recursos hídricos; los métodos de planificación mencionados se describen brevemente:

1. Método/s de cálculo de la cantidad de recursos hídricos

Cantidad de recursos de agua superficial

Para el análisis y el cálculo de la escorrentía superficial histórica de los recursos hídricos, en las "unidades hidrográficas" se utilizaron los datos de escorrentía

registrados en las estaciones hidrológicas. Los datos utilizados corresponden a las series mensuales reales de escurrimiento y precipitación entre el período de años 1971 y 2010, registrados por las estaciones hidrométricas y meteorológicas. Se completan los datos de las series temporales, teniendo en cuenta el impacto de las actividades humanas sobre la cantidad de agua superficial aguas arriba de las diferentes estaciones.

Se clasificaron y analizaron todos los datos de las estaciones hidrometeorológicas proporcionadas por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI), y se obtuvieron las estadísticas relativas al número de estaciones hidrometeorológicas; la distribución regional y la edad de los datos observados. La mayoría de las estaciones meteorológicas tienen tiempo sincrónico de registro de datos, y se confirmó que la serie unificada de año se adoptó para los datos de todas las estaciones meteorológicas.

Con relación al análisis y validación de los datos de dichas estaciones, se adoptó el método especificado de Validación, Homogeneización y Relleno de la Información Meteorológica a Nivel Mensual multianual para cada Demarcación Hidrográfica, los cuales fueron completados mediante convenio entre INAMHI y SENAGUA, en el año 2012.

Cálculo de la cantidad de agua subterránea

Los recursos hídricos subterráneos se evaluaron sobre la base de los sistemas acuíferos, las áreas y subáreas. Debido a que el agua subterránea en la zona de investigación, proviene principalmente de las lluvias y de las filtraciones de agua de riego y del agua superficial (ríos y lagos, etc.). Debido a la falta de datos de nivel dinámico de agua subterránea y de datos de recarga de esta agua, solo se calcula la cantidad de recarga de precipitación atmosférica y de infiltración por riego y se evalúa la cantidad de recarga, el volumen de almacenamiento y la cantidad explotable.

Para calcular la recarga de infiltración, de la precipitación y del agua de riego, se adoptó el método de coeficiente de infiltración. La recarga natural de agua subterránea se calcula restando la cantidad de retorno por infiltración de agua de riego, de la cantidad total de recarga. La recarga por infiltración de agua de riego se obtiene multiplicando la infiltración de riego por el área de riego. En general, el desarrollo y la utilización de las aguas subterráneas no deben exceder la cantidad explotable, calculada con el método de coeficiente de explotación, y su valor es igual a la cantidad de recarga, multiplicada por el coeficiente de explotación.

2. Método para la predicción de demanda de agua

Demanda de agua para uso consuntivo

Para determinar la demanda fuera de la corriente de agua, se adopta el método de dotaciones y se

utiliza el valor propuesto en el Manual Técnico de Procedimiento para la Elaboración de Informes Técnicos de Sustentación para las Resoluciones de Autorización del Derecho de Uso y Aprovechamiento del Agua (MTP-2012) como el valor de dotación de agua; se usa la fórmula de Penman modificado para el cálculo en cultivos o se hace referencia a la dotación en China u otros países de América del Sur.

Demanda de agua para uso no consuntivo

De acuerdo con la situación real del Ecuador, la demanda de agua para uso no consuntivo considera únicamente la generación hidroeléctrica y el caudal ecológico.

Para el cálculo de la demanda actual de generación hidroeléctrica se toma en cuenta el volumen autorizado por la SENAGUA y, para la demanda futura se estima sobre la base de la capacidad hidroeléctrica instalada.

La demanda ecológica del agua (caudal ecológico), se calcula con los métodos *Tennant* y la Curva de Duración de Flujo (FDC). Con el fin de garantizar el caudal ecológico, se toma el mayor valor calculado por el método de *Tennant* y el valor del método de Curva de Duración de Flujo.

Por el método de *Tennant*, el porcentaje del caudal promedio anual se utiliza como caudal ecológico para establecer la relación empírica del caudal y la calidad del hábitat. Considerando la diferencia estacional, los valores para el caudal ecológico se calculan para la época lluviosa y para la época seca; del 10 al 20% del caudal promedio anual a largo plazo se asigna para la estación seca (la variación estacional de las precipitaciones es mayor en la zona costera y se le asigna un valor inferior; la precipitación en la zona Andina es relativamente abundante y se le asigna el 15%, y; la precipitación en la zona amazónica es abundante, se le asigna el valor más alto); entre el 30-40% del caudal promedio anual a largo plazo es asignado para la época lluviosa (el valor más bajo se asigna para la zona costera; el 35% para la zona andina y el valor más alto para la zona amazónica).

Por el método de la Curva de Duración de Flujo, los datos históricos de flujo se utilizan para construir la curva mensual de caudales, un flujo de frecuencia acumulado en particular (Q_p , normalmente el 90% o 95% para el valor p) se utiliza como caudal ecológico, P95 se utiliza como valor de caudal ecológico para la zona costera y zona andina, y P90 para la zona amazónica.

3. Método analítico del balance oferta-demanda

El análisis de la oferta y la demanda de los recursos hídricos se refieren a la comparación de varias soluciones, coordinaciones y evaluaciones, de acuerdo con la situación real de desarrollo y utilización de los recursos hídricos a nivel nacional. Este análisis, se realiza en 3 niveles considerando para

ello: la capacidad de suministro de agua determinada a través de la infraestructura existente, los proyectos locales de suministro de agua planificados y los proyectos de transferencia de agua se evalúan con la demanda en los diferentes horizontes.

Primero, se realiza el análisis de equilibrio entre la oferta y la demanda, tomando en cuenta la capacidad de abastecimiento instalada, frente a la necesidad actual y futura para reflejar el grado de satisfacción de la demanda del recurso, y se reflexiona sobre la brecha entre la demanda y el suministro de agua en los diferentes horizontes de planificación, a fin de sentar las bases para el desarrollo de los recursos hídricos y su utilización en el futuro.

A continuación, se analiza el balance entre la oferta y la demanda, desde la perspectiva de una mayor oferta de agua alcanzada a través del máximo aprovechamiento del potencial de suministro de agua de los proyectos existentes, el ahorro de agua y el establecimiento de nuevos proyectos hidráulicos. Si después de la aplicación de las medidas anteriores, aún no se cubre con la demanda de agua, se consideran proyectos de transferencia de agua regional, de agua entre cuencas, para resolver problemas como la “escasez de agua inducida por la cantidad” y la “escasez de agua inducida por la calidad”, que todavía existen en algunas zonas, de tal manera que se alcance el equilibrio entre la oferta y la demanda de los recursos hídricos.

4. Método de simulación de propagación de inundaciones

El modelo matemático hidro-dinámico de una dimensión (1D) se establece para simular el proceso de propagación de inundaciones. Las dos variables, el nivel del agua y la descarga, se calcularán mediante la resolución de las ecuaciones de Saint-Venant, que consiste en ecuaciones de continuidad e impulso. La solución de estas ecuaciones se basa en un esquema de diferencia finita implícita, desarrollada por Abbott y Lonescu (1967) y el algoritmo de doble barrido.

Las medidas no estructurales para control de inundaciones se refieren al uso de software para un sistema de información de gestión del riesgo de inundación, el cual da apoyo a la toma de decisiones (comprende la vigilancia meteorológica e instalación de previsión, la hidrología y la información sobre el seguimiento de lluvia y la instalación del pronóstico, facilidad de comunicación, inundación de alerta temprana y el sistema de inundación de su expedición), seguro contra inundaciones, políticas y regulaciones.

5. Selección y priorización de proyecto

La prioridad de los proyectos se ha seleccionado por el método de puntuación, es decir, a través de la selección del índice del elemento, según el orden

de prelación del usuario del agua, establecido en la Constitución de la República del Ecuador y en la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua –LORHUyA-(2014); se anota cada índice en concordancia con las características del proyecto, se define el peso de cada índice por el método Delphi y se calcula la puntuación integral del proyecto, según el peso y la puntuación del índice, y finalmente, se clasifica de acuerdo con la puntuación completa.

6. Protección de recursos hídricos

La protección hídrica incluye principalmente la construcción del área de protección de fuentes de agua potable, control de fuentes contaminantes (fuentes de origen doméstico y urbano, agrícola, industrial y minero) y la optimización de la red de estaciones de monitoreo de la calidad del agua. La prioridad de la construcción del área de protección de fuentes de agua potable se determinará de acuerdo con la secuencia de construcción de los embalses que darán suministro de agua. El control de las fuentes de contaminación será dispuesto de acuerdo con el principio de “centrándose en los puntos clave, de fácil a difícil”.

Las instalaciones de eliminación de aguas residuales se deberán construir primeramente en las principales ciudades; la recolección y disposición de aguas residuales se efectuarán en las industrias contaminantes clave; las franjas de transición en las zonas agrícolas; para continuar con los contaminantes de origen minero. La construcción de la red de secciones de monitoreo de calidad del agua y monitoreo de áreas de protección de fuentes hídricas deberán ser dispuestas antes que otras medidas para garantizar la seguridad del agua potable.

7. Obras para la conservación de agua y suelos

Para controlar la erosión se han dispuesto las siguientes medidas: agricultura aplicada a la conservación del suelo, cercas vivas, bosque frutal económico, terrazas, remoción de tierras de cultivo para la forestación, bosques para la conservación de suelo, presas de retención de sedimentos, entre otras, con el objetivo de impulsar las condiciones de producción agrícola y el ambiente, mejorar el nivel de vida, desarrollar la economía regional, promover la armonía entre los seres humanos y la naturaleza, y lograr un desarrollo sustentable, dicho proceso se realiza priorizando aquellas zonas más urgentes implementando en primer lugar las medidas con una eficiencia señalada en la producción e ingreso y por consiguiente una mejora eminente del nivel de vida, en segundo lugar las medidas a implementarse son aquellas que promueven la recuperación ecológica y el ambiente, tales como remoción de tierras de cultivo para la forestación, bosques para la conservación de suelo, y cercas vivas, etc.

3. RESULTADOS DE LA PLANIFICACIÓN

1. Cálculo de la cantidad de recursos hídricos

Ecuador tiene una cantidad de recursos hídricos superficiales anuales de 376 Km³, cantidad de recursos hídricos subterráneos de 56.6 Km³, el volumen de agua no repetitivo de los recursos hídricos subterráneos y de superficie se sitúan en aproximadamente 14.27 Km³, la cantidad de recursos hídricos per cápita es de 26 Km³. La cantidad media anual de los recursos hídricos en las zonas, costera, andina y amazónica es de 70.05 Km³, 59.73 Km³ y 246.25 Km³, respectivamente.

2. Demanda de agua

De acuerdo a los resultados del análisis entre oferta y demanda de recursos hídricos de los años a nivel de la planificación, se presentan las siguientes condiciones:

Tabla 1. Demanda de agua en años horizonte

Año	Demanda (Km ³)	Déficit (Km ³)	Déficit (%)
2010	15.80	4.42	28.0
2025	20.33	8.28	40.7
2035	22.56	10.46	46.3

Fuente: PNGIRH, 2016

La demanda integral del agua para los usos no consuntivos, se puede obtener mediante la adopción de criterios asociados a cada uso (generación hidroeléctrica), exceptuando el cálculo de caudal ecológico, cuya metodología se está desarrollando actualmente.

3. Balance oferta-demanda

Para el análisis del suministro y escasez se establecen tres escenarios de diagnóstico para cada fase, presentándose así:

Tabla 2. Descripción de los escenarios para el análisis del balance entre la oferta y la demanda de agua

Escenario	Oferta	Demanda
I	Con proyectos actuales	Demanda de agua en los años horizonte 2010, 2025 y 2035
II	Con proyectos planificados en la misma cuenca	Demanda de agua en los años horizonte 2025 y 2035
III	Con trasvase entre cuencas	

Fuente: PNGIRH, 2016

Tabla 3. Resultados del balance Oferta - Demanda por escenario

Escenarios	Año	TOTAL			
		Capacidad de demanda de agua (Km ³)	Capacidad de suministro de agua (Km ³)	Déficit hídrico (Km ³)	Tasa de déficit hídrico (%)
Escenario I	2010	15.79	11.38	4.42	28.0
	2025	20.32	12.04	8.28	40.7
	2035	22.56	12.11	10.46	46.3
Escenario II	2025	20.32	17.21	3.11	15.3
	2035	22.56	18.72	3.84	17.0
Escenario III	2025	20.32	18.51	1.82	8.9
	2035	22.56	20.37	2.19	9.7

Fuente: PNGIRH, 2016

4. Control de inundaciones

Para realizar el control de inundaciones, se analizaron medidas estructurales y no estructurales, basándose en las características histórica de inundaciones y la sociedad económica actual de las cuencas hidrográficas, por lo que se establece la construcción de 13 proyectos o sistemas para el control de inundaciones que se detallan así:

Tabla 4. Obras estructurales de control de inundaciones a nivel nacional

Obras	Total de obras	
Obras de control de inundaciones	Dique	1,603
	Embalse	18
		1,425
	Obra de regulación fluvial	930
	Compuerta	16
		2
	Áreas de retención de inundaciones	360
Baipases de inundaciones	4	

Fuente: PNGIRH, 2016

4.1 Medidas no estructurales para el control de inundaciones

Las medidas no estructurales planificadas para el control de inundaciones incluyen el Sistema de información de gestión del riesgo de inundación y los planes de contingencia contra inundaciones.

El Sistema de información para la gestión del riesgo de inundación se compone de 8 subsistemas:

- Pronóstico de inundaciones
- Regulación de inundaciones
- Servicio de información
- Consulta
- Alarma de inundación
- Información de aguas y lluvias
- Información de ingeniería
- Información de desastres

Los planes de contingencia se detallan a continuación:

Tabla 5. Medidas no estructurales para el control de inundaciones a nivel nacional

Medidas			Total
Medidas no estructurales para el control de inundaciones	Sistema de información de gestión de riesgos de inundaciones		6
	Plan de contingencia de inundaciones	Plan de áreas de drenaje para el despacho de inundaciones	8
		Plan de prevención de inundaciones a nivel cantonal	120
		Regulaciones para embalses de despacho	30
		Plan para el control de inundaciones	30
		Subtotal	188

Fuente: PNGIRH, 2016

5. Proyectos de asignación

Tabla 6. Proyectos de asignación de recursos a nivel nacional

Obras			Total
Proyectos de asignación de recursos	Proyectos	En construcción	8
		Planificación	102
		Rehabilitación y tecnificación	66
		Total	176
	Obras	Nuevos embalses	132
		Obras de bombeo o derivación de agua	273
		Obras de trasvase	8
		Presas artesanales	516

Fuente: PNGIRH, 2016

De acuerdo con las condiciones regionales del recurso hídrico y los resultados del balance oferta/

demanda, se propone la implementación de 176 proyectos en las 9 demarcaciones hidrográficas hasta el año 2035, entre los cuales se analizaron proyectos que ya han sido construidos, proyectos que cumplieron su período útil y deben ser repotenciados, aquellos que están planificados actualmente y otros que deben ser analizados por las futuras demandas y condiciones ambientales.

6. Protección de recursos hídricos

Para asegurar que el agua doméstica esté disponible para los residentes urbanos, se han previsto 265 áreas de determinación y control:

Tabla 7. Protección de recursos hídricos a nivel nacional

Fase	Áreas de protección de fuentes de agua potable	Monitoreo de la calidad del agua
Fase I	Determinar 233 áreas de protección de fuentes de agua potable	Establecer 9 centros de monitoreo de la calidad del agua y terminar el monitoreo de las 324 secciones de calidad del agua
Fase II	Determinar 13 áreas de protección de fuentes de agua potable Control de 246 áreas de protección de fuentes de agua potable	Finalizar el monitoreo de 430 secciones de calidad del agua
Fase III	Determinar 19 áreas de protección de fuentes de agua potable Controlar 19 áreas de protección de fuentes de agua potable	Finalizar el monitoreo de 607 secciones de calidad del agua

Fuente: PNGIRH, 2016

7. Obras para la conservación de agua y suelos

Las medidas para evitar la pérdida de agua y erosión del suelo comprenden medidas estructurales y no estructurales.

Tabla 8. Medidas de conservación de suelo y agua

Fase	Agricultura aplicada a la conservación del suelo (Km ²)	Cercado de montañas (Km ²)	Bosque frutal económico (Km ²)	Terraza (Km ²)	Remoción de tierras de cultivo para la forestación (Km ²)	Bosques para la conservación de agua y suelo (Km ²)	Total (Km ²)	Presa de retención sedimentos (No.)
Fase I	6,160.31	33,896.44	761.28	892.22	234.10	2,050.48	43,994.83	4,778
Fase II	2,089.59	18,053.25	229.21	184.40	157.24	304.98	21,018.67	1,399
Fase III	2,338.91	10,110.21	306.77	238.81	100.59	237.46	13,332.75	1,701
Total	10,588.81	62,059.90	1,297.26	1,315.43	491.93	2,592.92	78,346.25	7,878

Fuente: PNGIRH, 2016.

4. RESULTADOS ESPERADOS CON LA APLICACIÓN DEL PNGIRH

La distribución del recurso hídrico será asignada razonablemente, garantizando el desarrollo sostenible de la economía y la sociedad, la utilización sostenible de los recursos hídricos, proteger y mejorar el ambiente ecológico.

Se deben tomar medidas estructurales y no estructurales a nivel nacional, entre los cuales están:

- 176 proyectos de asignación de recursos hídricos
- 13 proyectos de control de inundaciones
- 265 áreas de protección para fuentes de agua potable
- 78,346.25 Km² área de control de erosión del suelo

Con esto se espera que después de la ejecución de los proyectos de asignación de recursos hídricos, los resultados del análisis del balance de oferta y demanda muestren que la probabilidad de suministro de agua de todos los usuarios se puede cumplir con el valor objetivo establecido en este Plan.

1. Cantidad de recursos hídricos

Definiendo que la cantidad de recursos hídricos superficiales anuales en el Ecuador es de 376 Km³, el volumen de los recursos hídricos de agua superficial media anual es de 361.7 Km³, el volumen de recursos de agua subterránea media anual es de 56.6 Km³. Siendo la distribución natural inequitativa en el país a nivel continental presentándose así:

Tabla 9. Descripción de los recursos hídricos por región

Región	Población	Recursos hídricos	PIB
Costa	50%	19,6%	44%
Sierra	45%	15,9%	42%
Amazonía	5%	65,5%	14%

Fuente: PNGIRH, 2016

2. Demanda de agua, se estima que:

Para el año 2025, la demanda total de agua será de 20.32 Km³, incluyendo:

- 1.71 Km³ de demanda de agua para uso doméstico, que representan el 8.4% de la demanda total.
- 16.80 Km³ de demanda de agua agrícola, que representa el 82.6% del total.
- 1.81 Km³ de la demanda de agua de la producción industrial y otros, que representan el 8.9% de la demanda total de agua.

Para el año 2035, la demanda total de agua será 22.56 Km³, incluyendo:

- 1.87 Km³ de demanda de agua para uso doméstico, que representan el 8.3% de la demanda total.
- 18.70 Km³ de demanda de agua agrícola, que representa el 82.9% del total.
- 1.99 Km³ de la demanda de agua de la producción industrial y otros, que representan el 8.8% de la demanda total.

3. Balance de oferta y demanda de los recursos hídricos, se prevé que:

- Para el año 2025, se requiere una capacidad de suministro promedio plurianual total de 18.51 Km³ de agua, con un aumento de 7,13 Km³ con respecto al valor en el año 2010.
- Para el año 2035, se requiere 30.35 Km³ de capacidad de suministro de agua promedio plurianual total o sea 8.98 Km³ con respecto al valor en 2010.

4. Control de inundaciones

Se implementará a través de medidas integradas, generando grandes beneficios económicos, sociales y ambientales. La seguridad de 4.31 millones de personas y sus bienes serían protegidos de las inundaciones.

La implementación de las medidas no estructurales mejorará la capacidad del pronóstico, respuesta y recuperación a las inundaciones.

En general, se garantizará una gestión eficaz a las inundaciones severas a través de la implementación del plan de control de inundaciones y sistema de mitigación de desastres, el desarrollo económico y la seguridad social; la sociedad económica se mantendrá estable, la pérdida por desastres se reducirá, y el proceso de desarrollo sostenible no se verá afectado de forma significativa en caso de inundaciones extremas.

5. Proyectos de asignación

Mediante la implementación de los proyectos del PNGIRH se prevé al 2035:

- Aumentar la capacidad de suministro de agua en 8.65 Km³
- Incrementar el área de riego a 7,390 Km²
- Aumentar la población el abastecimiento urbano a 3.43 millones de habitantes
- Aumentar la capacidad instalada de 383 Mw
- La producción promedio anual de energía puede aumentar en 1,917Gw·h

5.1 Proyectos de trasvase de agua y de los proyectos hidráulicos locales:

- Para el año 2025, la capacidad de suministro de agua será de 18,506 Km³, aumentando 7,130 Km³ con respecto al 2010.
- Para el año 2035, la capacidad de suministro de agua será de 20,371 Km³, incrementando 8,995 Km³ con respecto a la del 2010.

5.2 La asignación general de los recursos hídricos, se estima que:

Para el año 2025:

- La asignación de recursos hídricos será de 18.51 Km³
- El desarrollo y la tasa de utilización de los recursos hídricos serán del 4.9%
- Asignación de agua para consumo humano 1,713 Km³
- Asignación de agua a agricultura 14,987 Km³
- Asignación de agua a la industria y el sector de servicios 1,806 Km³

Para el año 2035:

- La asignación de recursos hídricos será de 20.35 Km³
- El desarrollo y la tasa de utilización de los recursos hídricos serán del 5.4%
- Asignación de agua para consumo humano 1,867 Km³
- Asignación de agua a agricultura 16,509 Km³
- Asignación de agua a la industria y el sector de servicios 1,977 Km³

6. Protección de recursos hídricos

Para el año 2025:

- Garantizar la seguridad del agua potable doméstica, y asegurar que la calidad del agua en ciudades importantes que cumplan con los estándares de agua potable nacionales.
- Promover gradualmente el tratamiento de la contaminación difusa agrícola y mejorar la calidad del agua, para asegurar la tasa de calificación del agua en un aumento previsto de la red de estaciones de calidad del agua en un 75%.

Para el año 2030:

- Garantizar aún más la seguridad del agua potable doméstica, y asegurarse que la tarifa de la calidad del agua en todos los embalses, así como en los ríos y áreas de recursos de agua para las ciudades de la demarcación hidrográfica aumenten a 90%.
- Acelerar la aplicación de medidas de control de área y las contaminaciones difusas, para asegurar la tasa de la calificación del agua en aumento previsto de la red de estaciones de calidad del agua y el 80%.

Para el año 2035:

- Garantizar integralmente la seguridad del agua potable doméstica, y asegurar la tasa de calificación del agua en todos los embalses, así como en los ríos y áreas de recursos de agua para las ciudades de la demarcación hidrográfica aumenten a 95%.
- Aplicar plenamente las medidas de control de área y las contaminaciones difusas, para asegurar la tarifa de la calificación del agua en aumento previsto de la red de estaciones de calidad del agua y el 85%.
- Garantizar la calidad del agua en manglares Cayapas-Mataje y otro humedal importante para cumplir con el estándar de utilización ecológica de las aguas.

7. La erosión del suelo y la pérdida de agua

En el Ecuador asciende a 114,316 Km², que representa el 46% de la superficie total. Las medidas para el tratamiento de estos desgastes son insuficientes. Con el análisis realizado en el Plan Nacional del Agua, se implementarán las siguientes medidas de conservación:

Para el año 2035

- Agricultura aplicada a la conservación del suelo 1,058.91 Km²
- Cercas vivas 15,515.50 Km²
- Plantaciones comerciales 12,975 Km²
- Terraza 131.56 Km²
- Reforestación 49.21 Km²

- Bosques para la conservación del suelo y del agua 648.28 Km²

Con lo que se controlará:

- 70% de la superficie erosionada
- Aumentar la tasa de cobertura de bosque y pasto al 77.9%
- Establecer un sistema nacional de prevención
- Control y red de monitoreo de suelos y erosión hídrica integral
- El sistema de regulación, supervisión y gestión
- Elaborar una ley para la conservación del suelo y del agua.

5. CONCLUSIONES:

Considerando lo propuesto en la planificación hídrica se han construido seis (6) Megaproyectos en la región costa, caracterizada por la ocurrencia de inundaciones; de los proyectos mencionados, cuatro (4) tienen la función de protección de la población y el territorio de los impactos causados por las inundaciones y la dotación de agua para riego, y dos (2) tienen la única función de dotar agua para riego. Los proyectos se detallan a continuación:

1. Proyecto Chongón San Vicente (Función: Riego)
2. Proyecto Daule Vinces (Función: Riego)
3. Proyecto Múltiple Chone (Función: Control de Inundaciones, Riego)
4. Proyecto Bulubulu (Función: Control de Inundaciones, Riego)
5. Proyecto Naranjal (Función: Control de Inundaciones)
6. Proyecto Cañar (Función: Control de Inundaciones)

Dentro de los beneficios directos de la implementación de estas obras, se tiene como resultado:

- 312,055 habitantes protegidos,
- 1,430 Km² de territorio protegidos,
- 1,817.50 Km² beneficiados de agua para riego
- 212,581 habitantes beneficiados de agua para riego

La gobernanza y la gobernabilidad son instrumentos clave en la implementación de las medidas propuestas en el PNGIRH, ya que estas garantizarán el éxito o el fracaso de la planificación. Durante la elaboración del documento y posteriormente en el proceso de socialización con los actores involucrados en la gestión de los recursos hídricos, la Secretaría del Agua, como autoridad única del agua, hizo evidente la necesidad de fortalecer la gestión interinstitucional y multidisciplinaria para que el PNGIRH se adopte como herramienta estratégica para la planificación territorial nacional.

Dado que la gestión administrativa en el Ecuador es Central y descentralizada; los recursos financieros necesarios para la implementación del PNGIRH son una limitante; debido a que los fondos otorgados a cada gobierno autónomo dan prioridad a la implementación de obras de infraestructura vial, salud, educación; necesitando acceder a créditos internacionales para poder implementar las medidas propuestas en la planificación hídrica.

La gestión comunitaria del agua es uno de los puntos primordiales que se encuentra impulsando el Ecuador, siendo unos de los países pioneros en contar con una normativa legal que garantiza la permanencia y fortalecimiento de la gestión comunitaria del agua y de la prestación comunitaria de los servicios de agua potable y saneamiento; y, riego y drenaje; la cual se ve reflejada en la conformación de los Consejos de Cuenca, cuyo objeto es la participación en la formulación, planificación, evaluación y control de los recursos hídricos en cada una de las cuencas hidrográficas.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Changjiang Insitute of Survey Planning Design and Research (CISPDR). 2016. Plan Nacional de Gestión Integrada e Integral de los Recursos Hídricos y de las Cuencas y Microcuencas hidrográficas de Ecuador.

We thank in this issue, the collaboration of the following reviewers:

Ayala, Moisés

Centro Internacional de Hidroinformática, Paraguay

Caramori, Vladimir

Asociación Brasileña de Recursos Hídricos (ABRH), Brasil

Gil, Joram

Cátedra UNESCO de Sostenibilidad de los Recursos Hídricos,
Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

Marchena, Filomeno

Cátedra UNESCO de Tecnología
y Gestión Sostenible del Agua, Curazao

Martínez, Polioptro

Cátedra UNESCO en Riesgos Hidrometeorológicos,
Universidad de las Américas Puebla, México

Noel, Claudel

State University, Haití

Pérez, Fidel

Universidad Brigham Young, Estados Unidos

Planos, Eduardo

Instituto de Meteorología, Cuba

Pochat, Victor

Consultor en Planeamiento y Gestión
de los Recursos Hídricos, Argentina

Riestra, Francisco

Universidad de Valparaíso, Chile

Taks, Javier

Cátedra UNESCO Agua y Cultura, Uruguay

Tujchneider, Ofelia

Cátedra UNESCO Agua y Educación
para el Desarrollo Sustentable, Argentina

Xu, Zhengxue

Programa Hidrológico Internacional de UNESCO
para América Latina y el Caribe, Uruguay

UNESCO

**Programa Hidrológico Internacional
Oficina Regional de Ciencia
para América Latina y el Caribe**

**International Hydrological Programme
Regional Office for Science
for Latin America and the Caribbean**

**Edificio Mercosur – Dr. Luis Piera 1992, 2° piso
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: (598-2) 413 20 75, Fax: (598-2) 413 20 94
aqualac@unesco.org.uy
www.unesco.org.uy/phi/aqualac**

