



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



Programa
Hidrológico
Intergubernamental

Estrategias para el aumento de la disponibilidad y mejoramiento de la eficiencia hídrica en América Latina y el Caribe



Estrategias para el aumento de la disponibilidad y mejoramiento de la eficiencia hídrica en América Latina y El Caribe

Editores:

Miguel de França Doria, Hidrólogo Regional del PHI para América Latina y el Caribe, UNESCO Montevideo

Magali García, Proyecto Manejo Antropogénico de Suelos, Facultad de Ingeniería- Universidad Mayor de San Andrés (UMSA). La Paz, Bolivia

Gabriel Mancilla, Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC), Chile

Wouter Buytaert, Profesor de Hidrología y Recursos Hídricos, Ingeniería Civil y Ambiental. Imperial College London, Reino Unido.

Publicado en 2021 por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, Francia y la Oficina de la UNESCO en Montevideo, Luis Piera 1992, Edificio Mercosur, 2do piso, Montevideo 11200, Uruguay.

© UNESCO 2021



Esta publicación está disponible en acceso abierto bajo la licencia Attribution-ShareAlike 3.0 IGO (CC-BY- SA 3.0 IGO) (<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/igo/>). Al utilizar el contenido de la presente publicación, los usuarios aceptan las condiciones de utilización del Repositorio UNESCO de acceso abierto (www.unesco.org/open-access/terms-use-ccbysa-sp).

Los términos empleados en esta publicación y la presentación de los datos que en ella aparecen no implican toma alguna de posición de parte de la UNESCO en cuanto al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o regiones ni respecto de sus autoridades, fronteras o límites.

Las ideas y opiniones expresadas en esta obra son las de los autores y no reflejan necesariamente el punto de vista de la UNESCO ni comprometen a la Organización.

Editor de la Serie Técnica del PHI-LAC: Miguel de França Doria

Autores: Abel Vergara, Henry; Ablan, Magdiel; Acevedo, Dimas; Alves Barbosa, Humberto; Arena, Jorge; Arteta Jaramillo, Abraham; Butrón Mamani, Clara; Buytaert, Wouter; Cachay, Walescka; Cárdenas, Aldo; Carevic, Felipe; de França Doria, Miguel; de Oliveira Buriti, Catarina; Delatorre-Castillo, José; Delatorre-Herrera, José; Drenkhan, Fabian; Gallo, Victor Hugo; García, Magali; García, Rolando; Gómez, Jhon Walter; Hansen, Anne M.; Hincapié G., Edgar; Hutchings, Natalee; Machado, Daniel; Mancilla, Gabriel; Pérez Matamoros, Milton Gerardo; Pumayalli, Rene; Rau, Pedro; Rodríguez, Mayanín; Ruiz Castro, Abel A.; Sandoval, D'Angelo; Silva, Ana Elisa; Vivanco, Christopher; Yeguez, Marilena.

Fotografía de cubierta: Henry Abel Vergara

Diseño gráfico: Ser Gráficos

Diseño de cubierta: Ser Gráficos

Asistente de edición: María Clara Cremona, Sabrina Cupeiro, Camila Tori

SC-2020/PHI-LAC/43

R E S U M E N

¿Qué estrategias elegir para superar el desafío de gestionar el agua?

El cambio climático, las nuevas modalidades del uso del suelo, la deforestación y la urbanización, entre otros, hacen que la gestión del agua en América Latina y el Caribe sea un desafío de importante complejidad. El aumento poblacional también juega un papel importante: la población de la región ha crecido constantemente desde 1950, hasta superar los 650 millones hoy en día, lo cual agrega presión en términos de la disponibilidad de agua.

A pesar de este panorama, se han realizado esfuerzos a todo nivel. Descubra en esta publicación los trabajos sobre investigación y tecnología para mejorar la gestión y el uso del agua en América Latina y el Caribe, cómo se ha avanzado en la recuperación de técnicas, cuáles son sus puntos fuertes y débiles, y cómo pueden hacer los países para adoptarlas.

Esta publicación está dirigida principalmente a técnicos y tomadores de decisión que tienen impacto en las políticas públicas, los planes estratégicos y la gestión, así como también a todas las personas que interactúan en la gestión del recurso hídrico.

Estrategias recientes han permitido un aumento del 95% en el acceso a fuentes mejoradas de agua y una mejora en saneamiento del 83% en la región



«Dado que las guerras comienzan en la mente de los hombres y las mujeres, es en la mente de los hombres y las mujeres donde deben construirse las defensas de la paz»

Tabla de contenidos

PREFACIO	11
ESTRATEGIAS PARA EL AUMENTO DE LA DISPONIBILIDAD Y MEJORAMIENTO DE LA EFICIENCIA HÍDRICA EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE.....	13
Técnicas que conservan y aumentan la disponibilidad del agua.....	16
Técnicas para mejorar el uso eficiente del agua en la agricultura.....	18
Técnicas orientadas al manejo y conservación de agua para los ecosistemas	19
Referencias bibliográficas.....	20
INCREMENTANDO LA SEGURIDAD HÍDRICA EN EL CONTEXTO DEL DERRETIMIENTO GLACIAR EN LA CUENCA DEL VILCANOTA-URUBAMBA	21
Introducción	22
Materiales y métodos.....	23
Resultados preliminares	26
Discusión y conclusiones.....	27
Referencias bibliográficas.....	28
COSECHANDO AGUA DE LLUVIA PARA ADAPTARNOS AL CAMBIO CLIMÁTICO	31
Introducción	32
Materiales y métodos.....	32
Resultados	36
Conclusiones	38
Reconocimientos	38
Referencias bibliográficas.....	39
MAPEO DE AMUNAS EN LA SUBCUENCA DEL SANTA EULALIA, PERÚ.....	41
Introducción	42
Materiales y métodos.....	43
Resultados	46
Conclusiones	48
Recomendaciones	48
Referencias bibliográficas.....	49
HIDROLOGÍA REGIONAL CON FINES DE APROVECHAMIENTO HÍDRICO EN LA CUENCA SUNGARROYACU, REGIÓN HUÁNUCO	51
Introducción	52
Materiales y métodos.....	52

Métodos	54
Resultados y discusión	57
Discusión	67
Conclusiones	68
Recomendaciones	69
Reconocimientos	69
Referencias bibliográficas	69
UN SIGLO DE SEQUÍA: ¿POR QUÉ LAS POLÍTICAS DE AGUA NO HAN DESARROLLADO LAS ZONAS SEMIÁRIDAS DE BRASIL?	71
Introducción	72
Políticas de agua en la región semiárida brasileña: las lecciones cien años después.....	72
¿Crisis del agua o falta de gobierno?	74
Participación de la sociedad civil en el proceso de democratización del acceso al agua .	76
Conclusiones	77
Referencias bibliográficas	78
PREDICCIÓN DEL BALANCE HIDROLÓGICO PARA UNA CUENCA DE PÁRAMO ANDINO VENEZOLANO	81
Introducción	82
Materiales y métodos	83
Resultados y discusión	86
Conclusiones	89
Referencias bibliográficas	90
PROPUESTA PARA LA GESTIÓN DE RIESGO DE CONCESIONES DE AGUA POR AMENAZA DE SEQUÍA: CASO PILOTO RÍO TEMPISQUE	91
Introducción	91
Materiales y métodos	92
Resultados y discusión	93
Conclusiones	95
Reconocimientos	95
Referencias bibliográficas	96
INTER-BASIN TRANSFER FEASIBILITY STUDY: TRANSFER OF WATER FROM DRY HARBOUR MOUNTAINS HYDROLOGIC BASIN TO AUGMENT WATER SUPPLY IN RIO COBRE AND KINGSTON HYDROLOGIC BASINS, JAMAICA.....	97
Introduction	98
Aims	99
Materials and methods.....	99

Results and discussion	102
Conclusions and Recommendations	112
Acknowledgement.....	112
References.....	113
COMISIONES DE REGANTES: SISTEMAS DE RIEGO, NORMAS Y OBLIGACIONES.....	115
Introducción	116
Metodología	116
Resultados y discusión	118
Conclusiones	121
Referencias bibliográficas.....	122
CALIBRACIÓN DE LA ECUACIÓN FAO-PM PARA LA DETERMINACIÓN DE LA ET ₀ Y OPTIMIZACIÓN DEL USO DE AGUA EN INVERNADEROS EN ZONAS ALTO-ANDINAS...	125
Introducción	126
Objetivos	127
Metodología	127
Resultados y discusión	129
Conclusiones	137
Referencias bibliográficas.....	138
USO EFICIENTE DEL AGUA DE TRES ESPECIES (QUINUA, ALOE Y PROSOPIS) Y ESTRATEGIAS DE RIEGO DEFICITARIO. UNA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA COMO APOORTE DE LA AGRICULTURA DE DESIERTO A LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO	139
Introducción	140
Materiales y métodos.....	141
Resultados y discusión	141
Cómo será afectada la producción de alimentos y materias primas tradicionales por una reducción de la disponibilidad de agua como consecuencia del cambio climático	142
Estrategias que exhiben quinua, aloe y prosopis para lograr sus elevados niveles de EUA.....	143
Estrategias para mejorar la EUA usando riego deficitario controlado.....	144
Conclusiones	147
Referencias bibliográficas.....	148
SISTEMA AUTOMATIZADO PARA PRODUCCIÓN DE FORRAJE HIDROPÓNICO CON BAJO CONSUMO HÍDRICO	153

Introducción	154
Materiales y métodos	154
Resultados y discusión	158
Conclusiones	166
Reconocimientos	166
Referencias bibliográficas	166
ESTRATEGIAS PARA EL MANEJO EFICIENTE DEL RIEGO EN EL CULTIVO DE LA CAÑA EN COLOMBIA.....	169
Introducción	170
Programación de los riegos en el cultivo de la caña de azúcar en Colombia.....	171
Uso del método del balance hídrico.....	172
Adecuación del método	173
Ventajas y limitaciones.....	173
Programación del riego mediante el uso de sensores.....	173
Selección de la variable y de los sensores para su medición.....	173
Definición de los criterios para el uso de sensores de potencial mátrico en la programación de los riegos en el cultivo de la caña	174
Implementación de una red piloto para el monitoreo del potencial mátrico del suelo	176
Funcionamiento y desempeño de las estaciones de monitoreo	177
Uso del método para la programación de los riegos en el cultivo de la caña.....	178
Referencias bibliográficas.....	179
REMOCIÓN DE NITRATO MEDIANTE BARRERAS REACTIVAS PARA SU APLICACIÓN EN AGUA SUBTERRÁNEA	181
Introducción	182
Materiales y métodos	182
Resultados y discusión	184
Conclusiones	187
Reconocimientos	187
Referencias bibliográficas.....	187
MÉTODOS PARA EVALUACIÓN Y PROPUESTA DE CONTROL DE LA EUTROFICACIÓN EN CUERPOS DE AGUA.....	189
Introducción	190
Métodos	190
Resultados y discusión	194
Futura presa El Arcediano	194

Conclusiones	197
Agradecimientos	198
Referencias bibliográficas	198
CONCLUSIONES.....	201

Prefacio

La gestión del agua en América Latina y el Caribe es un desafío que aumenta en complejidad con respecto al cambio climático en relación a diferentes factores como el crecimiento poblacional, el aumento del área de agricultura de regadío, desarrollo, industrialización, entre otros. En respuesta a los problemas, se han desarrollado e implementado varias iniciativas exitosas para mejorar la gestión sostenible del agua. Sin embargo, muchas de éstas no se están difundiendo adecuadamente en la región.

Para abordar esta brecha, el Programa Hidrológico Intergubernamental (PHI) de la UNESCO para América Latina y el Caribe (PHI-LAC), en el marco del Programa G-WADI en coordinación con el Centro Regional del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC) –actual secretaría de G-WADI LAC- y el “Proyecto de seguridad hídrica y adaptación al cambio climático en cuencas fluviales alimentadas por glaciares peruanos” (Proyecto RAHU, por sus siglas en inglés) coordinaron esfuerzos para recopilar información sobre técnicas tradicionales y modernas para la gestión sostenible del agua. De esta manera se organizó el Seminario “Hacia la gestión sostenible del agua en América Latina y el Caribe: intercambio de experiencias de métodos para conservar, aumentar la disponibilidad y mejorar la eficiencia del uso del agua” del 5 al 6 de agosto de 2019 en Lima, Perú.

El encuentro reunió a más de 20 investigadores, técnicos y profesionales latinoamericanos para discutir el estado de la gestión del agua en la región y exponer técnicas y tecnologías para incrementar la eficiencia del uso del agua y su gestión ambiental y sostenible, bajo los complejos escenarios presentados por los cambios globales. El seminario permitió recopilar, intercambiar y transmitir a la comunidad interesada en el uso sostenible del agua, conocimientos y experiencias sobre diferentes técnicas de gestión sostenible del agua, así como desarrollar y discutir análisis críticos y sólidos.

Esta publicación presenta las tendencias en investigación y tecnología hacia el uso eficiente del agua en América Latina y el Caribe, los avances en el desarrollo o recuperación de técnicas que ayuden al uso sustentable del agua, las fortalezas y debilidades de las técnicas identificadas, y las posibilidades de adopción de estas técnicas en diversas partes de la región. Las metodologías identificadas podrían ser replicadas, extrapoladas o adaptadas localmente, lo que también podría contribuir a implementar el Objetivo 6 de la Agenda de Desarrollo Sostenible hacia el acceso universal al agua potable y saneamiento, pero también hacia la meta específica del ODS 6.4, que se enfoca en lograr el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores, asegurando la sostenibilidad de la extracción de agua dulce y el suministro de agua dulce.

Lograr el futuro que queremos depende en gran medida de la gestión de los recursos hídricos. Mejorar su eficiencia es la forma de abordar la escasez y ponerla a disposición de toda la población. Espero que esta publicación pueda respaldar ese proceso.

Abou AMANI
Secretario a.i., Programa Hidrológico Internacional (PHI)
Director a.i. de la División de Ciencias del Agua UNESCO

Estrategias para aumento de la disponibilidad y mejoramiento de la eficiencia hídrica en América Latina y el Caribe

Miguel de França Doria,¹ Magali García,² Gabriel Mancilla³

La región de América Latina y el Caribe se caracteriza, en términos generales, por su abundancia hídrica: aproximadamente 13.000 km³/año o casi 30% de los recursos hídricos renovables del planeta. La región incluye la mayor cuenca (el Amazonas), el mayor acuífero transfronterizo (el Guaraní), el humedal más largo (Pantanal) y el estuario más ancho del planeta (el Plata), además de la casi totalidad de los glaciares tropicales (en los Andes) y de importantes sistemas lagunares (e.g. Titicaca, Mar Chiquita, Atitlán). Esta riqueza y variabilidad hídrica con gran riqueza de biodiversidad y cultural, contribuye significativamente para su desarrollo económico con importantes exportaciones de agua virtual para regiones con más carencia. La distribución de los recursos hídricos en la región es todavía bastante heterogénea, existiendo significativas disparidades entre países y dentro de los países de América Latina y el Caribe, además de la variabilidad estacional que se verifica en varias cuencas. Por otra parte, la región cuenta también con cerca de 4,5 millones de km² de zonas áridas y semiáridas, incluyendo el desierto no-polar más árido del mundo, el Atacama. La distribución humana y de actividades productivas se relaciona geográficamente con la distribución de los recursos hídricos, pero esta coincidencia no es perfecta y cerca de un cuarto de la población vive en cuencas con escasez hídrica.

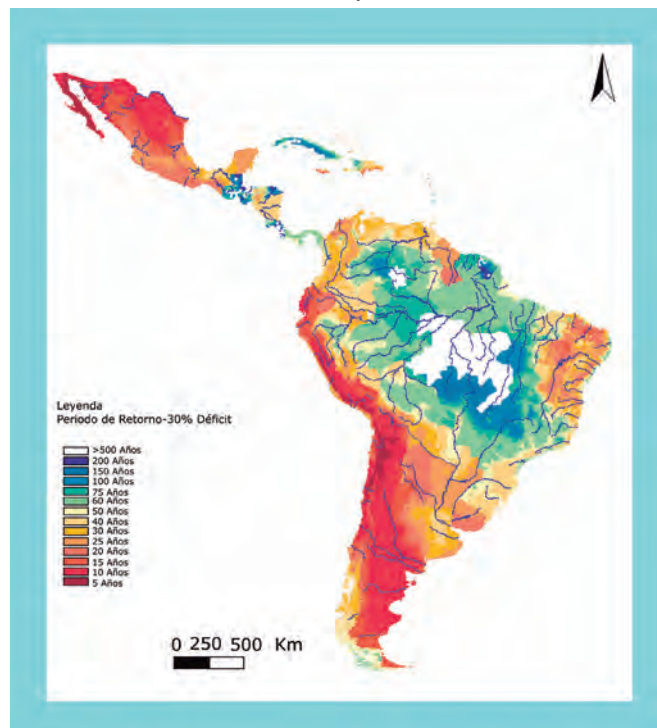
En las últimas décadas, se verificaron importantes cambios de acuerdo con las tendencias globales. La población de la región casi se ha cuadruplicado desde 1950, cuando tenía 169 millones de personas, hasta los cerca de 650 millones actuales –lo que implica que la cantidad de recursos hídricos per cápita bajó casi cuatro veces–. También se registra una importante concentración de la población en este periodo, pasando del 40% al 80% de proporción de población urbana. A pesar de este crecimiento, se evidencian avances notables y actualmente más del 95% tiene acceso a fuentes mejoradas de agua y el 83% tiene saneamiento mejorado. Otro importante cambio del uso del suelo con implicaciones para los recursos hídricos incluye la deforestación de vastas áreas, asociada con el aumento de los procesos de erosión y sedimentación en muchas cuencas. Cerca del 10% de los ríos sufre de contaminación orgánica severa (DBO > 8 mg/l) y solo cerca del 20% de las aguas residuales se tratan. El cambio climático presenta grandes desafíos para la región, con el aumento significativo de la frecuencia de sequías e inundaciones, además de los huracanes y aumento del nivel del mar que impactan los recursos hídricos de las zonas costeras y las islas del Caribe. En las últimas décadas se verificó el rápido receso de los glaciares andinos. Se ha alcanzado el “pico hídrico” para muchos glaciares de los Andes, y la escorrentía de agua de deshielo continuará disminuyendo en el futuro (UNESCO, 2019).

1 Hidrólogo Regional del PHI para América Latina y el Caribe, UNESCO Montevideo. Correo electrónico: m.doria@unesco.org

2 Proyecto Manejo Antropogénico de Suelos, Facultad de Ingeniería-Universidad Mayor de San Andrés. La Paz, Bolivia. Correo electrónico: magalygc1@yahoo.es

3 Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC). Correo electrónico: gmancilla@cazalac.org

Recurrencia media de una precipitación anual equivalente a un déficit de 30% respecto de lo normal



Fuente: UNESCO, 2019.

En este complicado contexto, el aumento de la disponibilidad y mejoramiento de la eficiencia hídrica se asumen como prioridades para el desarrollo sostenible de la región, con sus componentes ambientales, sociales y económicas. Como parte del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6, que pretende garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos, se incluye la meta 6.4: “De aquí a 2030, aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua”. El indicador utilizado para el monitoreo del uso eficiente (6.4.1) en el contexto de esta meta se ha definido de forma económica, correspondiendo al valor añadido en el tiempo por unidad de agua utilizada, expresado en USD/m³, para los sectores agrícola, industrial y de servicios. El indicador es calculado como la suma del uso eficiente del agua en cada uno de esos sectores, ponderado en función del porcentaje de agua utilizada en cada sector. Los valores de referencia para este indicador fueron recién determinados y apuntan a un promedio de eficiencia de 15 USD/m³ a nivel mundial, con grandes diferencias entre los países y regiones del mundo (FAO, 2018). La eficiencia más baja se verifica en Asia Central y Meridional (2 USD/m³) y la más elevada en Oceanía (50 USD/m³). En este indicador, la eficiencia hídrica de América Latina y el Caribe se estima actualmente en cerca de 13 USD/m³, ligeramente debajo del promedio mundial. Tal como en otras regiones, el sector agrícola es el principal usuario de recursos hídricos y el menos eficiente a nivel económico.

Otras metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 incluyen el acceso universal al agua potable y la protección y restablecimiento de los ecosistemas relacionados con el agua. En el caso de América Latina y el Caribe, los servicios proporcionados por los ecosistemas son considerados una de sus principales riquezas, y a pesar de que no sean contabilizados como bienes de mercado, presentan una contribución vital para nuestra sobrevivencia y fundamental para el desarrollo

económico. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible están profundamente interconectados y esto es evidente en relación con el agua. Sin el acceso universal al agua y saneamiento y la gestión sostenible de este recurso no es posible lograr ninguno de los demás Objetivos como, por ejemplo, la erradicación de la pobreza (ODS1), la lucha contra el hambre (ODS2), una buena salud (ODS3), la igualdad de género (ODS5) o la preservación de la flora y fauna acuáticas (ODS14).

Datos nacionales en América Latina y el Caribe para el indicador relativo al uso eficiente del agua (WUE) en los sectores agricultura, MIMEC (minas y canteras; industrias manufactureras; suministro de electricidad, gas, vapor y aire acondicionado; construcción) y servicios, con el porcentaje (P) de agua utilizado por cada sector en relación con uso total

País	WUE Agricultura (USD/m ³)	WUE MIMEC (USD/m ³)	WUE Servicios (USD/m ³)	P Agricultura (%)	P MIMEC (%)	P Servicios (%)	WUE (USD/m ³)
Antigua y Barbuda	2,4	70,3	120,6	16	22	63	91,2
Argentina	0,2	35,5	53,3	74	11	15	12,1
Barbados	0,7	98,8	160,6	68	8	25	47,7
Belice	0,2	8,9	56,4	68	21	11	8,4
Bolivia	0,2	256,2	75,7	92	2	7	9,1
Brasil	0,3	34,5	53,8	55	17	28	21,2
Chile	0,2	15,6	71,0	83	13	4	4,8
Colombia	0,6	29,1	36,1	54	19	27	15,5
Costa Rica	0,8	40,7	45,7	57	11	32	19,7
Cuba	0,2	25,0	35,8	65	11	24	11,5
Ecuador	0,5	45,6	28,8	81	6	13	6,7
El Salvador	0,2	29,1	27,5	68	10	22	9,2
Guatemala	0,8	22,5	33,2	57	18	25	12,9
Guyana	0,2	31,8	21,2	94	1	4	1,5
Haití	0,2	56,7	19,1	83	4	13	4,6
Honduras	0,2	29,5	20,0	73	7	20	6,2
Jamaica	0,4	41,3	31,0	55	9	35	15,1
México	0,2	47,9	52,0	77	9	14	11,9
Nicaragua	0,3	36,9	18,6	77	5	19	5,4
Panamá	0,3	947,5	53,2	43	1	56	39,1
Paraguay	0,1	39,5	28,5	79	6	15	6,9
Perú	0,5	208,0	66,3	89	2	9	11,0
República Dominicana	0,2	24,7	41,4	80	8	12	7,1
Surinam	1,0	10,8	35,2	70	22	8	5,9
Trinidad y Tobago	1,7	105,8	45,6	4	34	62	63,9
Uruguay	0,2	80,4	43,2	87	2	11	6,8
Venezuela (República Bolivariana)	0,4	212,0	26,2	74	4	23	13,7

Fuente: FAO, 2018.

WUE = water-use efficiency

MIMEC = mining and quarrying; manufacturing; electricity, gas, steam and air conditioning supply; constructions

Respecto del ODS5 y la igualdad de género, la brecha se verifica en varios niveles y en los diversos sectores que hacen uso del agua. A este respecto, América Latina y el Caribe presenta características distintas de otras regiones. Por ejemplo, en la región, la mayoría (80%) de las mujeres desarrollan su actividad profesional a nivel de servicios y cerca de un 75% de los profesionales del sector agrícola son hombres. Esto contribuye a explicar por qué solo en la región de América Latina y el Caribe el porcentaje de varones a cargo de la recolección de agua supera proporcionalmente al porcentaje de mujeres con las mismas funciones, tanto en el mundo rural como en el urbano. Sin embargo, el mayor involucramiento de las mujeres en el sector de servicios, el sector con mayor eficiencia hídrica debería ser abordado con una mayor participación a nivel de la gestión y gobernanza de los recursos hídricos. Para esto se deberían involucrar más mujeres en acciones de capacitación sobre temas hídricos y generar condiciones para un mayor involucramiento de la mujer en la gestión del agua. Por otro lado, se debe también garantizar condiciones adecuadas para la mujer en los sectores donde su presencia es minoritaria, incluso en aspectos básicos como es el tema del saneamiento en el medio rural.

A nivel de las metas del OSD6 se verifica asimismo una condición de interdependencia, donde el desarrollo sostenible solo es posible bajo sus componentes ambiental, social y económico de forma inseparable. En este contexto, cabe desarrollar tres ejes prioritarios, enfocados en las siguientes soluciones prácticas para la región: (1) técnicas que conservan y aumentan la disponibilidad de agua, (2) técnicas que mejoran la eficiencia del uso del agua en la agricultura, y (3) técnicas orientadas al manejo y conservación de agua para los ecosistemas. Estos ejes fueron discutidos en el seminario “Hacia una gestión sostenible del agua en América Latina y el Caribe: intercambio de experiencias de métodos para conservar, aumentar la disponibilidad y mejorar la eficiencia del uso del agua” (Lima, 5 al 6 de agosto de 2019), organizado por el Programa Hidrológico Intergubernamental (PHI), el Centro Regional del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC) y el proyecto “Seguridad hídrica y adaptación al cambio climático en cuencas hidrográficas peruanas alimentadas por glaciares (RAHU)”. Las discusiones y conclusiones de este seminario se presentan seguidamente.

Técnicas que conservan y aumentan la disponibilidad del agua

La discusión inicial se dedicó a describir un caso de estudio sobre un proyecto en fase primaria que medirá el retroceso de glaciares peruanos, la disponibilidad de agua para el consumo humano y las necesidades de los ecosistemas en las zonas andinas. Se describió la importancia de lograr un mayor conocimiento sobre las dinámicas hidrológicas de los ecosistemas dependientes de glaciares y de potencialidades de amortiguación y regulación por parte de ecosistemas intermedios, como los bofedales. Se concluyó que, para muchos sistemas glacio-hidrológicos de los Andes, no se dispone de suficiente información, ya que la investigación se ha concentrado en algunos glaciares puntuales, la mayor parte no tropicales. Se tiene claro que los glaciares tropicales son parte de sistemas hidrológicos intensamente utilizados por ecosistemas y por zonas urbanas y rurales productivas. Por tanto, si se desea evaluar sus potencialidades para incrementar la disponibilidad de agua, o al menos mantener la actual, es necesario conocer en detalle estos sistemas. Para ello, en el caso específico presentado, se prevé el desarrollo de un modelo glacio-hidrológico que integre la formulación de estrategias de adaptación a la escasez del agua que permitan aumentar la disponibilidad hídrica local y alcanzar una seguridad hídrica a largo plazo. Durante la discusión se realizaron sugerencias sobre la necesaria integración de los actores y usuarios del sistema para evitar conflictos que se tornan frecuentes.

La importancia de los caudales regulados por glaciares y humedales altos andinos fue destacada posteriormente, no solo para los sistemas que dependen de los glaciares en áreas de gran altitud, sino también en relación con las cuencas afectadas en las tierras bajas. Se presentó el caso del uso de tecnologías alternativas, en esta ocasión, ancestrales, de recarga de acuíferos a través de la recuperación de obras antiguas que, con gran precisión y muy bien ubicadas, pueden recargar los acuíferos necesarios aguas abajo, aprovechando la geología local y las tormentas eventuales que ocurren en zonas altas de las cuencas.

Específicamente en referencia a la hidrología amazónica, se reportó que, por sus características propias, como distancia, dificultad de acceso, etcétera, cuentan con una cantidad reducida de estudios y muy poca caracterización hidrológica. Dado que no es esperable poder contar con información de terreno de estaciones meteorológicas en la zona, es necesario evaluar técnicas alternativas de generación de información descriptiva que sirva de guía para el manejo de la disponibilidad de agua. En este contexto, se presentaron estudios sobre regionalización, modelado y estimación indirecta de patrones hidrológicos en cuencas dependientes de glaciares, que cubren diferentes tipos de ecosistemas, como páramos ecuatoriales de mediana altitud, cuencas amazónicas, etcétera.

En el mismo eje de análisis, se discutió sobre las acciones que, al presente, se están llevando adelante para aumentar la disponibilidad de agua en contextos urbanos que están próximos a agotar sus fuentes tradicionales. Acudir a otras cuencas se torna a veces como la única opción, con dimensionamientos bastante precisos. Sin embargo, la visión de trabajar solo con la oferta está llegando a límites poco deseables, pues el uso indiscriminado del recurso provoca, de manera más frecuente, situaciones de estrés hídrico en zonas urbanas. En respuesta a lo anterior, se estimó incluir dentro de las recomendaciones del Seminario, el trabajar no solo en la disponibilidad, sino que también se debe enfatizar en la necesidad urgente de racionalizar la demanda de agua a nivel global.

En este eje de trabajo, se coincidió en que la determinación de la disponibilidad de agua y las formas de incrementarla dependen fuertemente de la información disponible. El concepto general es que la disponibilidad de datos, los estudios y la investigación son muy reducidos y ese es el contexto en el que se debe manejar la seguridad hídrica. La mayoría de los resultados de estudios realizados en la zona, sobre su meteorología, climatología y recursos hídricos, muestran una alta incertidumbre sobre la disponibilidad del recurso en la actualidad y habrá mucha menos seguridad en el futuro. Entonces, se identifica una clara necesidad de recopilación de datos, asimilación, reconstrucción u otro tipo de técnicas que, en base a tecnologías disponibles, permitan contar con información más precisa con base en la cual se puedan tomar acciones que permitan contar con más agua disponible.

Otra cuestión planteada durante las presentaciones estuvo relacionada con la calidad del agua. La mayoría de las ciudades de América Latina y el Caribe (ALC) dependen de fuentes ya contaminadas, tanto cuerpos de agua como acuíferos o ríos. La disponibilidad de agua puede ser incrementada también a través de la rehabilitación de esas fuentes. En esta región, las descargas de aguas residuales urbanas están aumentando debido al crecimiento de la población y la expansión de los servicios de abastecimiento de agua y saneamiento. La mayor cantidad de aguas residuales urbanas se debe a la expansión de la población urbana y al mayor uso de agua por habitante. Sin embargo, menos del 60% de estas instalaciones están conectadas a sistemas de alcantarillado. Informes publicados por diversas instituciones advierten que en la mayor parte de la región el incremento de la población con acceso a instalaciones sanitarias no

ha sido acompañado de una expansión paralela del tratamiento de aguas residuales, en general debido a limitaciones financieras.

A pesar del gran potencial que existe para la reutilización directa, segura y planificada de aguas en la región, la mayor parte de las aguas residuales se vierten, sin aprovecharse, al mar o a los cursos de agua donde se reutilizan aguas abajo de manera indirecta y muchas veces no intencionada en cientos de miles de hectáreas de cultivos, lo que supone serios riesgos para la salud de las personas y del medio ambiente.

Dos presentaciones mostraron investigaciones piloto y técnicas para identificar y tratar la contaminación del agua. La eutrofización del agua se describió específicamente en cuerpos de agua profundos donde no solo se debe considerar la contaminación superficial, sino que también la importante acumulación profunda de nutrientes inmovilizados. Esto complica el tratamiento del agua porque estos nutrientes se liberan con lentitud y contaminan nuevamente el agua superficial, lo cual debe ser considerado en las plantas de tratamiento de agua. Se exploraron soluciones y se presentó una tecnología relacionada con el uso de dispositivos de control y tratamiento simultáneo, aunque los costos continúan siendo una limitación. Sin embargo, muchas ciudades de ALC podrían verse obligadas a invertir en este tipo de instalaciones en el futuro, evidenciando que la necesidad de investigación y desarrollo de tecnología en esta área es urgente.

Durante las discusiones también se identificó la necesidad de explorar más tecnologías para incrementar la disponibilidad de agua en la región. Algunas opciones identificadas como necesarias y que ya se están trabajando son: el tratamiento de aguas residuales domésticas por medios directos e indirectos, que pueden ser reutilizadas para riego, para la recarga de acuíferos o para destinarlas a usos domésticos no consuntivos. La recarga de acuíferos debe ser una actividad prioritaria, especialmente en regiones donde la precipitación se presenta en grandes cantidades, pero en periodos concentrados. Para ello, se requiere desarrollar tecnologías que permitan un intenso monitoreo hidrológico, integrado a tecnologías indirectas como el uso de sensores remotos que, con el avance tecnológico, ofrecen cada vez más y mejores prestaciones.

Técnicas para mejorar el uso eficiente del agua en la agricultura

En la sesión se presentaron varios resultados de acciones para reducir las pérdidas de agua en la agricultura y/o aumentar la eficiencia del uso del agua de sistemas cultivados. Inicialmente, se discutió la consideración de que el uso del agua de los cultivos y el riego son importantes de tener en cuenta al debatir sobre la seguridad alimentaria en la región, pues gran parte de la agricultura se desarrolla a secano, incrementando su vulnerabilidad al impacto del cambio climático. En un futuro cercano, se requeriría una expansión del área bajo riego, pero con una urgente mejora de la eficiencia del uso del agua, ya que existe una incompatibilidad entre el suministro de alimentos y los recursos hídricos limitados mal o ineficientemente utilizados.

La primera parte de la sesión fue cubierta por cinco presentaciones que mostraron técnicas o investigaciones relacionadas con la reducción del uso del agua para producir la misma cantidad de biomasa o de producto cosechable. Se introdujeron avances de investigación y aplicación práctica de dos casos exitosos de mejora de la productividad del agua agrícola, uno para mejorar la eficiencia del uso del agua en forrajes mediante la producción hidropónica y el otro relacionado con el uso más eficiente del agua en invernadero y su relación con la actividad fotosintética en zonas afectadas por intensa radiación directa. El uso intensivo de agua para producir en extensiones menores se demostró como factible, especialmente para vegetales y forraje, aunque al presente todavía los costos de producción podrían ser altos. Sin embargo, la

declaración relativamente frecuente de emergencias por eventos extremos negativos en la región LAC muestra la necesidad de acciones que deben ser ágiles y de resultados rápidos, similares a los presentados.

Las presentaciones también cubrieron un control eficiente del uso del agua a través de instalaciones patentadas de control de agua en canales y sensores de monitoreo en campo que podrían ahorrar importantes cantidades de agua, incluso en cultivos extensivos a gran escala. En general, se reportó un ahorro de alrededor del 50% del uso en las diferentes experiencias presentadas, lo que demuestra que, ya sea a través del mejor monitoreo o de técnicas innovadoras, ambientes acondicionados y monitoreo agroclimático de los parámetros del agua del suelo del campo, estos niveles de ahorro de uso de agua son alcanzables. En el área fisiológica, se presentó la potencialidad de la gran diversidad de cultivos que existen en América, con una mención a cultivos de Sudamérica, los que presentan mecanismos fisiológicos particulares en especies resistentes y adaptables a la sequía, abriendo la posibilidad de discutir sobre las opciones de producción de cultivos en condiciones extremadamente secas y/o el uso genético de esas características en el uso extremadamente eficiente del agua.

En el área social, una presentación permitió intercambiar ideas y reflexiones sobre la necesidad de apoyar a las organizaciones sociales encargadas del control del agua, resaltando el compromiso de las comunidades locales y los pueblos indígenas para monitorear y controlar los derechos de agua para el riego y la eficiencia del uso del agua desde la perspectiva del conocimiento local. Involucrar a las comunidades locales, los pueblos indígenas y los ciudadanos en la aplicación de acciones de eficiencia en el uso del agua, podría mejorar el equilibrio hídrico dentro de las cuencas en ALC. Esto se debe a que el agua es el eje alrededor del cual muchas comunidades evolucionaron y su organización podría mantener el equilibrio y la gobernanza e incrementar la eficiencia en su uso.

La aceptación de que esas colectividades produzcan información útil también es crucial, ya que la comprensión de sus conocimientos y prácticas proporciona enfoques clave sobre cómo los fenómenos naturales se manifiestan e impactan a nivel local y qué recursos locales deben involucrarse en la gestión del riesgo presente en esos fenómenos. Un claro ejemplo fue el relacionado con la conservación y el mantenimiento de canales antiguos que conservan el equilibrio hidrológico en la cuenca que rodea la ciudad de Lima.

Adicionalmente, se destacaron experiencias no presentadas pero que se trabajan en América Latina y el Caribe, fundamentalmente relacionadas al manejo agroecológico de la producción agrícola, a la integración del manejo agrícola dentro de acuerdos ambientales globales como el Acuerdo de Labor Conjunta de Koronivia sobre Agricultura, a incursiones en biotecnología agrícola y a la masificación de sistemas agrícolas con aportes de insumos como riego, fertilización adecuada y sostenible, entre otros.

Técnicas orientadas al manejo y conservación de agua para los ecosistemas

Las presentaciones en esta sesión enfocaron sus puntos de vista en varias acciones demostrativas que muestran que el mantenimiento y la conservación de agua para los ecosistemas son factibles en la región, pero, también, que hay pocas áreas de investigación y resultados disponibles, y mucho menos monitoreo a largo plazo. Además, las experiencias muy valiosas tuvieron que enfrentar una severa restricción de datos debido al poco monitoreo regular de la mayoría de los acuíferos en ALC. En todos los casos, una comparación mostró que las ganancias de agua para recargas de acuíferos profundos o para uso ecosistémico son en general de tipo perceptivo, pues

en la mayor parte de los casos, no se realizan mediciones y, por tanto, no hay datos disponibles. Entonces, en general, la efectividad de las acciones no pudo demostrarse cuantitativamente en forma comparativa.

También se abordó la gobernanza del agua, esta vez para evaluar una propuesta de monitoreo del recurso en una cuenca directamente afectada por eventos atmosféricos, principalmente El Niño, que es el más importante evento atmosférico global en la región de ALC. Este monitoreo puede favorecer una gestión más eficiente que reduciría el estrés del ecosistema, dadas las tasas de extracción para riego y otros usos en las cuencas de la región que se encuentran en estado crítico de uso de agua y que reducen su disponibilidad, aún más, bajo condiciones de eventos ENSO.

En todos los casos, se destacó un claro interés de las comunidades para ser parte del monitoreo, acuerdos, conservación y otras acciones relacionadas. Al igual que lo señalado en el resto de las sesiones, los problemas técnicos y las propuestas dependen en gran medida de la participación de los interesados, sin los cuales la sostenibilidad y la viabilidad de estas medidas serían difíciles. Pero la falta de información previa afecta la medición de la efectividad, pues no existe información referencial con la cual se pueda comparar los resultados o propuestas.

Finalmente, se destacó la reducida investigación y resultados que existen en esta área de conocimiento que, si bien se encuentra integrada a estudios más globales, requiere de un énfasis específico relacionado con el manejo del agua en la región.

Referencias bibliográficas

- FAO (2018). *Progresos en el uso eficiente de los recursos hídricos: valores de referencia mundiales para el indicador 6.4.1 de los ODS*. Roma: FAO y ONU-Agua. 56 pp.
- IANAS (2019). *Calidad del Agua en las Américas. Riesgos y Oportunidades*. Ciudad de México.
- UNESCO-CODIA (2019). “Garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. *Documento Técnico del PHI-LAC N.º 40*. Montevideo.
- Schoolmeester, T.; Johansen, K. S.; Alfthan, B.; Baker, E.; Hesping, M.; Verbist, K. (2018). *Atlas de Glaciares y Aguas Andinos. El impacto del retroceso de los glaciares sobre los recursos hídricos*. UNESCO y GRID-Arenda.
- World’s Women (2010). *Trends and Statistics*. UNDESA.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO) (2019). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás*. París: UNESCO.

Incrementando la seguridad hídrica en el contexto del derretimiento glaciar en la cuenca del Vilcanota-Urubamba

Increasing water security in the context of glacier shrinkage in the Vilcanota-Urubamba basin

Fabian Drenkhan,⁴ Wouter Buytaert,⁵ Pedro Rau⁶ y Walescka Cachay⁷

Resumen: En los Andes de Perú, la escorrentía de glaciares tropicales provee de agua para la subsistencia humana y para los ecosistemas agua abajo durante todo el año. Sin embargo, el derretimiento glaciar acelerado, en combinación con una alta vulnerabilidad humana y natural, aumentan el potencial de riesgos hídricos. En este contexto, el proyecto “Seguridad Hídrica y Cambio Climático en Cuencas Hidrográficas alimentadas por Glaciares” (RAHU, por su sigla en inglés) tiene como objetivo coleccionar nuevos datos y modelar de forma integrada procesos glaciares e hidrológicos en la cuenca del Vilcanota-Urubamba en el sur de Perú. Para ello, se centra particularmente en el monitoreo hidrológico participativo de subcuencas cubiertas por glaciares y humedales altoandinos en estrecha colaboración con un equipo de investigación de Perú y Reino Unido, así como con grupos de formulación de política y uso de agua locales y regionales. Los datos coleccionados representan un insumo esencial para mejorar la comprensión del rol hidrológico de los glaciares y bofedales andinos en un contexto de la disponibilidad hídrica aguas abajo y para incrementar la seguridad hídrica en la región a largo plazo.

Palabras clave: Derretimiento glaciar, seguridad hídrica, monitoreo participativo, infraestructura natural, adaptación, Cusco.

Abstract: In the Peruvian Andes, year-round streamflow from tropical glaciers supports human livelihoods and ecosystems further downstream. However, rapid shrinking of glaciers, in combination with high human and natural vulnerability, increases the potential of water-related risks. In this context, the project Water security and climate change adaptation in Peruvian glacier-fed river basins (RAHU) aims at collecting new data and integrating modelling of glacier and water-related processes in the Vilcanota-Urubamba basin in southern Peru. Therefore, a focus has been put on participatory hydrological monitoring of glaciated and high-Andean wetland-covered subbasins in close collaboration with a Peruvian and British research team, as well as local and regional policy making and water use groups. The collected data represent a crucial input for improved understanding of the hydrological role of glaciers and Andean peat bogs in the context of downstream water availability in order to increase long-term water security in the region.

Keywords: Glacier shrinkage, water security, participatory monitoring, natural infrastructure, adaptation, Cusco.

4 Imperial College London, UK. Correo electrónico: f.drenkhan@imperial.ac.uk.

5 Imperial College London, UK. Correo electrónico: w.buytaert@imperial.ac.uk

6 Universidad de Ingeniería y Tecnología, Perú. Correo electrónico: prau@utec.edu.pe

7 Universidad de Ingeniería y Tecnología, Perú. Correo electrónico: ccachay@utec.edu.pe

Introducción

En los Andes Tropicales, los impactos del cambio climático se evidencian claramente en la fuerte reducción de la extensión glaciaria a un ritmo de pérdida de área de aproximadamente 1-2% al año (Rabatel *et al.*, 2013; Vuille *et al.*, 2018). Las proyecciones de la posible evolución glaciaria hacia finales del siglo XXI en la misma región sugieren una fuerte elevación de la línea de nieve y, consecuentemente, de la Altitud de la Línea de Equilibrio (ELA) de unos 200 m (RCP2.6) a 700 m (RCP8.5) (Réveillet *et al.*, 2015; Schauwecker *et al.*, 2017; Drenkhan *et al.*, 2018; Vuille *et al.*, 2018; Cuesta *et al.*, 2019). Este desarrollo implicaría un derretimiento completo de los glaciares ubicados por debajo de unos 5.400-5.700 m s.n.m. (Rabatel *et al.*, 2013) y, probablemente, la pérdida de una gran parte del volumen de agua almacenada (Réveillet *et al.*, 2015; Drenkhan *et al.*, 2019). Estos posibles impactos del retroceso glaciario ponen en riesgo a la seguridad hídrica para la subsistencia humana y los ecosistemas en la región andina (Buytaert *et al.*, 2017; Vuille *et al.*, 2018). Por un lado, la oferta de agua se ve afectada conforme se va reduciendo la masa de hielo en subcuencas altamente glaciadas: el caudal del río puede estar sujeto a reducciones espacio-temporales (por ejemplo, en la época seca y en cabeceras de cuenca) e indicar una mayor variabilidad en un régimen crecientemente pluvial (Kaser *et al.*, 2010; Baraer *et al.*, 2012). Por otro lado, una mayor demanda de agua promovida por el crecimiento de la agricultura bajo riego, producción hidroenergética y población, así como procesos de urbanización, genera mayores presiones en los recursos hídricos (Buytaert, De Bièvre, 2012; Drenkhan *et al.*, 2019).

En Perú, que concentra la mayor extensión glaciaria tropical del mundo (~70%), el área glaciaria ha disminuido sustancialmente en las últimas cinco décadas (~54%), de unos 2.400 km² en 1962 a 1.285 km² en 2016 (INAIGEM, 2018). Esta región de estudio es compleja en términos físico-naturales así como culturales, y sus interrelaciones entre las variables de oferta y demanda de agua son multidimensionales y, por ende, persisten muchas incertidumbres (Drenkhan *et al.*, 2015). Además, existen fuertes limitaciones en cuanto a la disponibilidad de datos glacio-hidroclimáticos y socioeconómicos confiables a largo plazo (Huggel *et al.*, 2015). Por lo tanto, los procesos y las conexiones entre el cambio climático, el derretimiento de los glaciares, la seguridad hídrica y la capacidad de adaptación local son poco comprendidos (Salzmann *et al.*, 2013; Huggel *et al.*, 2015). En este contexto, entender estos procesos, sus impactos e implementar estrategias adecuadas de adaptación para un futuro incierto, basadas en la ciencia, requieren un enfoque integrado e interdisciplinario. Además, múltiples conflictos de agua que prevalecen en Perú hacen visible la necesidad de una gobernanza de recursos hídricos orientada a una gestión adaptativa que sea más participativa, segura y sostenible (Lynch, 2012; Drenkhan *et al.*, 2015).

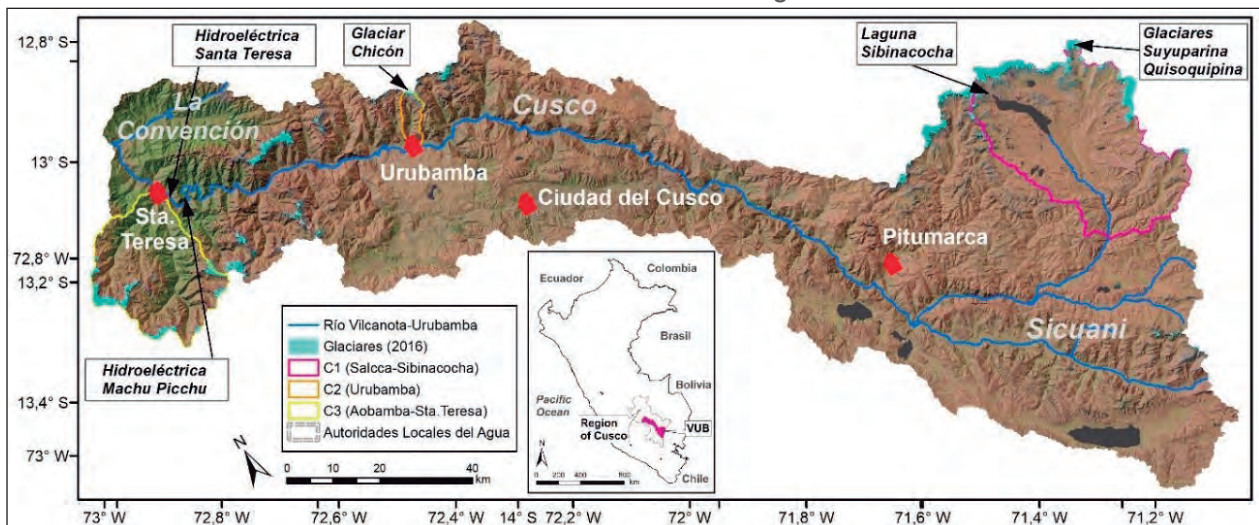
En este marco, el nuevo proyecto internacional “Seguridad Hídrica y Cambio Climático en Cuencas Hidrográficas alimentadas por Glaciares” (RAHU, por su sigla en inglés) propone abordar estos desafíos con un consorcio de investigación internacional (Perú y Reino Unido) y formuladores de política locales. Para ello, se prevé el desarrollo de un modelo glacio-hidroclimático integrando la formulación de estrategias de adaptación a la escasez del agua que soporten la toma de decisión en la implementación de medidas de adaptación para sostener y aumentar la disponibilidad hídrica local y alcanzar una seguridad hídrica a largo plazo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio de RAHU se encuentra en la cuenca del Vilcanota-Urubamba (Cusco, Figura 1). Con un total del 34% (~255 km²) de la superficie glaciar en Perú (INAIGEM, 2018), la Cordillera Vilcanota representa el segundo fragmento glaciar tropical más grande del mundo. Una parte importante (~84 km²) de esta cadena montañosa está ubicada en la cuenca del río Vilcanota-Urubamba que, además, abarca partes de la Cordillera Urubamba (~18 km²) y la Cordillera Vilcabamba (~39 km²) aguas abajo (Drenkhan *et al.*, 2018). La contribución glaciar anual a la escorrentía superficial del río Vilcanota-Urubamba en las cabeceras de cuenca altamente glaciadas, es considerable (del 35% a más del 50%) disminuyéndose hacia el Valle Sagrado (<10%) y la cuenca baja (<4%) (Buytaert *et al.*, 2017). Sin embargo, el derretimiento glaciar a una tasa considerable de 1,3%/año en área y 0,7% en volumen dentro de las últimas cuatro décadas, evidencia una fuerte pérdida de hielo y agua en un orden de 1,7 km³ y 1,5 km³, respectivamente (Drenkhan *et al.*, 2018). La cuenca Vilcanota-Urubamba se extiende en un área total de 11.048 km² desde los 6.372 m s.n.m. (Nevado Ausangate, altiplano) hasta la desembocadura cerca de Santa María a 1180 m s.n.m.

Figura 1. Lista conjunta de la cuenca del Vilcanota-Urubamba con las tres subcuencas enfocadas (C1, C2 y C3), extensión glaciar, mayores centros poblados y regiones de las autoridades locales del Agua



Fuente: Modificado de Drenkhan *et al.* (2018).

Se puede diferenciar un clima altoandino semiárido con una pronunciada estación seca en invierno austral (mayo-setiembre) en las cabeceras de cuenca (por ejemplo, C1, Figura 1), mientras que aguas abajo (por ejemplo, C3, Figura 1) persiste una transición con bosques húmedos montanos hacia la selva tropical (Figura 2). Eso significa que la subsistencia humana en las cabeceras de cuenca está potencialmente afectada por sequías prolongadas. Hacia finales de este siglo, la posible reducción de precipitación en el altiplano de un orden de 19-33% durante la época húmeda (Neukom *et al.*, 2015), podría agravar esta situación. En cambio, aguas abajo existe un mayor riesgo de deslizamientos y remociones de masa en conexión con lluvias torrenciales. Diferentes eventos en las cuencas de los ríos Sacsara y Aobamba, en el año climático extremo de 1998, ilustran este hecho con la destrucción de la mayor parte del centro poblado Santa Teresa y la importante central hidroeléctrica Machu Picchu (Carlotto, Cárdenas, Fidel, 2007).

Figura 2. Cordillera Vilcabamba (C3)



Fotografía: Fabian Drenkhan.

La seguridad hídrica está en riesgo, no solamente por la reducción y una mayor variabilidad esperada en la oferta hídrica, sino también debido al fuerte crecimiento de la demanda de agua y alta vulnerabilidad humana (Buytaert *et al.*, 2017; Drenkhan *et al.*, 2019). Casi la mitad (43,2%) de la población de la región de Cusco no tiene acceso a la red pública de agua potable, lo que está considerablemente por encima del promedio nacional (32,6%). En los hogares sin acceso permanente al agua, son sobre todo las mujeres quienes se encargan de traerla de otros lugares siendo así el grupo más vulnerable en términos de salud, productividad y oportunidades de recibir educación (INEI, 2018b). La población en la cuenca (~838.500 habitantes) presenta un crecimiento poblacional anual promedio de 1,3% entre 1993 y 2017. La diferencia de gradiente entre la ciudad y la provincia es bastante marcada: mientras que las zonas rurales (55% de la población) muestran una despoblación anual de 0,4%, las zonas urbanas (45%) crecen notablemente a un ritmo de 2,2% al año (INEI, 2018a). Alrededor del 12% (1.318 km²) del área de la cuenca está cubierta por agricultura (Figura 3), de la cual la mitad (674 km²) está manejada con riego de gravedad o, en menor parte, de aspersión (INEI, 2013). La expansión de la frontera agrícola se evidencia en diferentes partes de la cuenca, sobre todo a través de mayores áreas regadas en la cuenca media para la producción de cultivos de exportación (*cf.* Drenkhan *et al.*, 2019). Las centrales hidroeléctricas Machu Picchu I/II/III y Santa Teresa I, ubicadas en el río Vilcanota cerca al poblado de Santa Teresa (Figura 1), brindan una capacidad instalada de 290 MW a un caudal requerido de 61 m³/s, y desempeñan un importante papel económico y político en la región de Cusco. Sin embargo, la producción hidroeléctrica es percibida localmente de forma muy controversial. La construcción de la central hidroeléctrica Salcca Pucará (152 MW) con dos reservorios finalmente resultó inviable por la carencia de licencia social y el proyecto Santa Teresa II (268 MW, C3,

Figura 1) sigue siendo escenario de una mayor disputa relacionada al temor local de una carestía de agua para uso agrícola, doméstico y turístico-recreacional (Drenkhan *et al.*, 2015).

Figura 3. Agricultura del Valle Sagrado (C2)



Fotografía: Fabian Drenkhan.

Metodología propuesta

El proyecto RAHU se enfoca en comprender mejor la propagación espaciotemporal de la señal glaciar en un contexto de seguridad hídrica y cómo la escorrentía glaciar interactúa con otros componentes hidrológicos, tales como los humedales altoandinos (bofedales). Se enfocará en el monitoreo de (cabeceras de) cuencas pares (glaciadas y no-glaciadas) mediante métodos de la Iniciativa para el Monitoreo Hidrológico de Ecosistemas Andinos (iMHEA) (Céleri *et al.*, 2009) para identificar y escalar los impactos hidro-glaciares y humanos en las cuencas. El monitoreo de iMHEA cuenta con una amplia experiencia de aproximadamente 10 años y abarca más de 20 sitios entre Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia (Buytaert *et al.*, 2014; Ochoa-Tocachi *et al.*, 2016; Ochoa-Tocachi, Buytaert, De Bièvre, 2018). Bajo estos principios, se monitorearán tres diferentes tipos de microcuencas experimentales: una dominada por la escorrentía glaciar (tipo 1), una dominada por humedales altoandinos (bofedales) (tipo 2) y una dominada por otra cobertura (tipo 3, influencia mínima por glaciar o humedal).

La idea es iniciar un monitoreo denso de mediano-largo plazo usando los métodos de iMHEA con una red de sensores que permita adquirir una mayor comprensión espaciotemporal de la escorrentía glaciar y no-glaciar incluyendo las áreas de turberas altoandinas (bofedales). Los resultados servirán como entrada para establecer y calibrar un modelo hidro-glaciológico del proyecto RAHU y poder combinar los resultados con un análisis sólido de potenciales escenarios de vulnerabilidad humana frente a la escasez hídrica en diferentes puntos clave de la cuenca. Además, brindará soporte a las instituciones locales para la investigación y toma de decisiones. Se busca incorporar a personas ligadas a la investigación o de la comunidad local basándose

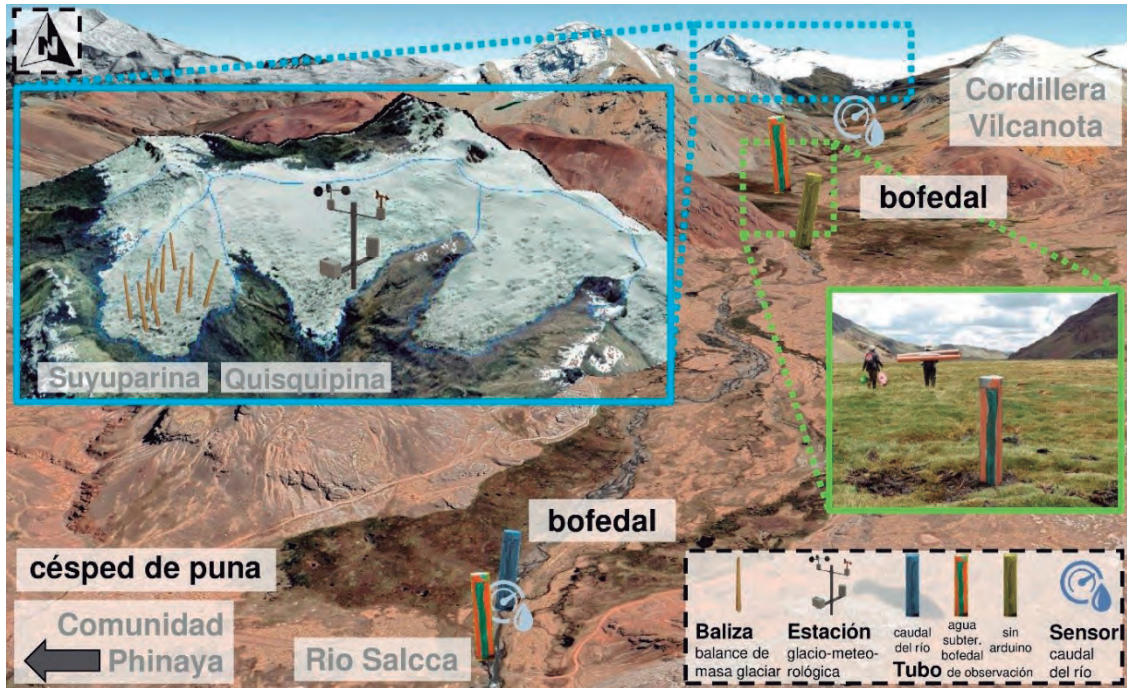
explícitamente en la aplicación de métodos innovadores de ciencia ciudadana (citizen science) con sensores de bajo costo especialmente contruidos en el Imperial College London (Buytaert *et al.*, 2016).

Finalmente, el análisis de los patrones de los nuevos datos hallados, el modelamiento glacio-hidrológico y el mapeo de vulnerabilidades, permitirán evaluar la seguridad hídrica en diferentes puntos clave de la cuenca. En un último paso, se prevé formular diferentes estrategias de adaptación incluyendo la implementación de intervenciones en la cuenca al enfocar la infraestructura natural. Para ello es importante basarse en planteamientos de medidas de adaptación robustas basadas en la evaluación de riesgos (Ludwig, van Slobbe, Cofino, 2014) con un buen rendimiento en un contexto de alta variabilidad de posibles escenarios climáticos, socioeconómicos y, por ende, hidro-glaciológicos (*cf.* Wilby and Dessai, 2010; Ceola *et al.*, 2016). Se prevé formular estas estrategias en el contexto de la nueva legislación peruana incluyendo posibles oportunidades que se dan en el contexto de la creación del Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca Vilcanota-Urubamba (2018), su compromiso de formular el Plan de Gestión de Recursos Hídricos y la nueva ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos (MRSE, 2014). Este trabajo se llevará a cabo en estrecha colaboración con el Proyecto Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica (INSH) en Perú que, entre otros, está siendo ejecutado por uno de los socios de RAHU, el Consorcio para el Desarrollo de la Ecorregión Andina (CONDESAN). Además, el Proyecto está colaborando estrechamente con el Área de Conservación Regional Ausangate (recientemente creado, 12/12/2019) en el Alto Vilcanota a fin de generar una mayor incidencia en el nuevo Plan Maestro. Esto incluye la conservación de cabeceras de cuenca incluyendo los bofedales y posibles intervenciones de infraestructura verde para mantener e incrementar los servicios ecosistémicos vinculados a la regulación hidrológica.

Resultados preliminares

En una primera campaña en la subcuenca Salcca-Sibinacocha (C1, Figuras 1 + 4) se ha iniciado la instalación de una red de sensores (arduinos) de bajo costo para medir el nivel de agua (del subsuelo) en los bofedales (tipo 2). Antes de esta campaña ya existía un aforo operado por la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC) para medir el caudal del río (tipo 1) en la desembocadura de los glaciares Quisoquipina (altitud glaciar: 5.600 m s.n.m., área glaciar: 3,3 km²) y Suyuparina (5.452 m s.n.m., 1,1 km², Figura 4). Además, existen dos estaciones meteorológicas, una en la zona de ablación del glaciar Quisoquipina (Figura 4) y una cerca al reservorio Sibinacocha (altitud promedio: 4.917 m s.n.m.; ~28 km²; ~0,11 km³, Figura 1) en el que también se cuenta con un aforo de medición de caudal. RAHU está usando estos datos y sigue ampliando la red de medición con diferentes sensores de bajo costo de fabricación propia para medir el caudal del río, así como para instalar estaciones meteorológicas. Mientras que las actividades agrícolas son limitadas y la densidad poblacional es baja, la subcuenca Salcca-Sibinacocha merece una atención particular debido a su rol para la regulación hídrica aguas abajo, especialmente a través del reservorio de Sibinacocha para las centrales hidroeléctricas Machu Picchu y Santa Teresa en la desembocadura de la cuenca estudiada.

Figura 4. Panorama de la cuenca alta Salcca-Sibinacocha con monitoreo de glaciares, bofedales y caudal del río



Fuente: Compilación propia en base a información de Google Earth

Para la subcuenca Urubamba (C2, Figura 1) se prevé trabajar en dos microcuencas: una dominada por la escorrentía glaciar (tipo 1) y una con mínima influencia glaciar (tipo 3). En la cuenca principal de Urubamba (tipo 1) ya se instalaron un aforo de caudal, una estación meteorológica y un pluviómetro. Además, existe el monitoreo del caudal del río Urubamba en el contexto del Sistema de Alerta Temprana ante desborde de lagunas glaciares (aluvión). El trabajo de esta subcuenca se realiza en un contexto de uso de agua mayormente agrícola y poblacional para varias urbes en la cuenca (Valle Sagrado). Las experiencias en Salcca-Sibinacocha (C1) y Urubamba (C2) servirán para luego poder escalar las lecciones aprendidas a otras subcuencas en el Vilcanota-Urubamba y más allá. Concretamente, se prevé aplicarlo también en la subcuenca del Aobamba-Santa Teresa (C3, Figura 1) a partir de la segunda mitad de 2020.

Discusión y conclusiones

El trabajo novedoso del Proyecto RAHU es que se combinan los diferentes componentes de medición y modelamiento glacio-hidrologías con un mayor análisis de los humedales altoandinos y cuestiones de demanda de agua y adaptación. En este contexto, se deben mencionar los métodos de ciencia ciudadana con bajo costo de equipamiento. La gran ventaja de usar una red densa de sensores de bajo costo en esta área está en poder obtener datos no-existentes sobre el “comportamiento” glaciar, no-glaciar y de bofedales en alta resolución espaciotemporal que tradicionalmente no existen en las cuencas andinas. Además, la incorporación de pobladores y tomadores de decisión locales tiene el potencial de construir mayor confianza mediante la interacción de las personas locales y foráneas que ayude a garantizar resultados y pueda promover colaboraciones más estrechas a largo plazo.

Una de las limitantes en el uso de los métodos de ciencia ciudadana está probablemente en la configuración del flujo de trabajo: los sensores construidos en Reino Unido tienen que llegar a tiempo al Perú y con cierto esfuerzo y coordinación ser instalados en un área remota por encima de 4.700 m s.n.m. (condiciones ambientales adversas). Este trabajo requiere bastante coordinación y esfuerzo con y por parte de los socios locales. Además, se tendría que garantizar una frecuencia (mínimo: bianual) de captura de datos. Por ello es importante contar con el apoyo de personas locales de confianza. Este último punto puede incluso representar un mayor obstáculo que las cuestiones técnicas en sí. Diferentes experiencias en la región tropical andina, Perú y la cuenca Vilcanota-Urubamba, muestran que el trabajo coordinado con las comunidades y autoridades locales suele ser subestimado y es, a la vez, clave para poder obtener la licencia social del Proyecto. Actualmente, RAHU está trabajando fuertemente en un convenio con la comunidad de Phinaya (Alto Vilcanota, C1) que incluye el trabajo mutuo con el monitoreo hidrológico participativo, participación en las asambleas comunales y la oferta de cursos, talleres e intercambio entre la investigación académica y los conocimientos locales.

Se espera que el método descrito sirva para mejorar la comprensión de procesos hidrológicos y, a la vez, sustentar el diseño y la implementación de estrategias adecuadas de adaptación al cambio climático e intervenciones (naturales) en la cuenca a fin de aumentar la seguridad hídrica.

Referencias bibliográficas

- Baraer, M. *et al.* (2012). "Glacier recession and water resources in Peru's Cordillera Blanca", *Journal of Glaciology*, 58(207), pp. 134-150. doi: 10.3189/2012JoG11J186.
- Buytaert, W. *et al.* (2014). "Citizen science in hydrology and water resources: opportunities for knowledge generation, ecosystem service management, and sustainable development", *Frontiers in Earth Science*, 2(October), pp. 1-21. doi: 10.3389/feart.2014.00026.
- Buytaert, W. *et al.* (2016). "Citizen Science for Water Resources Management: Toward Polycentric Monitoring and Governance?", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(4), pp. 1-3. doi: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000641.
- Buytaert, W. *et al.* (2017). "Glacial melt content of water use in the tropical Andes", *Environmental Research Letters*, 12(11), pp. 1-8. doi: 10.1088/1748-9326/aa926c.
- Buytaert, W.; De Bièvre, B. (2012). "Water for cities: The impact of climate change and demographic growth in the tropical Andes", *Water Resources Research*, 48(8), pp. 1-13. doi: 10.1029/2011WR011755.
- Carlotto, V.; Cárdenas, J.; Fidel, L. (2007). *La Geología en la conservación de Machupicchu*.
- Céleri, R. *et al.* (2009). "Understanding the hydrology of tropical Andean ecosystems through an Andean Network of Basins", *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins*, 33x, pp. 1-5. doi: 10.13140/2.1.4187.3608.
- Ceola, S. *et al.* (2016). "Adaptation of water resources systems to changing society and environment: a statement by the International Association of Hydrological Sciences", *Hydrological Sciences Journal*. Taylor & Francis, 61(16), pp. 2803-2817. doi: 10.1080/02626667.2016.1230674.
- Cuesta, F. *et al.* (2019). "New land in the Neotropics: a review of biotic community, ecosystem, and landscape transformations in the face of climate and glacier change", *Regional Environmental Change*. Springer, pp. 1-20. doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01499-3>.

- Drenkhan, F. *et al.* (2015). "The changing water cycle: climatic and socioeconomic drivers of water-related changes in the Andes of Peru", *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(6), pp. 715-733. doi: 10.1002/wat2.1105.
- Drenkhan, F. *et al.* (2018). "Current and future glacier and lake assessment in the deglaciating Vilcanota-Urubamba basin, Peruvian Andes", *Global and Planetary Change*, 169, pp. 105-118. doi: 10.1016/j.gloplacha.2018.07.005.
- Drenkhan, F. *et al.* (2019). "Managing risks and future options from new lakes in the deglaciating Andes of Peru: The example of the Vilcanota-Urubamba basin", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 665, pp. 465-483. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.070.
- Huggel, C. *et al.* (2015). "A framework for the science contribution in climate adaptation: Experiences from science-policy processes in the Andes", *Environmental Science & Policy*, 47, pp. 80-94. doi: 10.1016/j.envsci.2014.11.007.
- INAIGEM (2018). *Inventario Nacional de Glaciares - Las Cordilleras Glaciares del Perú*. Huaraz, Perú. Disponible en: <http://repositorio.inaigem.gob.pe/handle/INAIGEM/169>
- INEI (2013). *IV Censo Nacional Agropecuario 2012 - Cuadros estadísticos*. Disponible en: <http://censos.inei.gob.pe/cenagro/tabulados/>
- INEI (2018a). *Perfil Sociodemográfico del Perú - Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas*. Lima.
- INEI (2018b). *Perú: Formas de acceso al Agua y Saneamiento Básico*. Lima. Disponible en: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/boletines/boletin_agua_y_saneamiento.pdf
- Kaser, G. *et al.* (2010). "Contribution potential of glaciers to water availability in different climate regimes", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(47), pp. 20223-20227. doi: 10.1073/pnas.1008162107.
- Ludwig, F.; van Slobbe, E.; Cofino, W. (2014). "Climate change adaptation and Integrated Water Resource Management in the water sector", *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V., 518(B), pp. 235-242. doi: 10.1016/j.jhydrol.2013.08.010.
- Lynch, B. D. (2012). "Vulnerabilities, competition and rights in a context of climate change toward equitable water governance in Peru's Rio Santa Valley", *Global Environmental Change*. Elsevier Ltd, 22(2), pp. 364-373. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.02.002.
- Neukom, R. *et al.* (2015). "Facing unprecedented drying of the Central Andes? Precipitation variability over the period AD 1000-2100", *Environmental Research Letters*. IOP Publishing, 10(8), pp. 1-13. doi: 10.1088/1748-9326/10/8/084017.
- Ochoa-Tocachi, B. F. *et al.* (2016). "Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments", *Hydrological Processes*, 30(22), pp. 4074-4089. doi: 10.1002/hyp.10980.
- Ochoa-Tocachi, B. F.; Buytaert, W.; De Bièvre, B. (2018). "Participatory Monitoring of the Impact of Watershed Interventions in the Tropical Andes", en: *Andean Hydrology*. Taylor & Francis Group, pp. 127-156. doi: 10.1201/9781315155982-6.
- Rabatel, A. *et al.* (2013). "Current state of glaciers in the tropical Andes: a multi-century perspective on glacier evolution and climate change", *The Cryosphere*, 7(1), pp. 81-102. doi: 10.5194/tc-7-81-2013.
- Réveillet, M. *et al.* (2015). "Simulations of changes to Glaciar Zongo, Bolivia (16° S), over the 21st century using a 3-D full-Stokes model and CMIP5 climate projections", *Annals of Glaciology*, 56(70), pp. 89-97. doi: 10.3189/2015AoG70A113.

- Salzmann, N. *et al.* (2013). "Glacier changes and climate trends derived from multiple sources in the data scarce Cordillera Vilcanota region, southern Peruvian Andes", *The Cryosphere*, 7(1), pp. 103-118. doi: 10.5194/tc-7-103-2013.
- Schauwecker, S. *et al.* (2017). "The freezing level in the tropical Andes, Peru: an indicator for present and future glacier extents", *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122, pp. 1-18. doi: 10.1002/2016JD025943.
- Vuille, M. *et al.* (2018). "Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes - Impacts, uncertainties and challenges ahead", *Earth-Science Reviews*. Elsevier, 176, pp. 195-213. doi: 10.1016/j.earscirev.2017.09.019.
- Wilby, R. L.; Dessai, S. (2010). "Robust adaptation to climate change", *Weather*, 65(7), pp. 180-185. doi: 10.1002/wea.504.

Cosechando agua de lluvia para adaptarnos al cambio climático

Harvesting rainwater to adapt to climate change

Henry Abel Vergara¹

Resumen: La presencia del cambio climático en la región Cusco ya es notoria, principalmente en las zonas altoandinas por sus efectos en la disponibilidad de agua para diferentes usos, como en la actividad agropecuaria y consumo humano; acentuándose la falta de agua por prácticas deficientes en el uso del recurso y por inadecuadas tecnologías de producción agropecuaria como los surcos a favor de la pendiente en la instalación de cultivos o el pastoreo intensivo de ganado en las praderas naturales. Ante esta problemática, el Proyecto Especial Regional Cusco Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA) implementa el proyecto Adecuamiento al cambio climático; “Cosecha de Agua en microcuencas lacustres de la cuenca alta del Vilcanota” - ACAMCAV, que tiene por finalidad disminuir la escasez de agua en las zonas de intervención, siendo una de ellas la microcuenca Quillayoc en el distrito de Sangarara de la provincia Acomayo-Cusco. Las actividades implementadas están relacionadas con la retención de las aguas pluviales aprovechando la existencia del humedal Matarampampa mediante la construcción de una represa; recuperación de la retención hídrica de los suelos con problemas de erosión y con acciones de forestación y reforestación con especies nativas y la construcción de zanjas de infiltración. Lo anterior se complementa con acciones de capacitación en temas de gestión del agua y el fortalecimiento de las organizaciones que hacen uso del recurso hídrico. Los resultados alcanzados con la implementación de la experiencia permiten contar con una represa que almacena agua de lluvias en su capacidad máxima de 500.000 m³/año; mejorar las condiciones climatológicas y ecosistémicas, recuperar la cobertura vegetal de la cabecera de cuenca y controlar la erosión de suelos.

Palabras clave: Cosecha de agua, cambio climático, humedal, represa.

Abstract: The presence of climate change in the Cusco region is already notorious, mainly in the high Andean areas for its effects on the availability of water for different uses, such as agriculture and livestock activity and human consumption; emphasizing the lack of water due to poor practices in the use of the resource and inadequate agriculture and livestock production technologies such as furrows in favor of the slope in the installation of crops or intensive grazing of livestock in natural grasslands. Given this problem, the Proyecto Especial Regional Cusco Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA), implements the project “Adecuamiento al cambio climático; Cosecha de Agua en microcuencas lacustres de la cuenca alta del Vilcanota” - ACAMCAV. Which aims to reduce water scarcity at intervention areas, being one of them the Quillayoc at the Sangarara district from Acomayo province - Cusco. The activities implemented are related to the retention of rainwater taking advantage of the existence of the Matarampampa wetland through the construction of a dam; recovery of water retention of soils with erosion and overgrazing problems, with afforestation and reforestation actions with native species and the building of infiltration ditches. The mentioned before is complementing with trainings about water management issues and the strengthening of organizations that make use of the water resource. The results achieved with the implementation of the experience, allow to have a dam that stores rainwater in its maximum capacity of 500,000 m³/year; improve weather and ecosystem conditions, recover the vegetation cover of the basin head and control soil erosion.

Keywords: Water harvesting, climate change, wetland, dam.

¹ Proyecto Especial Regional Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA). Correo electrónico: habelito100@gmail.com

Introducción

El cambio climático en la actualidad plantea lo que puede ser una amenaza sin precedentes para el desarrollo humano. Una gran parte de esa amenaza se transmitirá a través de cambios en los ciclos hidrológicos y en el impacto del aumento de la temperatura de la superficie sobre la evaporación del agua (PNUD, 2006). Diversos países y comunidades de todo el mundo ya están sufriendo fuertes impactos derivados del cambio climático, entre los que se incluyen sequías, inundaciones, desastres naturales más frecuentes e intensos, y aumento del nivel del mar. Los sectores más pobres y vulnerables son los más afectados (Banco Mundial, 2019).

El cambio climático afectará en todos los aspectos a la sociedad, al ambiente y a la economía. Esto significa ajustar el comportamiento, los medios de vida, la infraestructura, las leyes, políticas e instituciones, en respuesta a los eventos climáticos que ya se vienen experimentando y a los esperados (Ministerio del Ambiente del Perú, 2010).

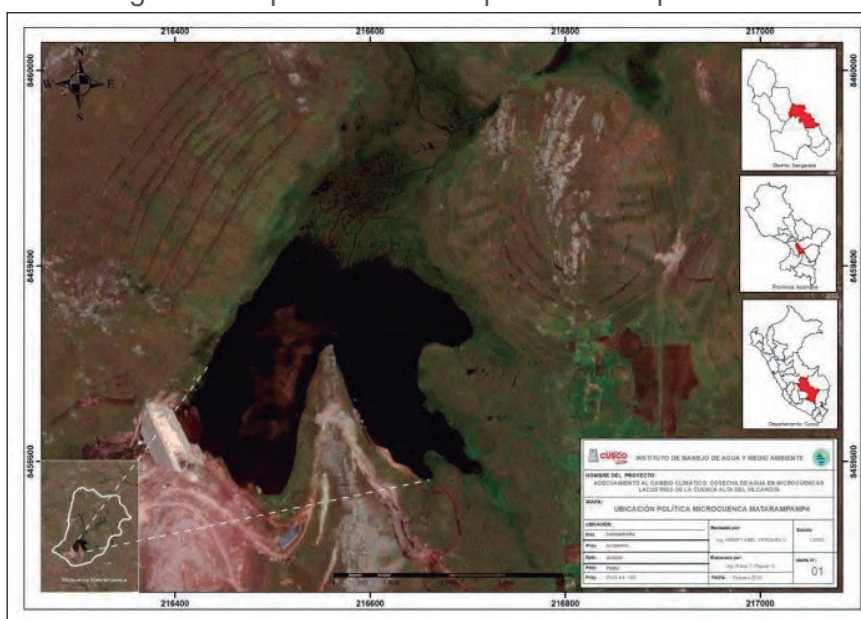
Según las predicciones a 2030, en las regiones de la Sierra del Perú, las precipitaciones anuales mostrarían deficiencias entre -10% y -20%; en la Amazonía norte y central (selva alta) las precipitaciones anuales decrecerían hasta -10% y en la Costa norte y sur se tendrían incrementos en precipitaciones entre +10% y +20% (iNDC Perú, 2016). Frente a la problemática de escasez de agua por causas del cambio del clima en la zona andina de la región Cusco, el Proyecto Especial Regional Cusco Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente - PER IMA, a partir del año 2008 prioriza la formulación de proyectos de cosecha de agua, tomando como información base los diagnósticos socioeconómicos y ambientales y la Zonificación Ecológica Económica Regional (PER IMA, 2013) formulados previamente.

En la formulación de los proyectos de cosecha de agua (PER IMA, 2009, 2011), el PER IMA desarrolla estrategias territoriales de intervención e identifica a la zona alto-andina como la más afectada por la escasez de agua en época de estiaje. Dentro de ellas, también se identifican, las que cuentan con los suelos agrícolas de mayor potencial y que mantienen aún déficits importantes de agua por la presencia de precipitaciones irregulares, así como por la presencia de nevados, lagunas y bofedales que están en franco proceso de deterioro.

Materiales y métodos

El punto de partida para la ejecución de la propuesta ha sido la socialización y formalización de acuerdos con la población beneficiaria y autoridades locales, mediante la participación en sus asambleas comunales y reuniones de trabajo con las autoridades del gobierno local y autoridades políticas. En base a la experiencia desarrollada en el distrito de Sangarara (Figura 1), por un proyecto ya implementado de cosecha de agua, los componentes trabajados fueron los siguientes:

Figura 1. Mapa de ubicación política de experiencia



Fuente: PER IMA.

Para la construcción de la represa en el humedal de Matarampampa-Sangarara no se contaba con la vía de acceso que permitiera el traslado de materiales de construcción ni del personal de obra y técnico, pero los niveles de concertación interinstitucional y el involucramiento de la autoridad local (municipalidad distrital de Sangarara) han viabilizado la construcción de la trocha carrozable hacia la zona de ejecución de la represa en una longitud de 3,5 km aproximadamente, que se suma al aporte financiero de la municipalidad distrital. La tecnología constructiva de la represa Matarampampa ha sido priorizada en función de la existencia de materiales disponibles en la zona. De esta forma, la represa se construye con material suelto (tierra), teniendo además las siguientes características técnicas:

- El dique de la represa Matarampampa es de tierra homogénea con una sección trapezoidal, cuya base menor tiene un ancho de 5 m y la base mayor posee 52 m de ancho. La longitud total del dique es de 90 m lineales.
- La altura total de la represa medida desde la cota del nivel mínimo de operación hasta la cota de coronación es de 7,30 m.
- La altura efectiva de almacenamiento de agua corresponde a la diferencia entre la altura total y el borde libre (1,30 m), es de 6 m.
- La capacidad de almacenamiento de la represa está prevista para un volumen total de 500.000 m³.
- Para la impermeabilización del cuerpo de la represa se han utilizado materiales impermeabilizantes (geotextil y geomembrana), los que fueron colocados en el talud aguas arriba del dique.
- La protección de los taludes aguas arriba y aguas abajo se ha realizado mediante enrocados. En el talud aguas arriba, para proteger el material impermeabilizante de los efectos de la radiación solar y los oleajes que se presenten y en el talud aguas abajo, para evitar el desmoronamiento del material suelto (tierra) con el que se construyó el dique.
- El canal de excedencias está constituido por un vertedero de cresta ancha de material de albañilería de piedra, canal de conducción de concreto simple, poza de amortiguación en la

parte baja y desfogue a la quebrada principal. Tiene una capacidad de evacuación de aguas excedentes de 1,60 m³/s.

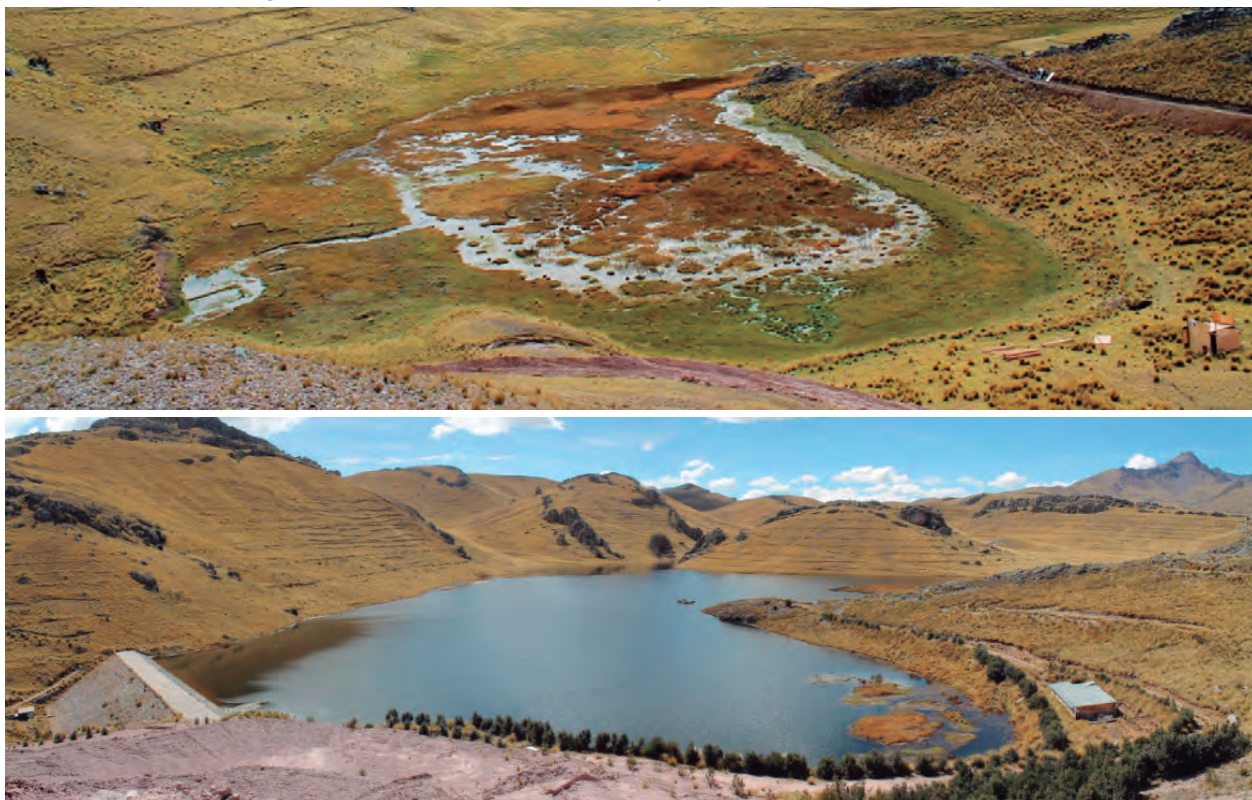
- El sistema de descarga del agua represada está constituido por una captación de concreto, una línea de conducción de tubería PVC de 8" de diámetro, caseta de válvulas y una cámara rompe-presión.

Actividades forestales y de conservación de suelos

Para implementar los componentes **forestal y conservación de suelos** se han firmado convenios de cooperación interinstitucional con la municipalidad distrital de Sangarara y la comunidad beneficiaria, permitiendo el cofinanciamiento para el caso forestal de la producción de plántulas y el establecimiento en campo de las plantas producidas, y para el caso de los trabajos de conservación de suelos, el aporte de mano de obra comunal para construir las zanjas de infiltración y el control de cárcavas, representando un aporte financiero del 50% por parte de la comunidad beneficiaria.

La implementación de la **actividad forestal** en el proyecto cosecha de agua tiene como **objetivo** facilitar la infiltración de agua en el suelo, incrementar la cobertura vegetal y mejorar las condiciones ambientales del entorno (Figura 2). Para cumplir con el objetivo propuesto, en la microcuenca Quillayoc se ha realizado un diagnóstico previo a la intervención, para determinar aquellas áreas con problemas de pérdida de cobertura vegetal por acciones de sobrepastoreo en las praderas naturales. Además de determinar la problemática de la pérdida de cobertura vegetal en la microcuenca de intervención, se ha realizado el estudio del potencial forestal del territorio a intervenir y la relación de este potencial con las zonas de acuíferos para recarga.

Figura 2. Matarampampa antes y después de la intervención



Fuente: Registro fotográfico PER IMA

Para revertir la pérdida de cobertura vegetal, se han implementado plantaciones forestales en las áreas priorizadas, con especies forestales nativas como el Qolle (*Buddleja coriacea*), queuña (*Polylepis incana*, *Polylepis weberbaveri*, *Polylepis racemosa*) y chachacomo (*Escallonia resinosa*), que poseen características de adaptación a zonas alto-andinas por encima de los 4.000 m s.n.m. Una de las ventajas de estas especies arbóreas es que actúan como un reservorio de agua natural, a manera de una esponja, y mantienen por más tiempo el agua, tanto en la parte aérea como en el sistema radicular, contribuyendo de esta manera al propósito del proyecto.

Para cumplir el objetivo propuesto en el componente conservación de suelos, se ha planteado la construcción de zanjas de infiltración de diques y de barreras vivas para el control de cárcavas. Las zanjas de infiltración son pequeños canales de sección generalmente trapezoidal, las que son construidas transversalmente a la pendiente de los terrenos a ser intervenidos, con el propósito de disminuir la escorrentía del agua en las laderas durante las épocas de lluvia. Al ser obras que se construyen en contra de la pendiente, ayudan a almacenar temporalmente el agua superficial, contribuyendo, además, a recargar los acuíferos. También la zanja acumula un porcentaje de humedad en el suelo, que ayuda a recuperar la vegetación de las áreas desnudas, especialmente con pastos naturales que existen en cada zona.

Las áreas donde se trabajaron las prácticas de conservación de suelos se seleccionaron también en base a aspectos técnicos y sociales, como las características hidrogeológicas del lugar, debido a que es fundamental ubicar las áreas en acuíferos de recarga de agua. En lo social, casi la mayoría de las áreas son de pastoreo, protección o cultivos rotacionales (laymes), con suelos de condiciones aceptables para la construcción de las zanjas de infiltración.

Para el diseño de las zanjas se utilizó el programa hidrológico llamado Mauco, para lo que fue necesario alimentar su base de datos con la siguiente información:

- Precipitación (precipitación máxima en 24 horas, frecuencia, intensidad y magnitud con periodo de retorno de 10 años).
- Suelo (textura, infiltración, permeabilidad, pendiente, escorrentía, profundidad).
- Cobertura vegetal.

Las zanjas de infiltración, de acuerdo con los cálculos efectuados, han sido construidas con las siguientes dimensiones: ancho del borde superior 0,75 m; ancho de la base 0,30 m; profundidad entre 0,30 m y 0,25 m; inclinación de los taludes de 1:1 talud aguas arriba y 0,5:1 talud aguas abajo. Las distancias entre zanja y zanja varían entre 15 a 25 m; de esta forma, las áreas donde se ubican las zanjas de infiltración presentan una pendiente que varía entre 25% y 60%. Cada zanja con las dimensiones calculadas representa una capacidad de almacenamiento de agua que va de 0,61 m³ a 0,79 m³.

Con toda la información procesada para la construcción de las zanjas de infiltración, se tiene que en una hectárea (ha) de terreno se construyen en promedio 60 zanjas (cajones de 5 m de longitud, separados por tabiques entre zanja y zanja de 0,20 m), distribuidas en aproximadamente 6 hileras/ha.

Capacitación y fortalecimiento de las organizaciones

Las poblaciones en el ámbito de intervención del proyecto están conformadas mayoritariamente por comunidades campesinas. Son organizaciones tradicionales de interés público, de existencia

legal y con personería jurídica, integradas por familias que habitan y controlan determinados territorios, ligadas por vínculos ancestrales, sociales, económicos y culturales expresados en la propiedad comunal de la tierra, el trabajo comunal, la ayuda mutua, el gobierno democrático y el desarrollo de actividades multisectoriales, cuyos fines se orientan a la realización plena de sus miembros, por ende, de su localidad, región y país.

En el proceso de formulación del proyecto, relacionado a las características poblacionales, se ha identificado un fuerte debilitamiento de la organización comunal, debido al crecimiento de la población con adopción de nuevas características y formas de vida donde los usos y costumbres para la gestión adecuada del agua (rituales de agradecimiento, el respeto a la Pachamama) y el desarrollo de la actividad agropecuaria (cultivos en andenería, uso de abono natural, crianza de camélidos) han visto reducido su uso.

Otra de las variables detectadas, en el diagnóstico social realizado, es que las poblaciones involucradas directamente con el proyecto son identificadas como las **más vulnerables** al fenómeno del cambio climático por la directa relación existente entre sus actividades económicas respecto del uso del agua y los demás recursos naturales disponibles en su entorno.

Para cumplir el objetivo del proyecto de disminuir la escasez de agua, además del represamiento de lagunas, forestales y conservación de suelos, se han incorporado actividades transversales, como el **fortalecimiento de organizaciones y la capacitación** de la población beneficiaria, con la finalidad de revertir los problemas organizacionales y de capacidades que, sumados a los efectos del cambio climático, acentúan la disminución de la oferta hídrica proveniente de las reservas naturales (nevados, manantes, riachuelos, lagunas).

Las acciones ejecutadas han estado relacionadas con la promoción de la gestión de los recursos hídricos y el cuidado del ambiente mediante diversos eventos de capacitación, actualización y elaboración de instrumentos de gestión, como reglamentos y planes para el manejo de los recursos naturales, conformación de comités especializados y la elección de promotores y promotoras comunales como nexos de relacionamiento y transferencia de capacidades entre la comunidad y el proyecto. La capacitación ha sido extendida a nivel de estudiantes de educación primaria y secundaria de instituciones educativas mixtas (varones y mujeres), con quienes se han realizado talleres de capacitación en temas de manejo de recursos naturales y cuidado del ambiente.

Resultados

La construcción de la represa Matarampampa-Sangarara está cumpliendo con el objetivo de almacenar agua de lluvias y, por consiguiente, contar con mayor disponibilidad del recurso hídrico, pero adicionalmente ha permitido percibir una mejora de las condiciones ecosistémicas de la microcuenca donde se encuentra ubicada. Este aspecto se evidencia por el poblamiento de algunas especies silvestres de avifauna que habitan en ecosistemas lacustres como gaviotas (*Larus serranus*), patos silvestres (*Spatula cyanoptera*), huallatas (*Chloephaga melanoptera*), entre otras.

Resultados cuantitativos

- 500.000 m³ de agua de lluvias se retienen gracias a la construcción de la represa (Figura 2).
- Los suelos de la microcuenca incrementaron su capacidad de retención hídrica en 4.200 m³, por trabajos de conservación de suelos y recuperación de la vegetación.

- El ecosistema y el paisaje de la microcuenca fueron mejorados.
- La población de la comunidad campesina de Sangarara se encuentra sensibilizada en el cuidado y uso racional de los recursos naturales.
- Los beneficiarios directos de la experiencia lo constituyen las 423 familias y 2.157 personas (51,11% de mujeres y 48,89% de varones) de la comunidad campesina de Sangarara. La población beneficiaria de la experiencia se encuentra en situación de pobreza, siendo su ocupación principal la actividad agropecuaria.

En el ámbito de la microcuenca Quillayoc-Sangarara se han reforestado 120 ha (Figura 3) con plántones de especies forestales nativas de queuña, qolle y chachacomo y se han construido 100 ha de zanjas de infiltración que, en la actualidad, promueven la infiltración de agua en el suelo en una cantidad de 4.200 m³ anuales (Figura 4).

Figura 3. Plantación forestal con participación comunal



Fuente: Registro fotográfico PER IMA.

Figura 4. Construcción de zanjas de infiltración



Fuente: Registro fotográfico PER IMA.

En la actualidad, la microcuenca intervenida cuenta con mayor cobertura vegetal, como producto de los trabajos de forestación y conservación de suelos realizados. Este aumento de la vegetación está controlando la erosión de suelos que se presentaba antes de la intervención del territorio con el proyecto y está mejorando la retención de agua, por consiguiente, hay una mayor infiltración de agua en el suelo, que a futuro implicará incrementar los caudales en cuerpos de agua superficiales (manantes y riachuelos) de las partes media y baja de la microcuenca.

La población beneficiaria de la experiencia ha mejorado sus conocimientos y actitudes con relación al manejo de recursos naturales, la gestión del agua y el cuidado del ambiente, incidiendo ello en el uso racional y sostenible de la vegetación, los suelos y el agua.

Conclusiones

En la implementación de las actividades de recuperación de la cobertura vegetal se ha observado que las plantaciones forestales articuladas con la construcción de las zanjas de infiltración han prosperado (mayor porcentaje de prendimiento y desarrollo de las plantas), lo que muestra una experiencia exitosa. Se prevé que el 80% de la población beneficiada (51,11% de mujeres y 48,89% de varones) al finalizar la ejecución del proyecto habrá mejorado en un 50% sus medios de vida: capital natural (disponibilidad de agua, suelos y vegetación), capital humano (capacidades humanas), capital social (organización e institucionalidad), capital físico (disponibilidad de infraestructura) y capital económico (ingresos económicos).

El PER IMA, con la experiencia desarrollada, muestra que las instituciones pueden liderar, a nivel regional y nacional, acciones concretas para hacer frente a los efectos del cambio climático, como en lo relacionado a garantizar la disponibilidad del recurso agua como fuente vital para las poblaciones y el entorno que se ven y verán afectadas por el fenómeno climático que se presenta permanentemente.

El involucramiento del gobierno local de Sangarara y la comunidad campesina beneficiaria ha permitido concertar la implementación de los componentes del proyecto para su financiamiento y participación.

Reconocimientos

La experiencia desarrollada y los resultados obtenidos no hubiesen sido posibles sin la participación de las siguientes personas e instituciones, a quienes no dudamos en reconocer sus valiosos aportes:

- Personal profesional, técnico y administrativo del proyecto Adecuamiento al cambio climático “Cosecha de Agua en microcuencas lacustres de la cuenca alta del Vilcanota - ACAMCAV” del PER IMA. Quienes trabajaron en equipo y con mucho compromiso en la ejecución de todos los componentes del proyecto en la microcuenca Quillayoc-Sangarara.
- Municipalidad distrital de Sangarara de la provincia de Acomayo - Región Cusco, por sus valiosos aportes y haberse empoderado de la propuesta implementada.
- Directiva comunal, comuneras y comuneros de la comunidad campesina de Sangarara-Acomayo; por haber estado siempre presentes y aportando su fuerza laboral para hacer realidad los cambios obtenidos.

Referencias bibliográficas

- Banco Mundial BIRF-AIF (2019). *Cambio climático, panorama general*.
- Ministerio del Ambiente del Perú (2010). *El Perú y el Cambio Climático, 2010. Segunda Comunicación Nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*.
- Ministerio del Ambiente del Perú (2016). *La Contribución Nacional del Perú - iNDC: Agenda para un desarrollo climáticamente responsable*.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) (2006). *Informe sobre Desarrollo Humano. Más allá de la escasez: Poder, pobreza y la crisis mundial del agua*.
- Proyecto Especial Regional Cusco Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA) (2009). Proyecto Adecuamiento al cambio climático "Cosecha de agua en microcuencas lacustres de Pumachapi, Quillayoc, Soclla, Soraccota, Queuñayoq, Canta Canta, Casuira, Laranmayu de la cuenca alto Vilcanota - ACAMCAV".
- Proyecto Especial Regional Cusco. Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA) (2011). Proyecto Adaptación al cambio climático "Cosecha de agua en microcuencas lacustres de jachojo, Quishuarani, Sauso, Parhuayso en las cuencas del alto Vilcanota y media del río Apurímac - PACAVMA".
- Proyecto Especial Regional Cusco. Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (PER IMA) (2013). Zonificación Ecológica Económica de la Región Cusco - ZEE.

Mapeo de amunas en la subcuenca del Santa Eulalia, Perú

Mapping of amunas in the Santa Eulalia sub-watershed, Peru

Aldo Cárdenas¹ y René Pumayalli²

Resumen: En los últimos años, The Nature Conservancy (TNC), AQUAFONDO y otras instituciones vienen realizando trabajos de conservación y recuperación de canales ancestrales de infiltración llamados amunas (Alencastre, 2009; Apasa, 2006), en las comunidades de San Pedro de Casta y en San Juan de Iris, ubicados en la subcuenca Santa Eulalia, que es parte de la cuenca del río Rímac. Estos proyectos fueron realizados para la recarga del acuífero e incrementar la producción de agua subterránea. Primero, TNC empezó recuperando la amuna Saywapata y Huaycananpo en San Pedro de Casta y San Juan de Iris en 2016 y 2017 respectivamente, luego AQUAFONDO recuperó la amuna de Huitama en 2017 en San Pedro de Casta, y así continuaron otras iniciativas recuperando más amunas. Es más, en solo dos años de estar funcionando, la población local ha logrado evidenciar mejoras en la oferta hídrica y otros beneficios. Por ello, TNC decide realizar una evaluación de las amunas y estimar su impacto en la subcuenca Santa Eulalia. Las visitas a los canales fueron acompañadas por cada representante de una comunidad. En total se han identificado 25 amunas, de las cuales 6 ya se recuperaron. Además de analizar dichas infraestructuras, se realizó entrevistas a la población local para saber el nivel de conocimiento sobre temas relacionados a la conservación, recarga, siembra y cosecha del agua dentro de sus comunidades. Si se implementan más amunas se estaría contribuyendo a generar trabajo para la población local, a conservar el agua en las comunidades, y a prevenir de desastres naturales en la cuenca baja.

Palabras clave: Amunas, recarga de acuíferos, conservación de agua, infraestructura natural, prevención de desastres naturales, Lima.

Abstract: In recent years, The Nature Conservancy (TNC), AQUAFONDO, and other institutions have been focusing on conservation and recovery of ancestral infiltration canals called “*amuneros or amunas*”, in the communities of San Pedro de Casta and San Juan Iris, located in the Santa Eulalia sub-basin, which is part of the Rimac river basin. These projects were done to recharge aquifers and increase groundwater production. First, TNC recovered the Saywapata and Huaycananpo amunas in San Pedro de Casta and San Juan de Iris in 2016 and 2017, respectively. Later on, AQUAFONDO recovered the Huitama amuna in 2017 in San Pedro de Casta, and thus continued other initiatives to recover more amunas. Moreover, local people, in just two years, have been evidenced increase in water supply and other benefits. Thus, TNC decided to carry out an assessment of the amunas and estimate their impact in the Santa Eulalia sub-basin. Visits to these canals were accompanied by each local people. In total 25 amunas have been identified, of which 6 have already recovered. In addition to analysing these infrastructures, local people were interviewed to identify their current level of knowledge on topics related to conservation, recharging, water seeding-harvesting within their communities. Implementing more amunas will contribute to generating jobs for local people, conserving water in communities, and preventing natural disasters in the low river basin.

Keywords: Amunas, recharge of aquifers, water conservation, natural infrastructure, prevention of natural disasters, Lima.

1 The Nature Conservancy, correo electrónico: aldo_cardenas@tnc.org

2 Unu Kamachiq, correo electrónico: rene@unukamachiq.com

Introducción

Todos somos conscientes del calentamiento global que venimos sufriendo en nuestro planeta, con altas temperaturas que provocan sequías extremas e incendios como lo ocurrido recientemente en Australia y la amazonia brasileña. El caso de los incendios recientes en Australia es muy emblemático porque el país vivía un prolongado periodo de sequía, la temporada más seca de los últimos 120 años, que sumado a los fuertes vientos y los grados de calor extremos registrados, agravó la situación. Se estima que se quemaron más de 6 millones de hectáreas, el doble del tamaño de Bélgica. En comparación casi 2,5 millones de hectáreas se convirtieron en humo en agosto de 2019 en la Amazonía.

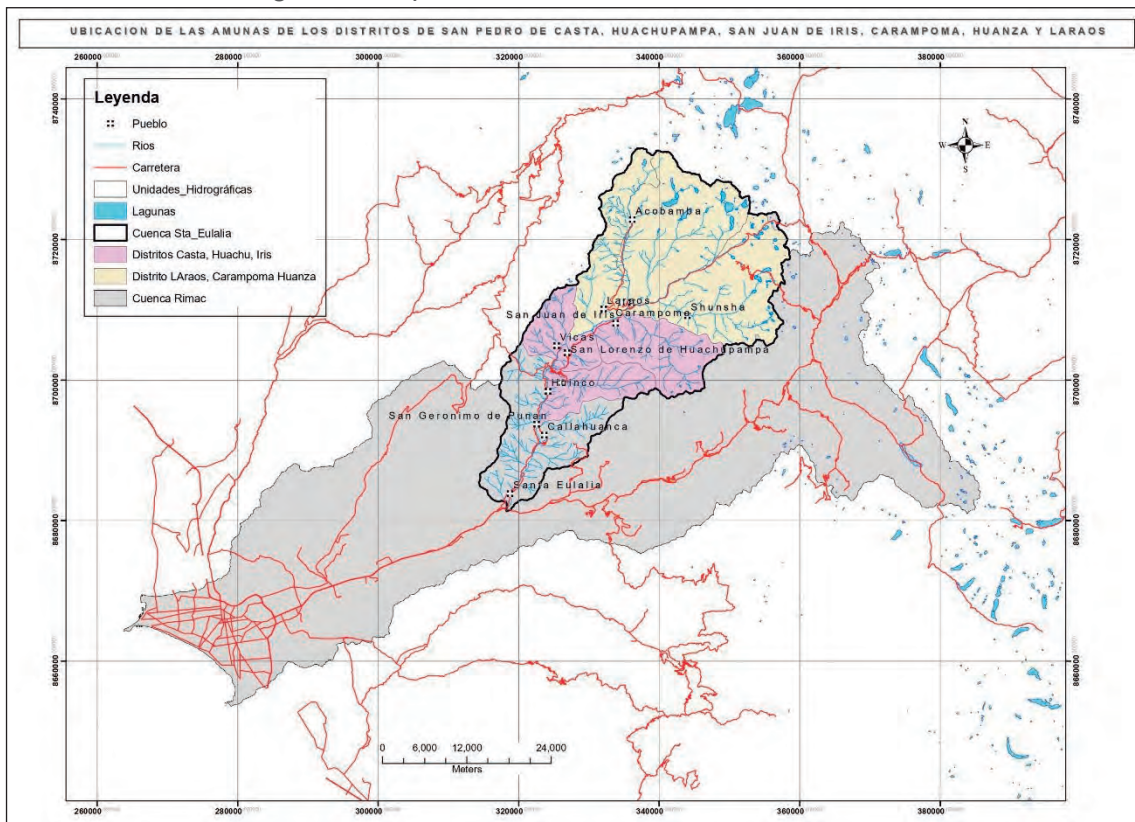
A pesar de que Lima no llegó a su “hora cero”, la capital peruana ya ha afrontado restricciones masivas del servicio por el comportamiento del clima. La última vez ocurrió en marzo de 2017 por el fenómeno de El Niño Costero que, producto de las lluvias intensas, generó huaicos con grandes cantidades de sólidos que impedían el proceso de potabilización en la planta la Atarjea. Entre otros de los graves problemas que afectan al suministro de agua de Lima se encuentran el deterioro de la infraestructura natural que, al igual que la infraestructura gris o convencional, contribuye a la conservación o almacenamiento de agua para la época de estiaje o seca.

Una de las medidas para prevenir una posible crisis hídrica en la capital es la recuperación de canales ancestrales de infiltración, conocidos como amunas o canales amuneros. Desde tiempos remotos, posiblemente preinca, estos acuíferos ya fueron identificados y se conocía de la dinámica de su funcionamiento (Ochoa-Tocachi *et al.*, 2019). Es así como diseñaron y construyeron lo que hoy denominamos como “Estructuras Amuneras”. Desde entonces estas estructuras vienen trabajando en la recarga artificial de los acuíferos.

El área de estudio se encuentra en la parte alta de la subcuenca Santa Eulalia. Se accede desde la ciudad de Lima siguiendo la carretera central hasta Santa Eulalia, con un recorrido de 49,1 km, después se continúa por trocha carrozable hacia el poblado de Huinco, con un recorrido de 18,8 km, desde ese punto se continúa por trocha hacia los diferentes distritos y anexos, tal como se muestra en la Figura 1.

El artículo se sustenta en la información derivada de un estudio realizado en 2019: Informe de Mapeo – identificación y evaluación– de Amunas localizadas en la subcuenca Santa Eulalia, realizado por la consultora Unu Kamachiq entre febrero y marzo de 2019. Este documento tiene como objetivo dar a conocer los avances en torno a la implementación de las amunas en la subcuenca Santa Eulalia y su impacto en términos de ganancias hídricas. Asimismo, busca resaltar la importancia de la conservación y recuperación de estos canales amuneros con la finalidad de recargar los acuíferos e incrementar la producción de agua subterránea.

Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio



Fuente: Elaboración propia.

Materiales y métodos

Para el mapeo de las amunas se utilizó la siguiente información:

- Mapeo de imágenes satelitales utilizando los programas Google Earth y SASPlanet.
- Información digital de cartas y boletines de los cuadrángulos Chosica (24j) Matucana (24k), elaborado por INGEMMET.
- Información digital del informe “Las amunas de Huarochirí recarga de los acuíferos en los andes”, perteneciente al convenio IICA - GSAAC.
- Información digital del informe “Evaluación de los Recursos Hídricos en la Cuenca Rímac” del año 2010, elaborado por la Autoridad Nacional del Agua.

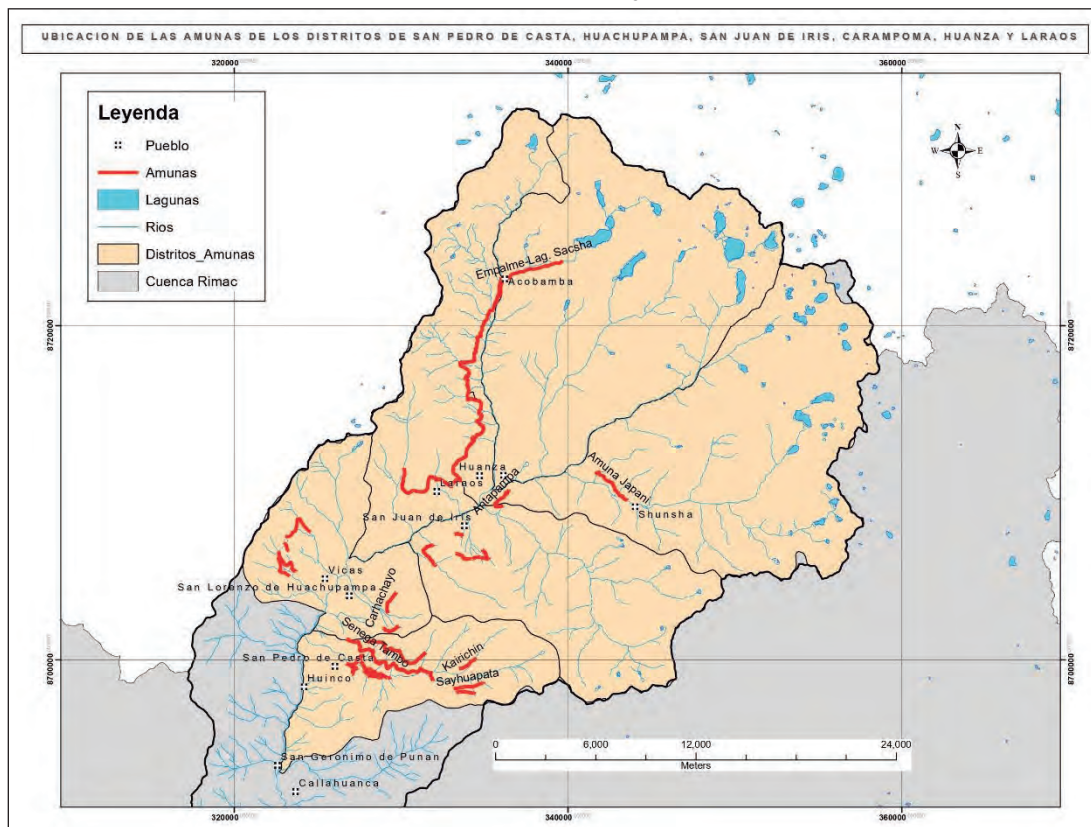
En base a la información recopilada y con ayuda del programa ArcGIS se identificaron 25 canales amuneros usando imágenes de satélite, mapas geológicos, coberturas vegetal y uso de suelo. Luego, previa coordinación con el equipo técnico de TNC, se seleccionaron los canales amuneros cuya información detallada debería ser levantada en campo. Los canales amuneros seleccionados para las visitas de campo fueron:

1. Senega-Tambo (San Pedro de Casta)
2. Huacsay-Yanachiuchi (San Pedro de Casta)
3. Huacclacayo-Chinca (San Pedro de Casta)
4. Cayula alto (San Pedro de Casta)

5. Cayula bajo (San Pedro de Casta)
6. Cáscara Amarilla (San Pedro de Casta)
7. Huayapacha-Machiquimarca (San Juan de Iris)
8. Ancashi-Pariurco (San Juan de Iris)
9. San Juan de Iris Alto (San Juan de Iris)
10. Acobamba-Laraos (Carampoma-Laraos)

Una vez culminadas las visitas de campo se procedió a analizar, procesar y depurar la información recopilada en esa instancia. Del mismo modo, se hizo una síntesis y procesamiento de las encuestas realizadas, elaboración de los mapas temáticos y redacción de los respectivos informes. En la Figura 2, se aprecia la ubicación de las principales amunas visitadas.

Figura 2. Ubicación de las amunas en los distritos de Carampoma, Huanza, Laraos, Huachunpampa, San Juan de Iris y San Pedro de Casta



Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla 1, se muestra el resumen de las características hídricas de las amunas encontradas en la parte alta de la subcuenca Santa Eulalia. En total se tiene 69,5 km de amunas a recuperar, que podrían infiltrar al acuífero un volumen de 2,78 MMC. De las 25 amunas destaca la amuna Senega-Tambo con una longitud de más de 8 km y un volumen de infiltración de 728.895 m³. Actualmente se han recuperado seis amunas en San Pedro de Casta y San Juan de Iris.

Tabla 1. Características hídricas de las amunas identificadas en la zona de estudio

N.º	Localización	Nombre	Régimen func.	Long. (m)	Ancho prom. (m)	A. Infiltr. (m ²)	Permeab. (m/día)	Caudal prom. Recuperado (l/s)	Vol. de infil. (m ³)	Articulación con otros sistemas hídricos
1	S. P. de Casta	Saywapata	Temporal	1.939	0,7	1.260,4	28,7	10,5	243.991,2	Recuperado en 2016
2	S. P. de Casta	Kayrachin (Huitama)	Temporal	1.276	0,5	638,2	22,1	4,1	95.205,7	Recuperado en 2018
3	S. P. de Casta	Laguna Pestancia	Temporal	1.418	0,6	850,7	28,7	7,1	164.679,7	Recuperado en 2018
4	S. P. de Casta	Senega-Tambo	Permanente	8.367	0,5	3.765,2	28,7	31,2	728.895,4	Recuperada 1,5 km 2019. Atraviesa varias quebradas de donde también recibe al aporte de aguas
5	S. P. de Casta	Shucuni-Lag. Cercano	Temporal	4.967	0,4	1.986,8	21,8	12,5	292.357,6	Recuperada 2 km. Recarga de acuífero en cabecera de cuenca
6	S. P. de Casta	Huacsay-Yanachiwchi	Permanente	865	0,3	259,5	13,3	1,0	23.226,5	No se aprecia
7	S. P. de Casta	Huaclayco-Chinca	Permanente	191	0,3	57,3	13,3	0,2	5.128,6	No se aprecia
8	S. P. de Casta	Punabanca-Cacala	Permanente	3.045	0,5	1.522,5	13,3	5,8	136.271,4	Recarga de acuífero
9	S. P. de Casta	Huaclayco-Achin	Temporal	2.022	0,3	606,6	28,7	5,0	117.431,7	Recarga de acuífero
10	S. P. de Casta	Cushpina-Cashanan	Temporal	466	0,4	186,4	13,3	0,7	16.683,7	Recarga de acuífero
11	S. P. de Casta	Cushpina-Cashanan medio	Temporal	440	0,4	176,0	13,3	0,7	15.752,9	Recarga de acuífero
12	S. P. de Casta	Cushpina-Cashanan bajo	Temporal	324	0,4	129,6	13,3	0,5	11.599,8	Recarga de acuífero
13	S. P. de Casta	Cayula alto	Temporal	567	0,3	170,1	13,3	0,7	15.224,8	Recarga de acuífero
14	S. P. de Casta	Cayula bajo	Temporal	315	0,3	94,5	13,3	0,4	8.458,2	Recarga de acuífero
15	S. P. de Casta	Cascara Amarilla	Temporal	717	0,3	215,1	13,3	0,8	19.252,5	Pequeños manantes en la parte baja
16	S. J. de Iris	Pumacocha-Huaycanampo	Permanente	2.089	0,3	626,7	13,3	2,4	56.092,8	Recuperado en 2017
17	S. J. de Iris	Huayapacha - Machiquimarca	Temporal	548	0,6	328,8	11,9	1,1	26.299,9	Recarga de acuífero en cabecera de cuenca
18	S. J. de Iris	Ancashi-Pariurco	Temporal	1.593	0,9	1.433,7	21,9	9,1	211.743,2	Recarga de acuífero en cabecera de cuenca
19	S. J. de Iris	San Juan de Iris alto	Temporal	553	0,4	221,2	11,9	0,8	17.693,2	Recarga de acuífero
20	Carampoma	Antapampa	Temporal	2.016	0,4	806,4	13,3	3,1	72.176,8	Recarga de acuífero en cabecera de cuenca
21	Carampoma	Japani	Temporal	3.012	0,4	1.054,2	21,8	6,6	155.125,5	Pequeños manantes en la parte baja
22	Acobamba, Carampoma, Laraos	Acobamba-Laraos	Permanente	24.660	0,4	9.864,0	3,0	8,5	197.748,5	Varios manantes por debajo del canal
23	Acobamba	Empalme	Permanente	5.477	0,5	2.738,5	3,0	2,4	54.900,1	Canal de aporte a canal principal
24	Huachupampa	Chucuhuasi	Temporal	1.186	0,4	474,4	13,3	1,8	42.461,2	No identificado
25	Huachupampa	Carhuachayo	Temporal	1.473	0,4	589,2	13,3	2,3	52.736,3	No identificado
	TOTAL			69.526				119	2.781.137	

Fuente: Elaboración propia.

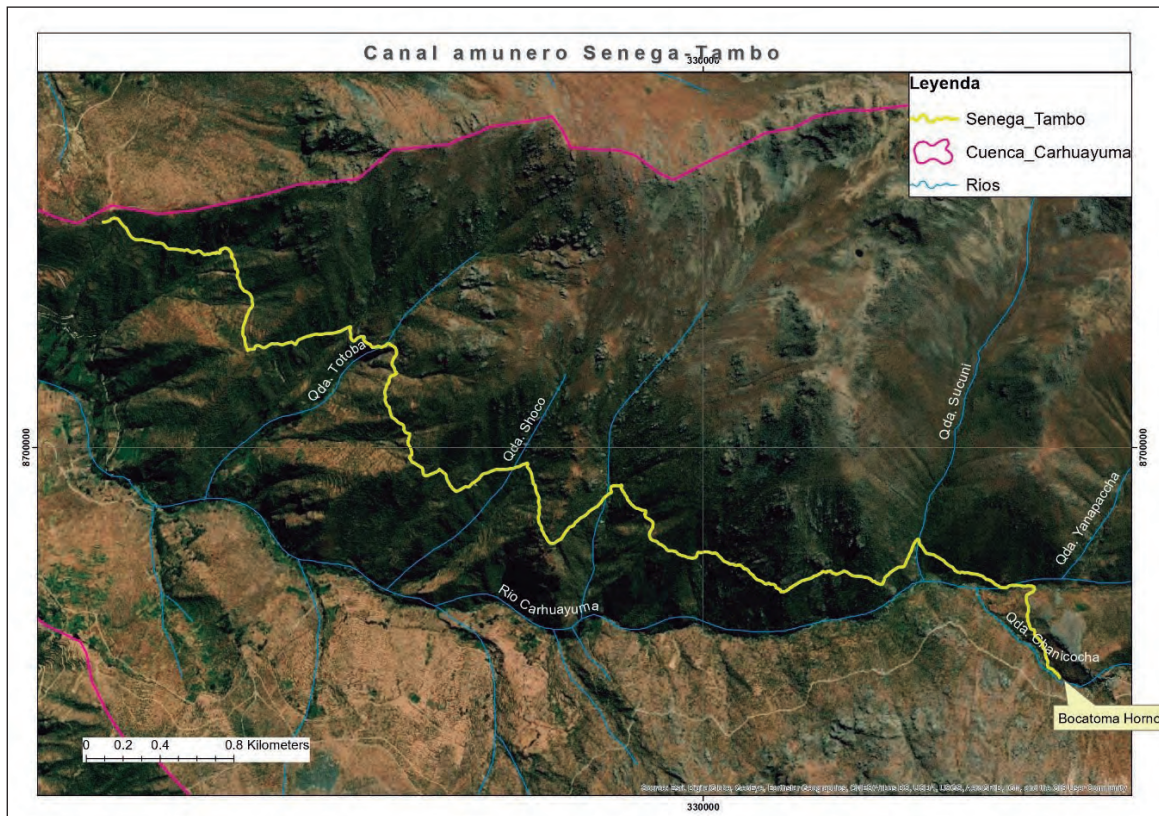
De acuerdo con la experiencia de recuperar amunas en la zona, se ha determinado un costo aproximado de USD 33,3 (tipo de cambio USD 1 = S/. 3,3) por metro de canal, por lo que si se desea recuperar las 25 amunas significaría un costo de USD 2.317.533. Esto equivale a decir que por cada metro cúbico que se recarga al acuífero se estaría invirtiendo USD 0,83.

Resultados

Entre los principales resultados se tiene:

- Toda la cuenca de Santa Eulalia se encuentra conformada por formaciones geológicas que han sufrido una serie de eventos tectónicos, los que han fracturado el basamento rocoso. Estas fracturas son aprovechadas por las aguas de precipitación pluvial para poder infiltrarse y conformar las aguas subterráneas que se encuentran almacenadas en estas grandes masas de roca denominadas como rocas acuíferas (Peña *et al.*, 2015).
- Todas las amunas se encuentran sobre terrenos altamente permeable (acuíferos). Muchas de estas, como la de Senega-Tambo, atraviesan varios acuíferos a lo largo de todo su recorrido. También existen amunas como las de la quebrada de Achin, en San Pedro de Casta, que se encuentran en forma “escalonada” o a diferentes niveles de altura cuyas aguas infiltradas aportan al mismo acuífero, tal como se muestra en la Figura 3.

Figura 3. Ubicación de la amuna Senega-Tambo en San Pedro de Casta



Fuente: Elaboración propia.

Si se tuviera que seleccionar dos amunas para su recuperación, considerando la eficiencia en la recarga de acuífero, serían la amuna Shucuni-Chinchaycocha en San Pedro de Casta (que es parte del Senega-Tambo) y la amuna Ancashi Pariurco en San Juan de Iris, lo cual fue corroborado por la población local. En 2019 fueron rehabilitados 1.500 metros del canal amunero Shucuni-Chinchaycocha, tal como se muestra en la Figura 4.

Figura 4. Canal amunero Shucuni-Chinchaycocha recuperado



Fuente: Unu Kamachiq.

- De las 67 personas encuestadas, el 70% conoce las amunas, siendo la población de San Pedro de Casta y San Juan de Iris la que tiene mayor conocimiento en el tema del manejo, cuidado y funcionamiento de las estructuras que conforman las amunas. Asimismo, tiene conocimiento de su importancia con referencia a “la recarga de los cerros” y su beneficio a los manantiales. Esto debido a que en estas comunidades se encuentran la mayor cantidad de amunas, y actualmente varias instituciones están trabajando en ellas.
- Asimismo, el 99% de personas encuestadas no conoce conceptos sobre acuíferos, recarga de acuíferos, etcétera, por ser nombres muy técnicos y que las instituciones que realizan charlas o capacitaciones referidas al agua no se enfocan en este punto de vista técnico.
- Finalmente, el 100% de los encuestados opina que el cambio climático afecta de gran manera a las comunidades ya que ha variado la lluvia, el aumento de radiación solar y la sensación térmica.

Conclusiones

- Las amunas han demostrado que son un método eficiente de recarga de acuíferos en comparación con otros tipos de infraestructura natural como reforestación, recuperación de humedales, zanjas de infiltración, etcétera.
- La recuperación de las amunas no solo debe ser tomada en consideración como estructura de recarga artificial de acuíferos, sino también como estructura de prevención de desastres para la parte baja de la cuenca, y como instrumento de inyección económica para las comunidades de este ámbito, por la utilización de la mano de obra de la población local.
- Durante la reconstrucción de las amunas de Saywapata y Huaycanampo, se ha contado con la participación de hombres y mujeres, donde la retribución económica fue sin distinción de edad ni sexo, hecho que ha sido muy bien recibido por la población; en muchos casos se ha podido ver que las mujeres participaban con mayor interés, dedicación y criterios de construcción.
- Por otro lado, del presupuesto total asignado para la reconstrucción de una amuna, más del 70% corresponde al pago de mano de obra y dirección técnica, generando un ingreso económico importante para la población local. Esto no sucede con proyectos similares (con uso de cemento y maquinaria) donde el pago de mano de obra, en muchos casos, no supera ni el 25% del presupuesto.
- Se requiere hacer mantenimiento del canal amunero, sobre todo después de lluvias, en especial en la captación y las quebradas que cruzan el canal.

Recomendaciones

- Es de suma importancia promover la recuperación de todos los canales amuneros de la cuenca, factor que favorece en el almacenamiento de agua, en los acuíferos, y contribuye a la mitigación de desastre en la parte baja de la cuenca.
- Los canales amuneros deben ser reconstruidos tomando en consideración los conocimientos ancestrales (uso de piedras y tierra compactada) y evitar, en lo posible, el uso de materiales foráneos.
- Unas de las principales causas que generaron el desborde del río Rímac, durante el fenómeno del Niño Costero de 2017, fue el gran caudal de escorrentía superficial y, en consecuencia, el arrastre de sólidos. Todo esto puede ser prevenido con el retenimiento de las aguas de escorrentía superficial, en la parte alta de la cuenca, por medio de proyectos de siembra y cosecha de agua como las amunas.
- Una recomendación final es señalar que las amunas deberían verse como una medida que complemente la infraestructura gris. Por ejemplo, en el caso de la subcuenca Santa Eulalia, la empresa de agua de Lima SEDAPAL tiene entre sus planes de inversión la construcción de la represa Autisha, aguas arriba de la toma de la hidroeléctrica de Callahuanca. Todas estas amunas ayudarían a regular el flujo superficial, entregando más agua en época de estiaje al futuro embalse.

Referencias bibliográficas

- Alencastre, A. (2009). "Las Amunas: Recarga de acuíferos en los andes. La gestión Social del Agua en Tupicocha, Huarochiri, Lima". En: *Cambio Climático, Crisis del agua y Adaptación en las montañas andinas*. Lima: s.n., p. 24.
- ANA (2010). *Evaluación de los Recursos Hídricos en la Cuenca del Río Rímac*. Lima.
- Apasa, D. (2006). "Huarochiri: Las Amunas, Recarga Artificial de Acuíferos en los Andes", *Labor.org.pe*.
- Ochoa-Tocachi, B. *et al.* (2019). "Potential contributions of pre-Inca infiltration infrastructure to Andean water security". *Nature Sustainability*, 2(1), p. 584-593.
- Peña, F.; Charca, M.; Condori, E. (2015). *Inspección Hidrogeológica para la Recarga Artificial de Acuíferos en la subcuenca Santa Eulalia, Sectores Comprendidos entre Callahuanca-Chauca, San Pedro De Casta Y Chaclla*. Lima: INGEMMET.

Hidrología regional con fines de aprovechamiento hídrico en la cuenca sungaroyacu, región huánuco

Regional hydrology for water uses purposes at Sungaroyacu river basin, Huanuco region

Jhon Walter Gómez¹ y Víctor Hugo Gallo²

Resumen: El objetivo de la investigación fue realizar una evaluación hidrológica en una cuenca de la Amazonia peruana que carece de información hidrométrica mediante la técnica de regionalización junto con un balance hidrológico para determinar caudales con fines de aprovechamiento hídrico. Para ello, se describió las características físicas de la cuenca Sungaroyacu mediante el uso de técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG). Se cuantificó las variables hidrometeorológicas usando el análisis regional a fin de establecer modelos matemáticos de precipitación, temperatura, evapotranspiración y escorrentía –variables que intervienen en la cuantificación del balance hídrico– para obtener los caudales medios anuales, mensuales, y a diferentes persistencias. La cuenca Sungaroyacu con un área de 2.180,5 km² y un perímetro de 281 km; su rango altitudinal varía de 175 a 2.800 m s.n.m. y su red de drenaje de orden 5, describe una forma alargada e irregular. El análisis regional determinó valores medios de: precipitación igual a 2.716,8 mm, temperatura de 24,8 °C y evapotranspiración igual a 1.157,5 mm. La escorrentía anual de la cuenca fue 1.592,6 mm, equivalentes a 110,1 m³/s. La curva de duración define caudales para fines de aprovechamiento hídrico: para riego un caudal con 75% de frecuencia de 50,8 m³/s, para aprovechamiento hidroenergético al 95% igual a 32,6 m³/s, y para uso poblacional un caudal al 99% de frecuencia de 29,8 m³/s.

Palabras clave: Cuenca, aprovechamiento hídrico, hidrología regional, curva de duración, teledetección, sistemas de información geográfica.

Abstract: The objective of this study was to carry out a hydrological evaluation in a Peruvian Amazon basin, which lacks of hydrometric information through the regionalization and water balance technique, to determine flows for water use. To do so, physical characteristics of the Sungaroyacu basin were described using remote sensing techniques and Geographic Information Systems. We quantified the hydrometeorological variables using regional analysis in order to establish mathematical models of precipitation, temperature, evapotranspiration and runoff that intervene in the quantification of the water balance to obtain the average annual, monthly flows, and to different frequencies of water use. The Sungaroyacu basin has 2.180,5 km² and a perimeter of 281 km, its altitudinal range varies from 175 to 2.800 m, its drainage network of order 5 describes an elongated and irregular shape. The regional analysis determined average rainfall of 2.716,8 mm, average temperature of 24,8 °C, average evapotranspiration of 1.175,5 mm. The annual runoff of the basin was 1.592,6 mm, equivalent to 110,1 m³/s. The duration curve defines discharge for water use purposes: for irrigation, a flow with a 75% frequency of 50,8 m³/s, for hydroenergy use at 95% equal to 32,6 m³/s, and for population use with 99% frequency of 29,8 m³/s.

Keywords: Basin, hydric approach, regional hydrology, Remote sensing, Geography Information Systems.

1 Universidad Nacional Federico Villarreal, Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo & Instituto Especializado de Investigación y Gestión del Agua (INEIGA), Universidad Nacional Federico Villarreal. Correo electrónico: jgomez@unfv.edu.pe

2 Instituto Especializado de Investigación y Gestión del Agua, (INEIGA), Universidad Nacional Federico Villarreal. Correo electrónico: 2012000392@unfv.edu.pe

Introducción

La cuenca del Amazonas es la más grande del planeta, con un área de drenaje de 6.200.000 km² y un caudal anual promedio de 6.300 km³ de agua que vierte al océano Atlántico (Molinier, Guyot, Oliveira, Guimarañes, 1996; Marengo, 2006). Emanuel y Escurra (2000) mencionan que la cuenca del río Amazonas tiene casi el 99% del total de los recursos hídricos existentes en el territorio peruano y un estudio realizado por la UNESCO (2006) considera que la disponibilidad anual neta de agua en esta cuenca es de 2.696 mm.

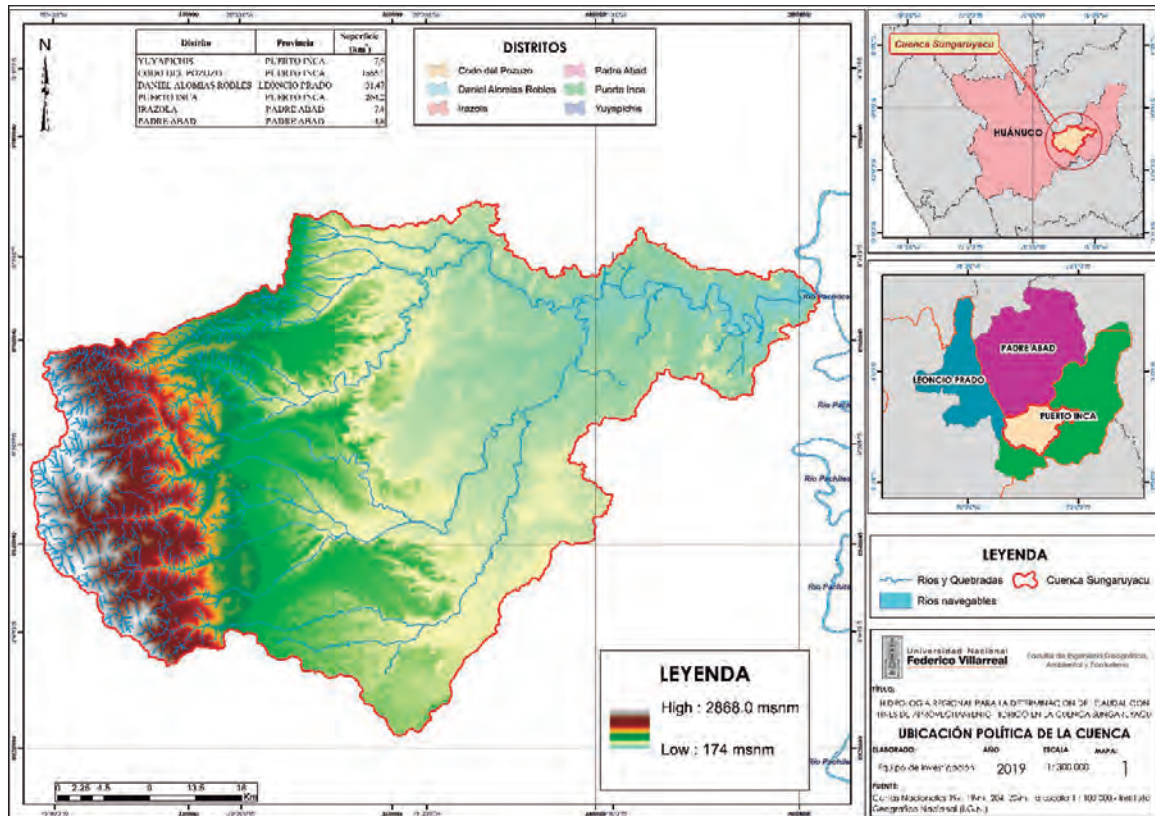
El agua es uno de los recursos estratégicos en el desarrollo de un país a través de las actividades productivas que el hombre realiza como son agricultura, uso hidroenergético, poblacional o industrial, haciéndose prioritario su ordenamiento con la finalidad de aprovecharla con un criterio sostenible. El recurso agua en Perú posee características únicas, que son condicionadas por la configuración fisiográfica y variación climática, que dan lugar a la existencia de regiones que carecen de agua durante parte del año y otras con sobreabundancia en poco tiempo. La carencia de información hidrometeorológica no permite conocer adecuadamente el balance hídrico y la disponibilidad de agua a fin de determinar condiciones de déficit que puedan limitar el crecimiento de una actividad productiva o condiciones de excesos que permitan aprovecharla y almacenarla adecuadamente. Asimismo, es necesario aumentar esfuerzos para conocer la hidrología de la Amazonia, mediante investigaciones aplicadas, que permitan conocer el balance hídrico o disponibilidad a nivel de cuencas o subcuencas, y de tal forma poder manejar adecuadamente el recurso hídrico. A nuestro entender, en Perú, la evaluación del potencial de los recursos hídricos de las cuencas de la selva amazónica que cuentan con limitada información tuvo sus inicios en el estudio SENAMHI/APODESA del año 1986.

En ese sentido, a fin de contribuir a la solución de este problema, esta investigación realizó la cuantificación de las principales variables hidrometeorológicas como son la precipitación, la temperatura, la evapotranspiración y la escorrentía. Estas variables intervienen en el balance hídrico y su contribución a dicho balance se estimó mediante un procedimiento de regionalización, con la finalidad de obtener valores de caudales medios anuales y mensuales para la planificación hídrica y para definir la curva de persistencia para obtener el caudal disponible con fines de aprovechamiento hídrico.

Materiales y métodos

El río Sungaroyacu es afluente del río Pachitea por su margen izquierda, y tiene una longitud aproximada de 115 km. Su cuenca se encuentra en el departamento de Huánuco, en la provincia de Puerto Inca y Padre Abad, formando parte de los distritos de Codo del Pozuzo, Puerto Inca, Daniel Alomias Robles e Irazola, entre las coordenadas geográficas 9°20'00" y 9°50'00" de latitud Sur (S) y 74°20'00" y 75°40'00" en la longitud oeste (W).

Figura 1. Ubicación del área de estudio



Fuente: Elaboración propia.

Materiales

a. Información cartográfica

Se utilizaron las cartas nacionales (Tabla 1), a escala 1: 100.000, elaboradas por el Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Tabla 1. Información cartográfica

Código	Nombre
19 - l	Aguaytía
19 - m	Río Nova
20 - l	Panao
20 - m	Codo del Pozuzo

Fuente: IGN.

b. Información satelital

Para completar la cartografía se utilizó el modelo de elevación digital (DEM) del satélite ALOS, con resolución espacial de 12,5 metros (Tabla 2).

Tabla 2. Imágenes satelitales

Path / Frame	Fecha
108 / 6990	15/07/2010
107 / 6990	13/08/2010

Fuente: Granule Information UAF Portal.

c. Información meteorológica

La información meteorológica utilizada en el análisis regional (Tabla 3) se obtuvo del Servicio Nacional de Hidrología y Meteorología (SENAMHI).

Tabla 3. Estaciones meteorológicas

Estación	Coordenadas		Altitud (m s.n.m.)	Variable	Escala de tiempo	Periodo utilizado (años)
	Latitud	Longitud				
Tingo María	9° 18'30,6"S	76° 0'1,59"W	660	Precipitación total y temperatura media	Mensual	1987 - 2015
Tulumayo	9° 8',49,4"S	76° 0'34"W	611			1987 - 2015
Puerto Inca	9° 22'53"S	74° 57'39"W	211			1987 - 2015
El Maronal	8° 26'60"S	75° 5'48"W	175			1987 - 2015

Fuente: SENAMHI.

Métodos

La metodología que se propone en la investigación es para la cuantificación de la disponibilidad hídrica de una cuenca amazónica peruana, que no posee información hidrométrica, a fin de contribuir a la planificación del recurso hídrico de una forma sostenida y eficiente, y que a la vez pueda ser replicada en otras zonas, debido a que:

- Se desarrollan modelos regionales que permiten la cuantificación del balance hídrico mediante el cálculo de los caudales anuales y mensuales a fin de conocer su disponibilidad hídrica.
- Se contribuye a realizar una correcta planificación del agua en la cuenca con fines de aprovechamiento hídrico.
- Se genera información que es de utilidad para incrementar el conocimiento de la hidrología en cuencas amazónicas peruanas.
- Se propone un método que será validado con mediciones en campo, realizando campañas de aforo y mediciones de calidad de agua, contribuyendo así a la eficiencia del uso del agua y aumento de su disponibilidad.

a. Diseño y morfometría

La delimitación topográfica de divisoria de aguas se realizó utilizando la información de la Tabla 1 y la 2. Para esto se integraron las herramientas de QGIS y SNAP, permitiendo realizar un análisis sofisticado (Tabla 4).

Tabla 4. Descripción del software

Software	Propósito
SNAP	Visualización y procesamiento de la red de drenaje de la cuenca.
QGIS 3.2	Generación e integración de las bases de datos, junto al diseño de la cuenca Sungaroyacu.

Fuente: Elaboración propia.

Se describió la morfometría mediante el cálculo de los parámetros fisiográficos, su análisis permite conocer las características del complejo físico de la cuenca mediante el estudio de su superficie, relieve y red de drenaje, que permite entender su funcionamiento hidrológico, así como realizar comparaciones entre cuencas.

b. Variables hidrometeorológicas

La regionalización permitió cuantificar las siguientes variables:

- **Precipitación**

Se establecieron ecuaciones en función de la altitud, se dibujaron las isoyetas y se calculó la precipitación media mediante los métodos de áreas parciales, curvas de nivel, rangos de altitud y modelo regional; también se generó un registro mensual mediante el factor adimensional.

- **Temperatura**

Las ecuaciones regionales definieron el comportamiento de la temperatura con respecto a la altitud. La temperatura media anual se determinó mediante las isotermas y el modelo regional. Se consideró los registros de Tulumayo como representativos debido a la similitud física respecto de la cuenca.

- **Evapotranspiración**

Se determinaron valores mensuales mediante el método Thornthwaite, según las ecuaciones citadas en Gómez Lora (1987). La evapotranspiración se estima en función de la temperatura y latitud e implícitamente introduce la duración teórica de la insolación.

$$ET_{m c} = ET_{m s/c} \times \frac{N}{12} \times \frac{d}{30} \quad \dots \text{Ecuación N.º 1 Evapotranspiración}$$

ET_{m c} : evapotranspiración mensual corregida.

ET_{m s/c} : evapotranspiración mensual sin corregir.

N : número máximo de horas de sol, dependiendo del mes y latitud

d : días del mes

La evapotranspiración anual se determina sumando los valores de evapotranspiración de cada mes.

c. Balance hídrico

La cuantificación de variables hidrometeorológicas permite determinar el balance hídrico.

$$P - Ev = E \quad \dots \text{Ecuación N.º 2. Balance Hídrico}$$

- E : escorrentía anual (mm)
- P : precipitación anual (mm)
- Ev : evapotranspiración anual (mm)

Luego se transforma a caudal (Q) en m³/s mediante una conversión matemática simple.

La determinación de los caudales mensuales para determinar la curva de duración se realizó mediante (1) la ecuación básica de método racional que utiliza el coeficiente de escorrentía anual y (2) el modelo determinístico estocástico de Lutz Scholz que ha sido adaptado para la cuenca Sungaroyacu, que se basa en estimar la precipitación efectiva en la cuenca y caudales para un año medio, considerando el gasto y la retención en la cuenca. Luego, mediante una regresión múltiple usando los valores de precipitación efectiva media mensual (método de US) y caudales promedio se determinan los coeficientes que se utilizan en la ecuación 3 para determinar los caudales para el periodo extendido en base a la precipitación efectiva mensual.

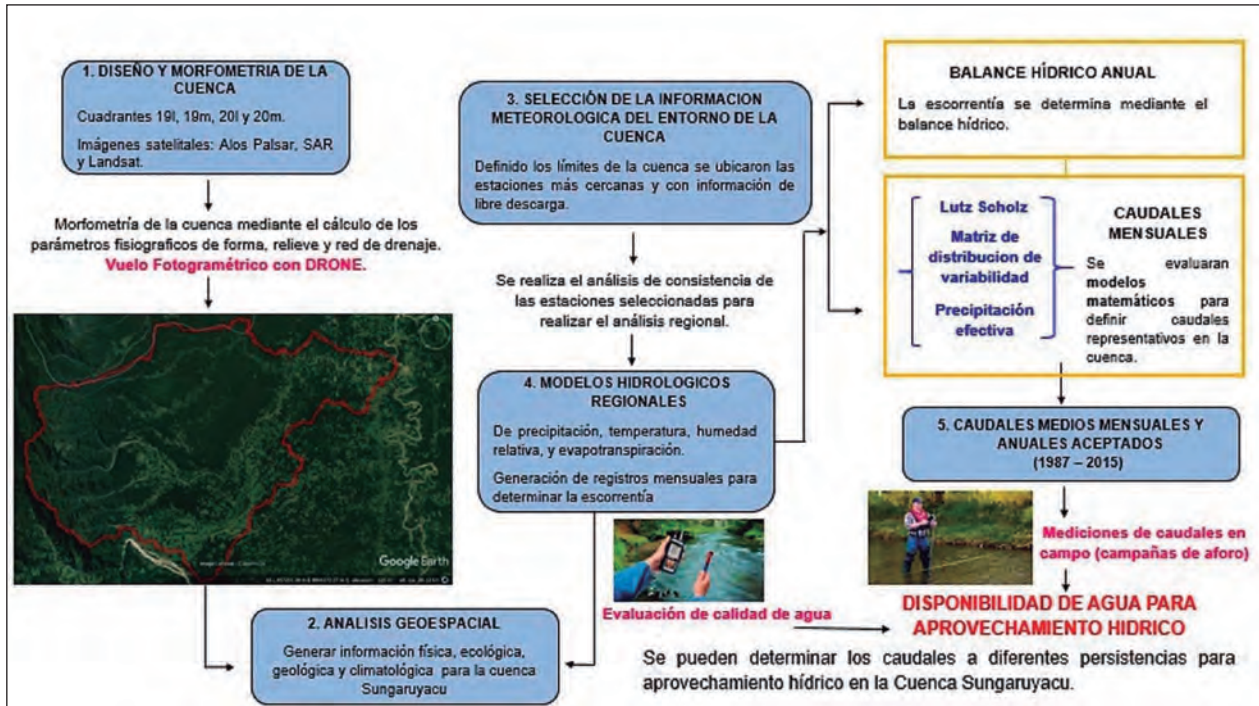
$$CMt = B1 + B2 \times CMt - 1 + B3 \times PEm + z \times S \times (1 + r^2)^{1/2} \quad \dots \text{Ecuación N.º 3. Caudal para periodos extendidos.}$$

- CMt : caudal del mes (mm/mes)
- CMt-1 : caudal del mes anterior (mm/mes).
- PEm : precipitación efectiva mensual (mm).
- B1 : factor constante de la regresión múltiple.
- B2 : coeficiente del valor CMt-1.
- B3 : coeficiente del valor PEm.
- R2 : coeficiente de determinación de la regresión múltiple.
- S : error estándar de la regresión múltiple.
- z : número aleatorio con distribución normal con media 0 y desviación estándar 1.
- r : coeficiente de correlación

Para más detalle de las ecuaciones ver Plan Meriss, 1980: 6-35.

En la Figura 2 se muestra el procedimiento a seguir en la investigación.

Figura 2. Procedimientos a seguir en la investigación



Nota: Los límites y los nombres que se muestran y las designaciones utilizadas en estos mapas no implican ningún respaldo o aceptación oficial por parte de las Naciones Unidas.

Fuente: Elaboración propia.

Resultados y discusión

Resultados

Morfometría de la cuenca

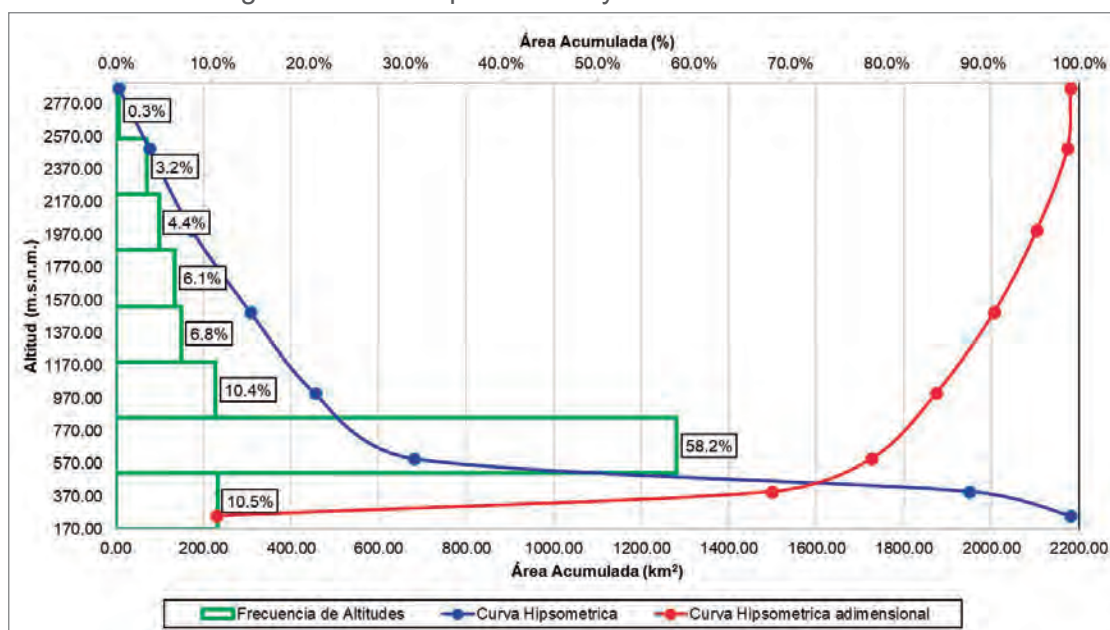
La Tabla 5 presenta características morfométricas de la cuenca Sungaroyacu mediante técnicas de GIS y Teledetección espacial, y la Figura 2 muestra la forma de la curva hipsométrica de la cuenca.

Tabla 5. Características morfométricas de la cuenca Sungaroyacu

Característica	Parámetro Fisiográfico	Unidad	Resultado
Superficie	Área	km ²	2.180,5
	Perímetro	km	281
Forma	Coeficiente de compacidad	Adimensional	1,7
	Factor forma	Adimensional	0,16
	Lado mayor del rectángulo equivalente	km	122,7
	Lado menor del rectángulo equivalente	km	17,8
Relieve	Pendiente media de la cuenca	%	15,6
	Pendiente media del cauce principal	%	26
	Altitud media de la cuenca	m s.n.m.	552,6
	Índice de pendiente	%	10,6
Red de drenaje	Grado de ramificación	Adimensional	5,00
	Densidad de drenaje	km/km ²	0,60
	Frecuencia de ríos	ríos/km ²	0,60
	Extensión media del escurrimiento superficial	km	0,61
	Coeficiente de torrencialidad	ríos/km ²	0,4

Fuente: Elaboración propia.

Figura 3. Curva hipsométrica y frecuencia de altitudes



Fuente: Elaboración propia.

(2) Análisis regional y balance hídrico

Del análisis regional se obtuvieron ecuaciones de las variables hidrometeorológicas que intervienen en el balance hídrico, que son de utilidad para estimar caudales con suficiente aproximación en zonas sin información hidrométrica, los cuales serán validados con las mediciones en campo (Tabla 6).

Tabla 6. Variables hidrometeorológicas

Variable	Ecuación regional	Coefficiente de correlación (R)	Componentes de la ecuación
Precipitación	$PP = 500,93 \times (H)^{0,2761}$	R = 0,92	PP: Precipitación (mm). H: Altitud (m s.n.m.).
Temperatura	$T = 34.723 \times (H)^{-0,053}$	R = 0,97	T: Temperatura (°C). H: Altitud (m s.n.m.).
Evapotranspiración	$EVTP = 856,7 \times (H)^{0,0501}$	R = 0,95	EVTP: Evapotranspiración(mm). H: Altitud (m s.n.m.).
Déficit de escurrimiento	$D = 0,0008 \times (P)^{1,8017}$	R = 0,92	D: Déficit de Escurrimiento (mm). H: Altitud (m s.n.m.).

Fuente: Elaboración propia.

Precipitación

Para la precipitación media se obtuvo lo siguiente (Tabla 7), aceptando como valor representativo al promedio entre los obtenidos por áreas parciales y curvas de nivel, siendo igual a 2.716,8 mm.

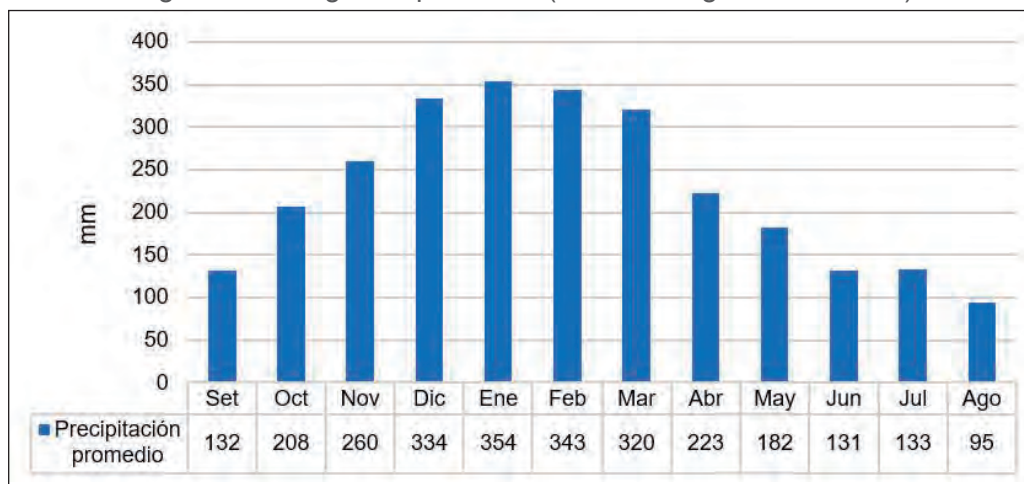
Tabla 7. Métodos para calcular la precipitación media

Áreas parciales	Curvas de nivel	Modelo regional
2.714,2 mm	2.719,5 mm	2.863,9 mm

Fuente: Elaboración propia.

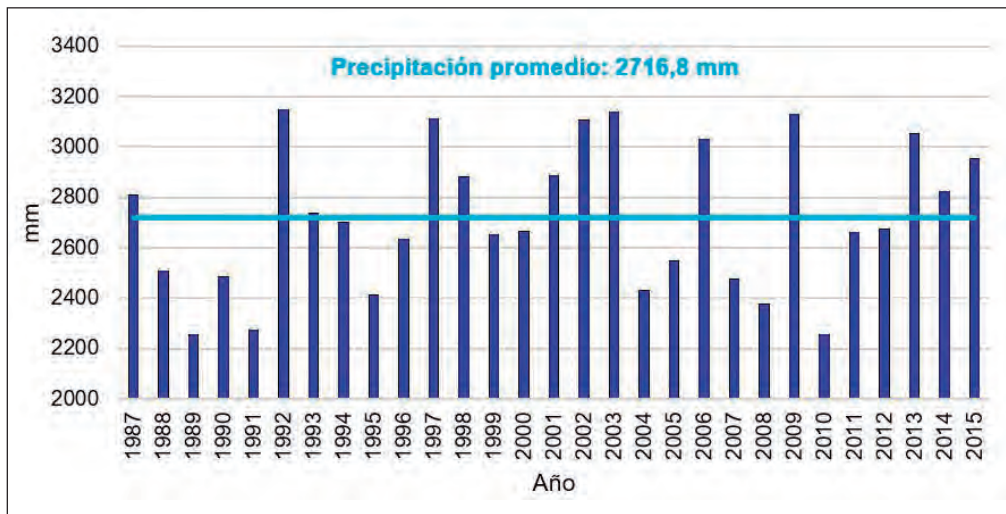
Se generó información mensual de precipitación, adimensionando los valores de la estación Tulumayo, debido a que la precipitación media anual y la altitud son similares a la cuenca. En la Figura 4 se observan valores promedios y la Figura 5 muestra los valores anuales.

Figura 4. Histograma promedio (año hidrológico 1987-2015)



Fuente: Elaboración propia.

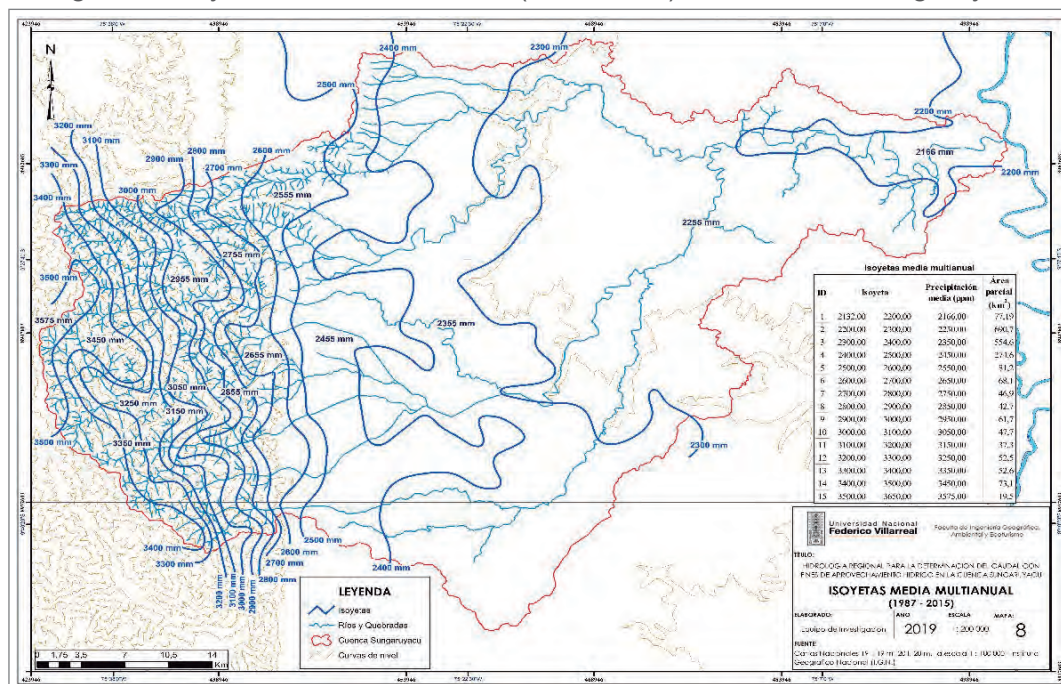
Figura 5. Precipitación anual de la cuenca Sungaroyacu



Fuente: Elaboración propia

La Figura 6 muestra las isoyetas determinadas mediante la regionalización y la modelación hidrológica geoespacial usando **SIG**.

Figura 6. Isoyetas media multianual (1987-2015) de la cuenca Sungaroyacu



Fuente: Elaboración propia.

Temperatura

Se analizó su distribución espacial y se determinó la temperatura media, obteniéndose por áreas parciales una temperatura media igual a 25,2 °C y por el modelo regional de 24,8 °C.

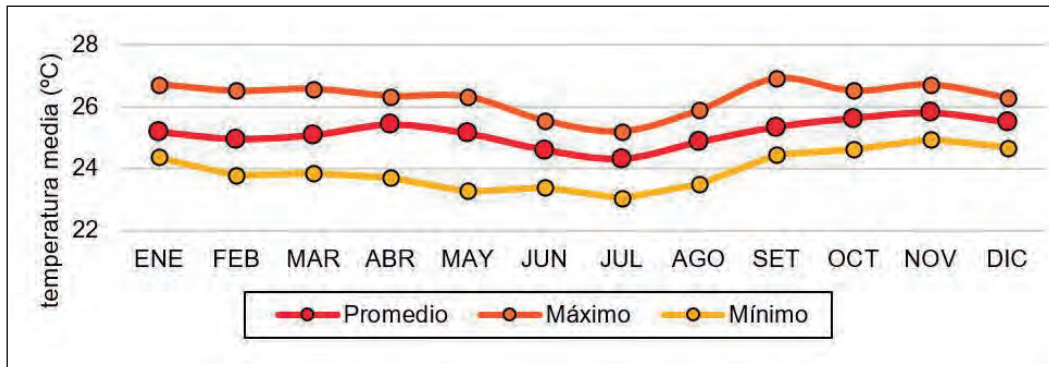
Por otro lado, ya que la estación Tulumayo presenta similares características físicas con la cuenca, se consideró sus valores mensuales como representativos (Tabla 8 y Figura 7).

Tabla 8. Temperatura promedio en estación Tulumayo

Temperatura (°C)	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.
Promedio	25,2	25,0	25,1	25,4	25,1	24,6	24,3	24,9	25,3	25,6	25,8	25,5
Máximo	26,7	26,5	26,6	26,3	26,3	25,5	25,2	25,9	26,9	26,5	26,7	26,3
Mínimo	24,4	23,8	23,9	23,7	23,3	23,4	23,0	23,5	24,4	24,6	24,9	24,7

Fuente: Elaboración propia.

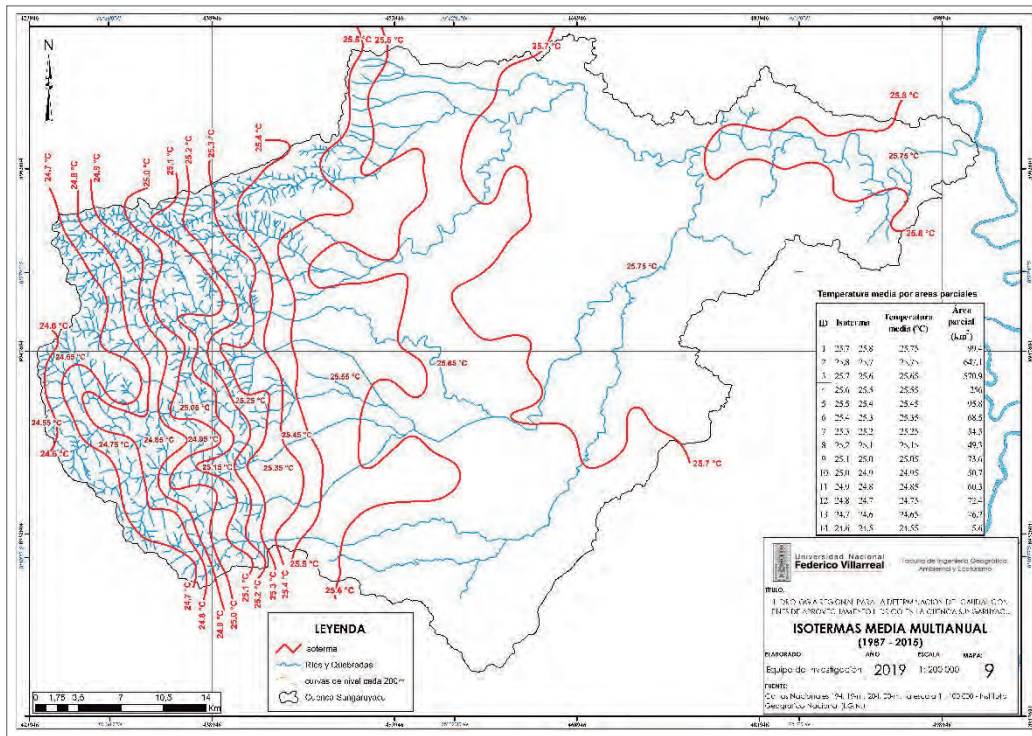
Figura 7. Variación de la temperatura en estación Tulumayo



Fuente: Elaboración propia.

Las isotermas se dibujaron usando los SIG (ver Figura 8).

Figura 8. Isotermas medias multianual (1987-2015) de la cuenca Sungaroyacu



Evapotranspiración

Se determinó para cada estación (Tabla 9), usando los datos de temperatura. Se relacionó con su altitud para conocer su comportamiento y definir la ecuación de la Tabla 6.

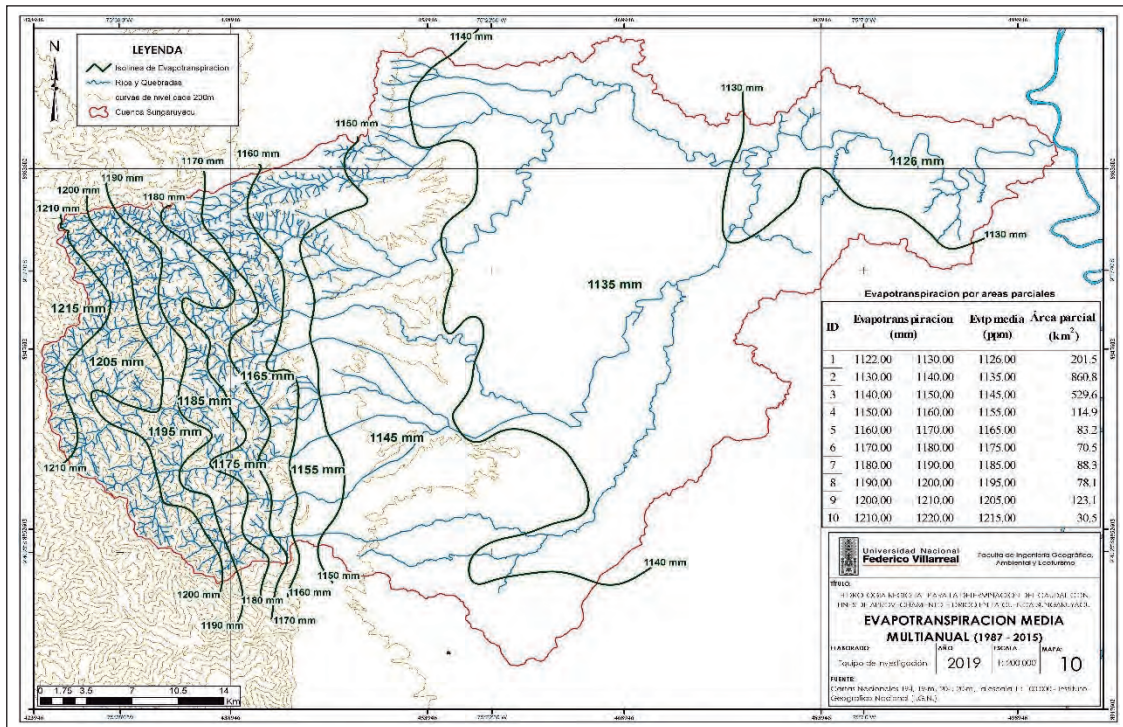
Tabla 9. Evapotranspiración promedio (mm) (1987-2015)

Estación	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Anual
Tingo María	107,2	93,4	104,0	102,1	98,7	90,2	90,2	92,1	99,6	109,5	106,7	107,7	1.201,4
Tulumayo	103,2	89,8	99,0	97,2	95,1	85,5	86,1	93,3	99,3	105,6	107,2	107,8	1.169,1
Agencia Agraria Puerto Inca	96,4	86,0	95,1	91,2	90,2	82,9	83,0	92,1	97,4	103,7	97,5	99,6	1.115,2
El Maronal	101,8	88,6	96,4	91,0	88,5	82,0	81,4	89,6	96,7	102,8	97,6	101,0	1.117,1

Fuente: Elaboración propia.

La evapotranspiración media se obtuvo mediante los métodos de la Tabla 10 por las isolíneas de evapotranspiración, dibujadas mediante el SIG (Figura 9). En la Figura 10 se observan los valores a nivel anual.

Figura 9. Isolíneas de evapotranspiración media multianual de la cuenca Sungaroyacu



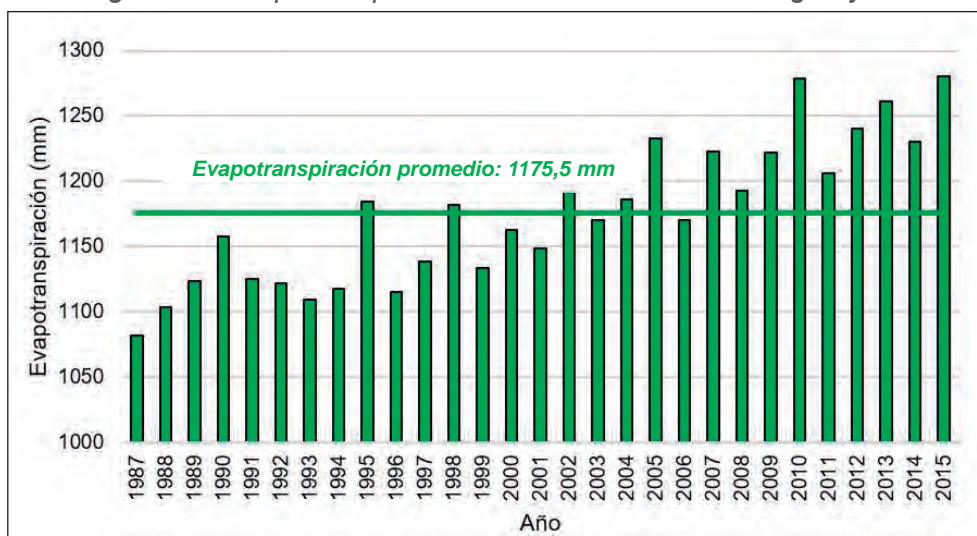
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 10. Evapotranspiración media calculada por método de áreas parciales y modelo regional

Áreas parciales	Modelo regional
1.149,3 mm	1.175,5 mm

Fuente: Elaboración propia.

Figura 10. Evapotranspiración anual de la cuenca Sungaroyacu



Fuente: Elaboración propia.

Balance hídrico

Con los datos de precipitación y evapotranspiración anual se determinó el escurrimiento anual y caudal (Tabla 11).

Tabla 11 Escorrentías y caudales anuales

AÑO	E (mm)	Q (m ³ /s)	AÑO	E (mm)	Q (m ³ /s)
1987	1.749,2	120,9	2002	1.960,4	135,5
1988	1.465,5	101,3	2003	1.978,2	136,8
1989	1.178,2	81,5	2004	1.252,1	86,6
1990	1.390,3	96,1	2005	1.447,4	100,1
1991	1.262,9	87,3	2006	1.868,2	129,2
1992	2.046,8	141,5	2007	1.381,0	95,5
1993	1.656,8	114,6	2008	1.216,2	84,1
1994	1.656,0	114,5	2009	1.906,4	131,8
1995	1.314,6	90,9	2010	1.176,8	81,4
1996	1.601,9	110,8	2011	1.524,5	105,4
1997	2.014,0	139,3	2012	1.534,1	106,1
1998	1.750,6	121,0	2013	1.764,6	122,0
1999	1.588,2	109,8	2014	1.577,5	109,1
2000	1.552,8	107,4	2015	1.614,0	111,6
2001	1.756,4	121,4	Promedio	1592,6	110,1

Fuente: Elaboración propia.

Caudales mensuales

La precipitación efectiva (Tablas 12 y 13) se determinó por dos métodos:

(1) mediante el coeficiente de escurrimiento anual y la ecuación de déficit (Tabla 12).

Tabla 12. Precipitación efectiva (Pe) promedio mensual mediante el coeficiente de escurrimiento anual y la ecuación de déficit (1)

Año	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Total
Promedio mm)	190,9	179,4	164,1	124,2	96,8	69,6	70,4	54,6	68,7	112,8	138,0	175,9	1.445,4

Fuente: Elaboración propia.

(2) Usando los datos de la Tabla 11 de escorrentía y precipitación anual (Tabla 13).

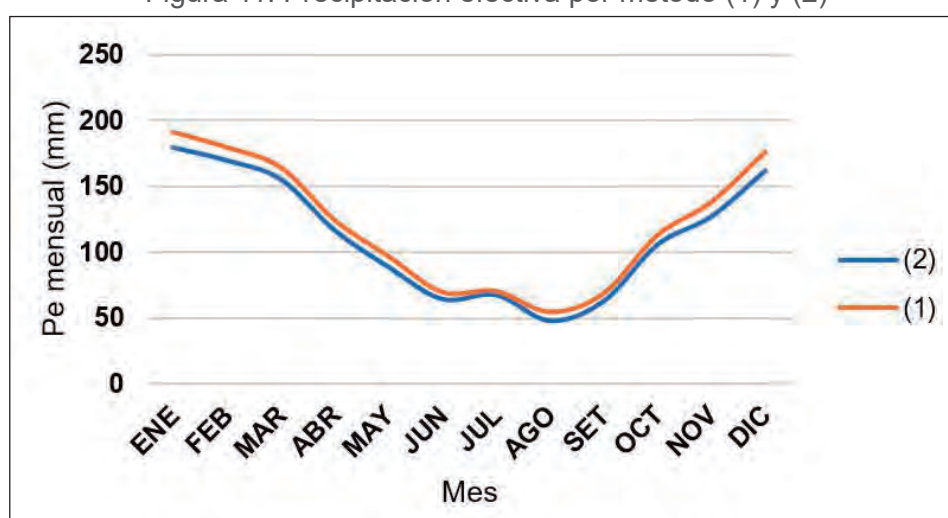
Tabla 13. Precipitación efectiva (Pe) promedio mensual mediante los datos de escorrentía y precipitación anual (2)

Año	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Total
Promedio (mm)	179,6	169,7	155,3	116,4	88,6	64,1	67,3	47,6	62,6	105,7	127,0	161,9	1.345,8

Fuente: Elaboración propia.

Debido a la similitud en sus resultados, se consideró al promedio como los valores que representan a Sungaroyacu (Figura 11).

Figura 11. Precipitación efectiva por método (1) y (2)



Fuente: Elaboración propia.

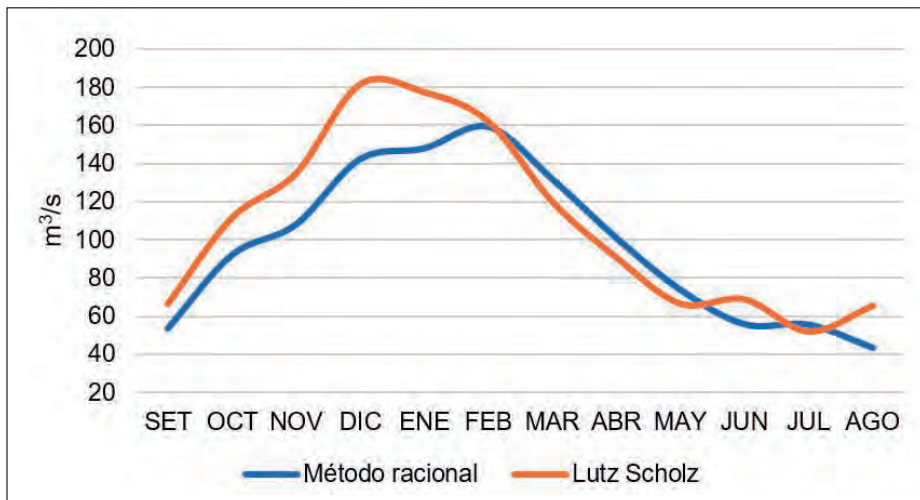
Usando la ecuación 11, se calculó los caudales medios mensuales. Por otro lado, también se muestran los resultados obtenidos usando el método **Lutz Scholz modificado** (Tabla 14).

Tabla 14. Caudales medios mensuales (m³/s) de la cuenca Sungaroyacu

Año hidrológico (1987/1988 - 2014/2015)	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.
Método racional	53,5	91,9	107,9	142,1	147,7	159,0	131,6	100,8	73,7	55,7	55,5	43,4
Lutz Scholz	66,2	111,3	134,6	181,3	177,2	161,8	119,8	90,5	66,3	68,6	51,7	65,3

Fuente: Elaboración propia.

Figura 12. Comparación de caudales de la cuenca Sungaroyacu



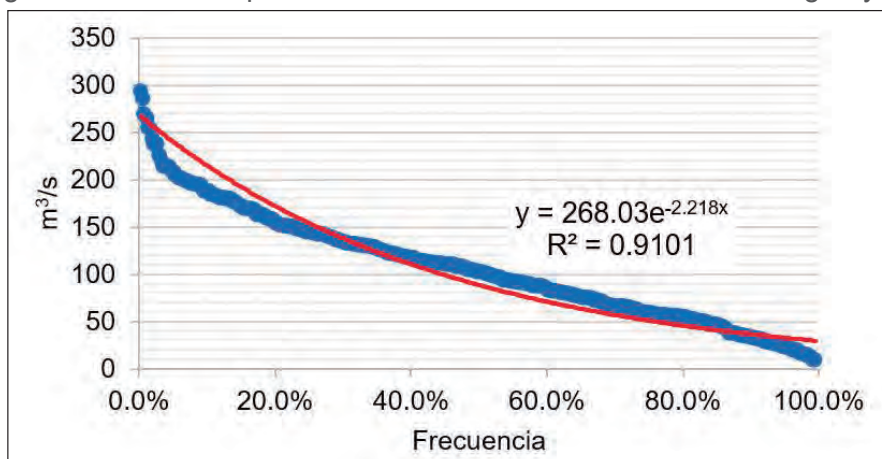
Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, debido a la similitud en los resultados previos (Figura 12), se consideró a los valores promedios de los caudales estimados, aceptados para Sungaroyacu, que serán validados con campañas de aforo.

Curva de persistencia de caudales

Los caudales se ordenaron (eje de las ordenadas) y se determinó su frecuencia (eje de las abscisas), se plotearon en el plano cartesiano y se determinó una ecuación de tipo exponencial.

Figura 13. Curva de persistencia de caudales de la cuenca Sungaroyacu



Fuente: Elaboración propia

Tabla 15. Persistencia de caudales

Frecuencia	5%	10%	20%	50%	75%	80%	85%	90%	95%	99%
Caudal (m³/s)	239,9	214,7	172,0	88,4	50,8	45,5	40,7	36,4	32,6	29,8

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

La investigación consistió en realizar una evaluación hidrológica mediante la técnica de regionalización y el balance hídrico con la finalidad de determinar el caudal con fines de aprovechamiento hídrico, teniendo, como información de entrada, datos de lluvia y temperatura a nivel mensual y anual de estaciones ubicadas en la vecindad de la cuenca Sungaroyacu, afluente del río Pachitea.

Respecto de la precipitación

Arteaga (1986: 40) muestra la relación altitud - precipitación para el río Pachitea. En la discretización de las curvas, a Sungaroyacu le corresponde la zona I obteniendo 2.128,7 mm. Se observa que dicho valor es 500 mm menor al determinado por la presente investigación.

El Convenio de Cooperación Técnica IILA-SENAMHI-UNI (1982) del volumen I - Pluviometría y SENAMHI (1999: 60) determinan una zona de comportamiento de lluvia (zona 2 y Subzona 22), $M = 3090 - 0,660 (Y)$, Y es la altitud y M el módulo pluviométrico anual, encontrando 2.725,4 mm. Teniendo en consideración la escasez de datos meteorológicos en la Amazonia, y que el resultado es 0,3% mayor en comparación con el obtenido en esta investigación, aceptamos nuestros resultados representativos para Sungaroyacu.

Respecto de la temperatura

La temperatura es otro de los parámetros meteorológicos de mayor influencia en los procesos hidrológicos. Para los propósitos de esta investigación, se definieron correlaciones a nivel mensual y anual de la temperatura, desarrollado modelos regionales potenciales.

Arteaga (1986: 48 a 54) determinó modelos regionales mensuales y anual lineales para Pachitea. El modelo anual es $T (^{\circ}\text{C}) = 27.187 - 0,005 \times H$. Esto nos genera una temperatura media de 24,4 °C para Sungaroyacu. En la presente investigación se encontró un valor de temperatura media igual a 24,8 °C, observándose que ambos valores son cercanos y concordantes con el comportamiento físico de la cuenca.

Respecto de la evapotranspiración

Para Sánchez San Román (2010: 1) el interés de la evapotranspiración se centra en la cuantificación de los recursos hídricos de una cuenca.

Respecto de ello, si bien existen ecuaciones de evapotranspiración real y potencial, para este caso se optó por utilizar la ecuación de evapotranspiración potencial propuesta por Thornthwaite.

Gómez Lora (1987: 65) indica que el objeto de explicar las fórmulas de evapotranspiración es de estricta aplicación en estudios de balance hidrológico.

Luego realizar un análisis regional entre la evapotranspiración calculada para cada estación y su respectiva altitud, se obtuvieron 1.175,5 mm y 1.149,3 mm por la ecuación regional y las isóneas de evapotranspiración respectivamente, siendo los valores similares se acepta el primero como representativo de la cuenca.

La evapotranspiración a nivel mensual se estimó mediante los datos de temperatura de la estación Tulumayo, luego se adimensionaron sus valores para generar valores mensuales. No se ha encontrado una investigación que determine datos de evapotranspiración potencial o real a nivel mensual para cuencas hidrológicamente similares a Sungaroyacu.

Del modelo a utilizar

El planteamiento de la presente investigación se centró en la determinación de los valores medios anuales, mensuales y a diferentes persistencias para aprovechamiento hídrico en la cuenca de Sungaroyacu. La información disponible es la cartográfica y la hidrometeorológica, por lo que la metodología más apropiada en estos casos es aquella que relaciona los parámetros hidrometeorológicos con los morfométricos.

En tal situación, se consideró conveniente utilizar un procedimiento para determinar los caudales con aproximación suficiente para tener un orden de dimensión del sistema hidrográfico del río Sungaroyacu y además poder proveer datos aplicables a un proyecto futuro de aprovechamiento de los recursos hídricos. De acuerdo con esto, se optó por lo siguiente.

Ecuación de balance hídrico

Aplicado a un periodo largo (1987-2015), en los 29 años de análisis y según Custodio y Lamas (1996, citados en Besteiro, 2015: 13), cuando la unidad de tiempo es grande, las variaciones por almacenamiento se vuelven despreciables, se le extrae de esta ecuación, y las entradas son aproximadamente iguales a las salidas. La entrada en la cuenca es la precipitación y la salida la evapotranspiración, se obtienen valores de escurrimiento anuales que fueron transformados a caudal.

Déficit de escurrimiento

Al respecto, Sánchez San Román (2010: 1) menciona que en una cuenca hidrológicamente cerrada y el balance se realiza para una serie mayor de 20 años, se sabe que el déficit de escurrimiento solo puede deberse a la evapotranspiración, por lo tanto, se usaron los valores de precipitación y evapotranspiración para calcular coeficientes de escurrimiento a nivel anual y determinar caudales mensuales y anuales para 1987-2015.

Por otro lado, se utilizó el modelo Lutz Scholz –modificado para la cuenca Sungaroyacu– y se determinaron caudales mensuales a partir de la precipitación efectiva.

Finalmente, los caudales medios son el promedio de la Tabla 14, siendo que, por regionalización, se pueden aceptar errores de hasta 30%.

Conclusiones

La cuenca del río Sungaroyacu, con un área de 2.180,5 km² y un perímetro de 281 km, es alargada e irregular, siendo poco probable que sea cubierta por una tormenta, ya que permite la evacuación de las crecientes a través de los lechos fluviales. Su rango altitudinal varía desde 200 a 2.868 m s.n.m., su altitud media es de 552,5 m s.n.m. La distribución de su superficie muestra

que el 70% se encuentra entre 200 y 770 m s.n.m. La forma de su curva hipsométrica indica que se encuentra en fase de madurez, siendo el potencial erosivo variable el que dependerá de las intensidades máximas. Su pendiente es de 15,6% con terreno accidentado. La red de drenaje es de orden 5, posee 775 ríos de orden 1 que son quebradas que se encuentran en la parte alta y más accidentada de la cuenca de drenaje regular.

Del análisis hidrológico regional se obtiene una precipitación media de 2.716,9 mm, una temperatura media de 24,8 °C, y una evapotranspiración de 1.175,5 mm. La escorrentía es de 1.541,4 mm, equivalente a 110,1 m³/s. La escorrentía máxima es de 2.046,8 mm igual a 141,5 m³/s y la mínima es de 1.178,2 mm, igual a 81,5 m³/s.

La curva de persistencia que define los caudales a diferentes niveles de frecuencia para fines de aprovechamiento hídrico en la cuenca es exponencial. Para riego, un caudal al 75% de persistencia es de 50,8 m³/s. Para aprovechamiento hidroenergético a los niveles de 80%, 85% y 95% los caudales varían desde 45,5 a 32,6 m³/s. Finalmente, con fines de uso poblacional, al 99% de persistencia el caudal es de 29,8 m³/s.

Recomendaciones

Los modelos regionales pueden ser utilizados para estimar valores de lluvia, temperatura y evapotranspiración, en puntos de altitud conocida en la cuenca Sungaroyacu o en regiones hidrológicamente semejantes. Instalar instrumental hidrometeorológico en la cuenca Sungaroyacu es necesario para realizar monitoreo, incrementar la red de estaciones y obtener información medible para generar modelos robustos.

Reconocimientos

El financiamiento de la investigación se logró luego de participar en el I Concurso de proyectos de investigación de desarrollo tecnológico (Fondos RDR 2019) de la Universidad Nacional Federico Villarreal, obteniendo el primer lugar.

Referencias bibliográficas

- Arteaga T. O. (1986). *Evaluación de Recursos Hídricos en Cuencas con Información Limitada - Cuencas de la Selva Central Amazónica*. Perú: SENAMHI/APODESA.
- Besteiro, S. B. (2015). Incidencia de la cobertura forestal sobre la dinámica del agua en la cuenca alta del arroyo el Pescado. Partido de la Plata: Académico Española.
- Convenio de Cooperación Técnica IILA-SENAMHI-UNI, 1982. Estudio de la Hidrología del Perú. Lima: Ministerio de Aeronáutica.
- Emanuel, C.; Escurra, J. (2000). *Informe Nacional sobre la Gestión del Agua en el Perú*. Lima: Comité asesor técnico de América del Sur-SAMTAC-Global Water Partnership (GWP). Lima.
- Gómez Lora, J. W. (1987). "Evapotranspiración". En: *Primer curso nacional de recursos hídricos*. Lima: Universidad Nacional Federico Villarreal, p. 65.
- Marengo, J. (2006). "On the hydrological cycle of the Amazon basin: A historical review and current state-of-the-art", *Revista Brasileira de Meteorología*, pp. 1-19.

- Molinier, M.; Guyot, J.; Oliveira, E. D.; Guimarañes, V. (1996). "Les régimes hydrologiques de l'Amazone et de ses affluents». En: *L'hydrologie tropicale: géoscience et outil pour le développement*. P. Chevallier, B. Pouyau (Eds.). IASH, pp. 209-222.
- Plan Meriss (1980). *Generación de caudales mensuales en la sierra peruana*. Cusco: Plan de mejoramiento de riego en la sierra y selva.
- Sánchez San Román, J. (2010). *Evapotranspiración*. España: Dpto. de Geología Universidad de Salamanca.
- SENAMHI (1999). *Inventario y Evaluación Nacional de las Aguas Superficiales*. Lima: s.n.
- UNESCO (2006). "Balance hídrico superficial del Perú a nivel multianual". *Documentos Técnicos del PHI-LAC*, N.º 1.

Un siglo de sequía: ¿por qué las políticas de agua no han desarrollado las zonas semiáridas de Brasil?

A century of droughts: Why water policies have not been developed in the semiarid parts of Brazil?

Humberto Alves Barbosa¹ y Catarina de Oliveira Buriti²

Resumen: El semiárido brasileño se ve afectado por sequías prolongadas. Durante el período 2010-2017, la región semiárida brasileña enfrentó la denominada “sequía del siglo”, considerada la peor registrada en la historia del país. Este artículo tiene como objetivo hacer una evaluación histórica de las diversas fases de las políticas públicas implementadas en la región con el fin de promover la convivencia con la sequía. Por lo anterior, basado en investigaciones históricas documentales y monitoreo satelital de impactos de la sequía, se concluyó que las acciones gubernamentales contribuyeron a proporcionar una mayor disponibilidad de agua en la región semiárida de Brasil, centrándose en el análisis de la efectividad de la gestión del agua y los impactos de las tecnologías sociales. El resultado de la investigación mostró que las políticas implementadas a lo largo de la historia, en un modelo centralizado, no fueron efectivas para desarrollar la región. Recientemente, el acceso a tecnologías de agua sociales descentralizadas en áreas rurales, a pesar de sus resultados positivos, aún no es una realidad universal para toda la población. Por lo tanto, las políticas siguen siendo insuficientes para hacer frente a los impactos de las sequías. El estudio trae importantes lecciones históricas para la gestión del agua en la actualidad.

Palabras clave: Sequía, política del agua, historia, monitoreo satelital.

Abstract: The Brazilian semi-arid region is affected by prolonged droughts. During the 2010-2017 period, the Brazilian semi-arid region faced the “sequence of the century”, considered the worst recorded in the country’s history. This paper aims to make a historical evaluation of the various phases of public policies implemented in the region, in order to promote coexistence with drought. Based on the historical documentary research and satellite monitoring of the impacts of the drought, we analysed that government actions contributed to provide greater water availability in the semi-arid region of Brazil, focusing on the analysis of management effectiveness of water and the impacts of social technologies. The result of the investigation showed that the policies implemented throughout history, in a centralized model, were not effective in developing the region. Recently, access to decentralized social water technologies in rural areas, despite its positive results, is not yet a universal reality for the entire population. Therefore, policies remain insufficient to cope with the impacts of droughts. The study brings important historical lessons for water management today.

Keywords: Drought, water policy, history, satellite monitoring.

1 Laboratório de Análise e Processamento de Imagens de Satélites (LAPIS), correo electrónico: barbosa33@gmail.com
2 Instituto Nacional do Semiárido (INSA), correo electrónico: catarina.buriti@gmail.com

Introducción

La sequía afecta a todas las regiones del planeta y tiene el potencial de impactar las vidas de millones de personas. Las consecuencias de la sequía incluyen: inseguridad alimentaria, aumento de la pobreza y riesgo de conflictos internos, debidos al acceso a recursos naturales esenciales, como el agua y la tierra productiva. En Brasil, casi 28 millones de personas viven en la región semiárida, un 13% de la población del país (IBGE, 2010). La región semiárida brasileña tiene aproximadamente 1 millón de km² de extensión territorial (MI, 2017), y con frecuencia se ve afectada por sequías prolongadas. En algunas zonas de la región, la sequía suele durar hasta 11 meses, en condiciones históricamente normales (Ab'saber, 1977). En el período 2010-2017, la región semiárida brasileña enfrentó la “sequía del siglo”, considerada la peor sequía registrada en la historia del país. Este evento climático presentó una intensidad, alcance y duración sin precedentes, que tuvo consecuencias devastadoras para la población (Buriti y Barbosa, 2018). Durante esta gran sequía, una profunda crisis de agua afectó a la región, cuando el volumen de agua de los ríos y embalses fue extremadamente crítico. Las grandes ciudades padecieron la amenaza de un colapso en el suministro (Barbosa y Kumar, 2016; Stanke *et al.*, 2013). En el libro *Un siglo de sequías*, los autores buscaron, en la historia, lecciones para el manejo sostenible de las sequías en el semiárido brasileño, un desafío que aún persiste, a pesar de tantos avances científicos y tecnológicos en el área de monitoreo ambiental. Entre las preguntas que aborda el libro se encuentran: ¿por qué las políticas de acceso al agua, implementadas en el semiárido brasileño, durante el período de más de un siglo, han sido incapaces de transformar la realidad social de la región? ¿Por qué las sequías siguen tomando proporciones de desastres naturales, causando un daño generalizado a la economía?

Históricamente, las políticas para convivir con la sequía se han centrado en la implementación de diversas tecnologías para el almacenamiento de agua, tales como presas, riego, perforación de pozos o proyectos de integración de cuencas hidrográficas, entre otros. A pesar de un siglo de inversión de recursos públicos para resolver la escasez de agua en el semiárido brasileño, estas políticas aún no han sido suficientes para alterar el escenario socioeconómico de la región (Buriti y Barbosa, 2018).

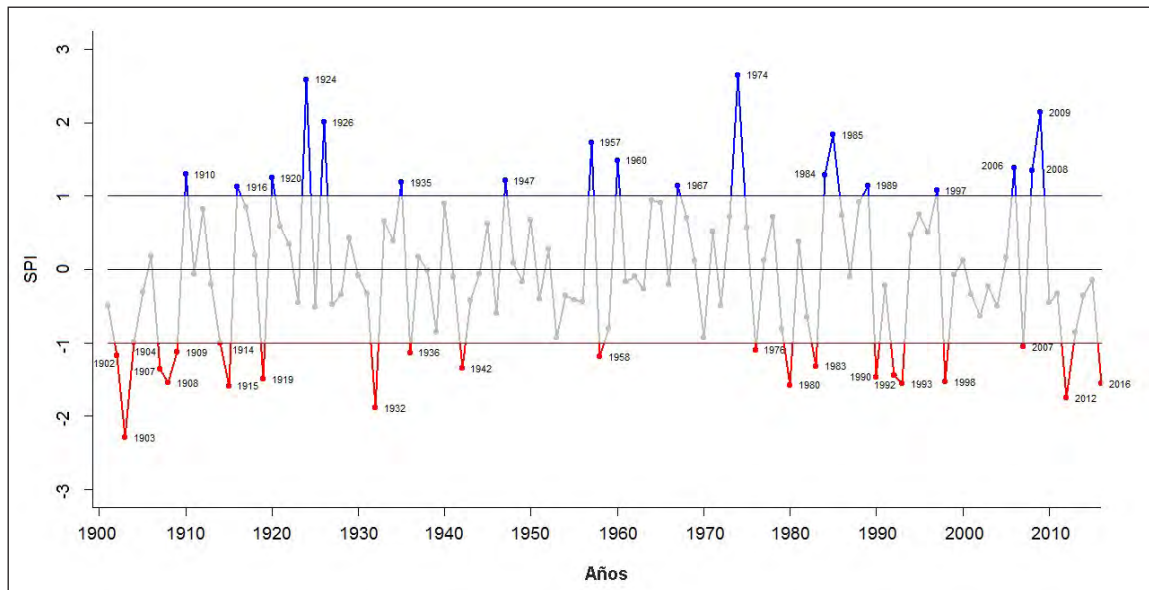
A partir de un extenso estudio documental, asociado con imágenes climáticas, meteorológicas, históricas y de satélite, los autores del libro *Un siglo de sequías* describieron las sequías ocurridas en el período (1901-2016). Al mismo tiempo, analizaron tanto las políticas implementadas durante cada uno de estos eventos de sequía, como la capacidad de respuesta gubernamental a las consecuencias del fenómeno climático en la población socialmente vulnerable.

Esta evaluación histórica de las políticas de agua dio como resultado el análisis actual de cómo estas acciones contribuyeron a una mayor disponibilidad de agua en la región semiárida brasileña, centrándose en la efectividad de la gestión y las tecnologías para el almacenamiento de agua de lluvia. Esta investigación, basada en un enfoque histórico a largo plazo de las políticas de agua en la región semiárida de Brasil, es importante porque ofrece lecciones para las políticas de agua más exitosas del mundo.

Políticas de agua en la región semiárida brasileña: las lecciones cien años después

La clasificación de la intensidad de la sequía meteorológica en la región semiárida brasileña, en el período 1901-2016, fue procesada por el Laboratorio de Análisis y Procesamiento de Imágenes Satelitales (LAPIS), basado en el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI, por sus siglas en inglés). El método permite monitorear el déficit de precipitación, de manera normalizada, en varias escalas de tiempo y espacio, en series históricas mensuales de precipitación. El resultado del análisis se muestra en la Figura 1.

Figura 1. Índice de precipitación mensual estandarizado, procesado anualmente entre febrero y mayo (1901-2016)



Fuente: LAPIS, 2016.

En la Figura 1, la severidad de la sequía se clasificó de acuerdo con el cálculo del SPI, como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de las sequías, de acuerdo con el Índice de Precipitación Estandarizada (SPI)

Categoría	Posibles impactos	SPI
Condición normal de sequía	Condición normal de la precipitación.	0 a -0,5
Condición normal de sequía	Inicia la sequía, período corto en que se secan lentamente los cultivos, plantaciones y pastos, comienza a haber riesgos de incendio, falta de agua, pastos y cultivos no son totalmente recuperados.	-0,5 a -0,8
Sequía moderada	Algunos daños a los cultivos y pastos, alto riesgo de incendio. Riachuelos, represas y pozos con bajo nivel de agua, inminente escasez hídrica, lo que implica el pedido de conservación del agua.	-0,8 a -1,3
Sequía severa	Posibles pérdidas de cultivos y pastos, riesgo de incendio, escasez de agua común, restricciones en el uso del agua.	-1,3 a -1,6
Sequía extrema	Pérdida mayor de cultivos/pastos, peligro extremo de incendios, restricciones estrictas de uso del agua.	-1,6 a -2,0
Sequía excepcional	Pérdida de cultivos/pastos excepcional y ampliada, riesgo inminente de incendio, escasez de agua en represas, corrientes y pozos, creación de un estado de emergencia.	-2,0 a menos

Fuente: National Drought Mitigation Center (2006).

Las políticas para las sequías en el semiárido brasileño se estructuraron en tres fases históricas distintas, de acuerdo con las soluciones políticas y tecnológicas adoptadas en cada período. Cada una de estas fases se analizará de la siguiente manera.

1) Solución hidráulica (1909-1940)

Durante este período, ocurrió el proceso de institucionalización de las primeras políticas de agua, implementadas por el Estado brasileño, encaminadas a mitigar los impactos de las sequías. Esto se hizo a través de la Inspección de Obras Contra la Sequía (IOCS), el actual Departamento Nacional de Obras Contra la Sequía (DNOCS). En esta etapa, las políticas de agua han priorizado la construcción de grandes reservorios para almacenar agua de lluvia, como la construcción de grandes represas y la perforación de pozos subterráneos.

Es un hecho que estas obras contribuyeron a la consolidación de una infraestructura de almacenamiento de agua hídrica, hasta ahora inexistente en la región. Sin embargo, las acciones fueron insuficientes para transformar la forma en que la población vivió con las sequías. Las obras de agua se concentraron en las propiedades de los grandes productores rurales, favorecidos por las elites políticas de la región. Como consecuencia, la mayoría de la población seguía siendo vulnerable y dependiente de la ayuda gubernamental para enfrentar la sequía, un evento climático que solía tomar una proporción de calamidad (Furtado, 1998; Silva, 2006).

2) Políticas de desarrollo económico (1950-1980)

En esta fase, destaca la influencia del economista brasileño Celso Furtado en la implementación de un proyecto político de desarrollo en el semiárido brasileño, de la Superintendencia de Desarrollo para el Noreste (SUDENE).

Propuso un proyecto de industrialización de la región, con democratización del acceso al agua y la tierra, de manera socialmente justa. Sin embargo, muchas contradicciones marcaron la época, así como obstáculos para este proyecto de transformación, que ciertamente no interesó a los grupos de poder político y económico en la región (Furtado, 1959).

3) Políticas de desarrollo sostenible (1990-2016)

Esta fase tuvo como marco legal el establecimiento de la Política Nacional de Recursos Hídricos (ley N.º 9.433 / 97), considerada una de las leyes de agua más democráticas del mundo, para proponer un modelo de gestión de agua sostenible, compartido, descentralizado y participativo.

Esta fase tuvo como marco legal que la institución de la Política Nacional de Políticas de Agua de las fases anteriores tuvo como característica principal su carácter centralizado, concentrado y vertical, desde la planificación gubernamental hasta su implementación. Fue solo en la década de 1990 que hubo un intento exitoso de descentralizar las políticas del agua, con la participación de la sociedad civil. Este tema será discutido más adelante.

¿Crisis del agua o falta de gobierno?

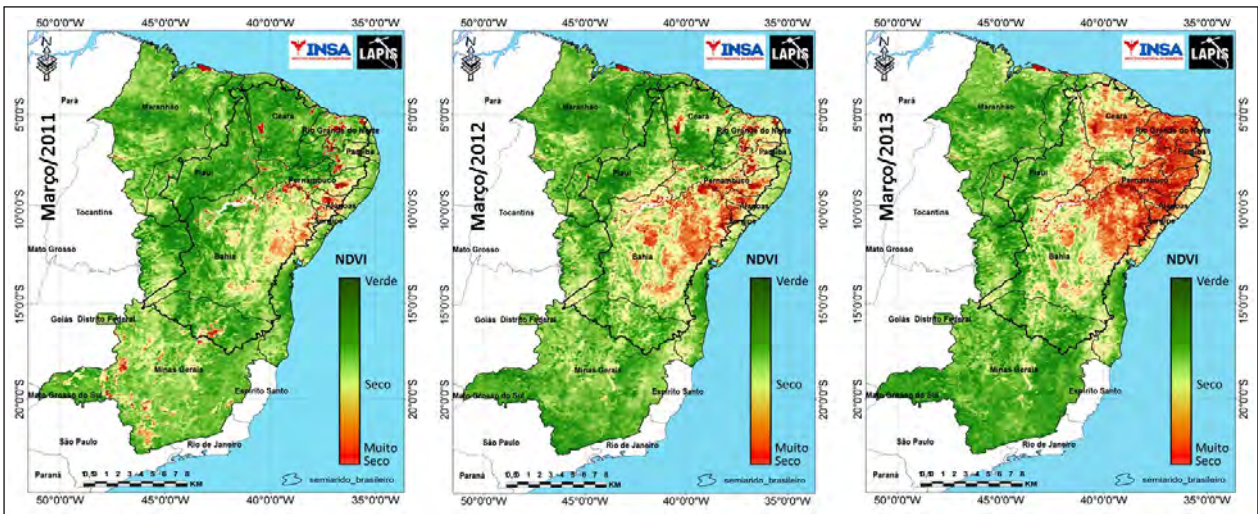
En 2012, alrededor de 5 millones de personas se vieron directamente afectadas por la sequía en la región semiárida. Casi todos los 1.135 municipios, que luego formaban la región, decretaron una emergencia debido a los efectos del desastre climático. Algunos de estos municipios fueron reconocidos más de una vez en esta condición (MI, 2016).

Los impactos de la “sequía del siglo” afectaron directamente la economía nacional, especialmente la población de las metrópolis, cuando hubo una gran reducción en la oferta de productos y un aumento en los precios de los alimentos (Stanke *et al.*, 2013).

Esta región tiene recursos hídricos limitados, lo que hace imposible satisfacer las principales demandas de agua para el cultivo agrícola, la principal fuente de la economía regional (Azevedo *et al.*, 2018). Este escenario hace que la región semiárida brasileña sea altamente vulnerable a la variabilidad climática, particularmente a las sequías (Marengo, Bernasconi, 2015).

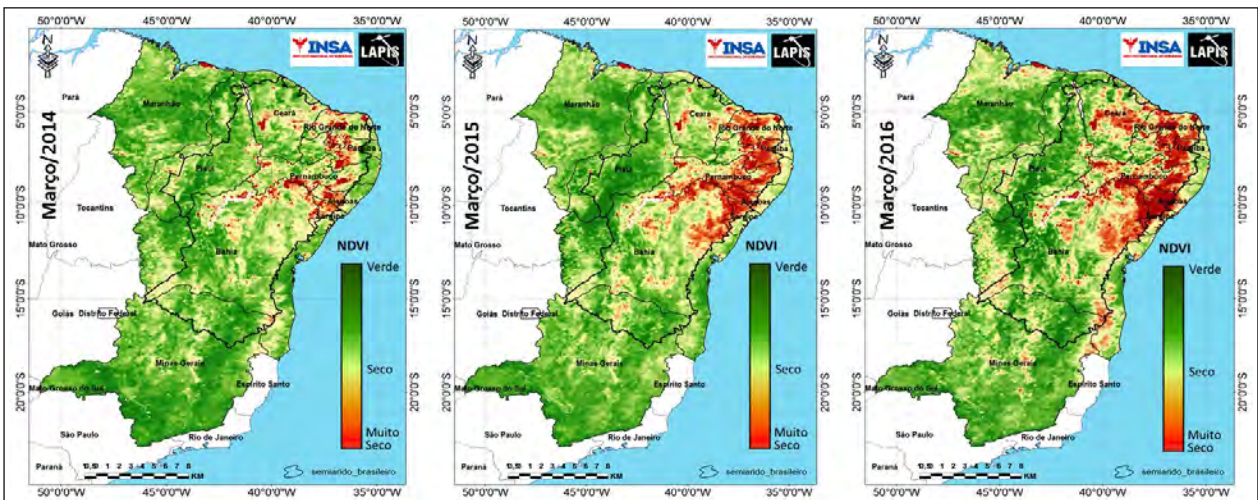
Las imágenes satelitales de la cubierta de vegetación semiárida brasileña muestran los impactos de la sequía en la región cada año.

Figura 2. Monitoreo satelital de la cubierta vegetal semiárida brasileña (2011-2013)



Fuente: Buriti y Barbosa (2018).

Figura 3. Monitoreo satelital de la cubierta vegetal semiárida brasileña (2014-2016)



Fuente: Buriti y Barbosa (2018).

Ante esta reciente crisis del agua en la región, poco se hizo en términos de políticas públicas, con el objetivo de cambiar la cultura del uso irracional y el desperdicio de agua a través de la educación ambiental de la población. También faltaron acciones consistentes para promover el

reciclaje y la desalinización de este recurso natural, la expansión de la infraestructura de agua de la región y el fortalecimiento institucional de la gestión (Letras Ambientais, 2018).

De acuerdo con el libro *Un siglo de sequías*, la crisis del agua se explica más como un problema de gobernabilidad que de escasez. Las instituciones involucradas en la gestión del agua en Brasil aún no están lo suficientemente preparadas para aplicar los instrumentos previstos en la legislación. La gestión eficiente de los recursos hídricos puede promover impactos positivos en la seguridad hídrica de la población y el sector productivo.

Los comités de cuencas fluviales siguen siendo foros marcados por desigualdades de poder político, económico y de conocimiento. La sociedad civil no está adecuadamente calificada para participar en el proceso de toma de decisiones políticas sobre el agua. Los gobiernos, por otro lado, no parecen estar dispuestos a renunciar a su control centralizado (Abers *et al.*, 2009).

Esta realidad no solo se da en Brasil. Al enfatizar las particularidades de cada región, la gestión eficiente del agua es un concepto complejo y desafiante para muchos otros países.

Participación de la sociedad civil en el proceso de democratización del acceso al agua

A partir de la década de 1990, la sociedad civil comenzó a participar activamente en la formulación de políticas adaptadas a la región semiárida brasileña, especialmente dirigida a la convivencia con las sequías. Los programas del gobierno federal “Un millón de cisternas” y “Una tierra y dos aguas” se destacan aquí. Estas acciones consistieron en la implantación de tecnologías sociales del agua para el almacenamiento de agua que satisficieran las demandas de la población rural difusa (Gomes, Heller, 2016).

La participación social en el proceso de gobernanza, prevista en la legislación actual sobre el agua del país, se evaluó como una condición fundamental para la promoción del uso eficiente y democrático del agua (Watanabe *et al.*, 2014). La gestión compartida permite a los distintos usuarios actuar de forma preventiva en la planificación de medidas para adaptarse a las sequías.

En el libro *Un siglo de sequías*, los grupos sociales específicos de Paraíba Cariris, las microrregiones más secas de Brasil, se apropiaron del derecho a participar con el objetivo de promover la gobernabilidad democrática del agua, en el marco de los comités de cuencas hidrográficas.

Es importante identificar los avances en la descentralización de estas políticas de acceso al agua, con base en la participación de la sociedad civil (Baqueiro, 2016; Butler, Adamowski, 2015). Estas tecnologías sociales del agua, implementadas con el apoyo de las organizaciones sociales de la región semiárida brasileña, han tenido importantes impactos en el acceso al agua en la región. Sin embargo, aún existen muchos desafíos para la universalización del acceso a estas tecnologías sociales del agua, especialmente en las zonas rurales, a fin de adaptar mejor la población a las sequías. Durante la investigación, se encontró que no todas las familias de Cariris, estado de Paraíba, recibieron tecnologías sociales para el almacenamiento de agua (Buriti, Barbosa, 2018). Esto significa que muchas familias aún enfrentan la carga diaria de transportar agua en largas distancias (Gomes *et al.*, 2012).

Los programas de acceso al agua en el semiárido brasileño, basados en la implementación de tecnologías sociales, han tenido un impacto significativo en la vida de las mujeres rurales. Históricamente, fueron las principales responsables de llevar la carga de buscar agua de fuentes distantes para mantener a la familia. Antes de P1MC, las mujeres pasaban un total de tiempo

por año, que sumaba más de 36 días solo transportando agua desde depósitos que estaban demasiado lejos de sus hogares (Gomes, Heller, 2016).

Con la implementación de tecnologías sociales del agua junto con las residencias, el tiempo dedicado al transporte de agua por las mujeres se ha reducido a 12 días al año (Gomes, Heller, 2016).

El aumento de la disponibilidad de agua en las zonas rurales a través de tecnologías sociales del agua ha traído beneficios tangibles para las mujeres. Redujeron su trabajo y dedicaron su tiempo a actividades productivas, contribuyendo a la generación de ingresos y al mayor bienestar de sus familias (Buriti, Barbosa, 2018).

Las tecnologías sociales del agua han tenido un impacto importante en la capacidad de convivir con sequías en la Paraíba Cariris. Sin embargo, en la microrregión Cariri Oriental da Paraíba, el 62% de la población rural residente tenía acceso a la tecnología social P1MC, mientras que solo el 13% recibió la segunda tecnología social, a través de P1 + 2. En la microrregión Cariri Oriental da Paraíba, el 32% de la población tenía acceso a la tecnología social P1MC, mientras que solo el 0,17% tenía acceso a P1 + 2.

Esta investigación sobre la distribución de las tecnologías sociales del agua en Cariris da Paraíba muestra cómo el acceso a las políticas de tecnología social para el almacenamiento de agua de lluvia aún no es una realidad universal para las comunidades rurales difusas de estos lugares.

Por lo tanto, el principal desafío actual es la universalización del acceso a estas tecnologías sociales del agua en el medio rural, con el objetivo de proporcionar una mejor coexistencia de la población con las sequías. Las tecnologías sociales también requieren mejoras en términos de cantidad y calidad del agua almacenada.

Conclusiones

La experiencia histórica es fundamental para el diseño de estrategias de desarrollo sostenible en la región semiárida de Brasil, especialmente ante desafíos complejos como el manejo sostenible de la sequía y la definición de los métodos más apropiados para aumentar la disponibilidad de agua.

Al estudiar las políticas del agua del pasado, los autores del libro *Un siglo de sequía* han arrojado luz sobre la planificación actual de respuestas coordinadas y sistemáticas a la adaptación a la sequía, con el fin de aumentar la resistencia de la población a sus impactos. La “sequía del siglo” dejó importantes lecciones para los responsables actuales de la política del agua del semiárido brasileño. Una de ellas es la necesidad de diseñar programas que proporcionen mayor capacidad de recuperación por parte de la población.

Entre las acciones que requieren mayores inversiones en la región semiárida brasileña se encuentran: educación ambiental, manejo sostenible de las sequías, calificación de la sociedad civil para participar en la gobernabilidad del agua, reutilización del agua y la infraestructura de desalinización, y extracción de agua urbana. Además de centrarnos en las estrategias de eficiencia de agua y energía, la conservación de los recursos naturales, la reducción de la contaminación del agua, combatir las pérdidas y el desperdicio, cobrar por el uso de los recursos hídricos y las tecnologías adaptadas a las sequías son aspectos igualmente relevantes.

Las lecciones de las políticas de acceso al agua durante más de un siglo en la región semiárida de Brasil resaltaron la necesidad de descentralización en la planificación e implementación de políticas de agua; prioridad a las tecnologías sociales del agua que contribuyen a la democratización del acceso al agua, alcanzando especialmente a la población más vulnerable y la necesidad de universalizar el acceso a las tecnologías sociales del agua y la mejora de estos mecanismos tecnológicos, con el objetivo de minimizar los impactos de la sequía sobre el agua y la seguridad alimentaria de la población.

Referencias bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. (1977). "Espaços ocupados pela expansão dos climas secos da América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários". *Paleoclimas*, v. 3. p. 1-19.
- Abers, R. N. *et al.* (2009). "Inclusão, deliberação e controle: três dimensões de democracia nos comitês e consórcios de bacias hidrográficas no Brasil". *Ambiente & Sociedade*, v. XII, n. 1, p. 115-132.
- Azevedo, S. C. D. *et al.* (2018). "Analysis of the 2012-2016 drought in the northeast Brazil and its impacts on the Sobradinho water reservoir". *Remote Sensing Letters*, v. 9, n. 5. p. 438-446.
- Baqueiro, A. H. (2016). "The Participation of Civil Society Organizations in Public Policies in Latin America". *Voluntas*, v. 27, p. 86-104.
- Barbosa, H. A.; Kumar, T. V. L. (2016). "Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil". *Journal of Arid Environments*, v. 124. p. 377-387.
- Buriti, C. O.; Barbosa, H. A. (2018). *Um século de secas: ¿por que as política hídrica não transformaram o Semiárido brasileiro?* Lisboa-Portugal: Chiado Books. 434 p.
- Butler, C.; Adamowski, J. (2015). "Empowering marginalized communities in water resources management: Addressing inequitable practices in Participatory Model Building". *Journal of Environmental Management*, v. 153, p. 153-162.
- Furtado, C. (1959). *A operação Nordeste*. Rio de Janeiro: ISEB (Textos brasileiros de economia).
- Furtado, C. (1998). *Seca e poder: entrevista com Celso Furtado*. São Paulo-SP: Fundação Perseu Abramo.
- Gomes, U. A. F.; Heller, L.; Pena, J. L. (2012). "A national program for large scale rainwater harvesting: an individual or public responsibility?". *Water Resources Management*, v. 26, n. 9, p. 2703-2714.
- Gomes, U. A. F.; Heller, L. (2016). "Acesso à água proporcionado pelo Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais: ¿combate à seca ou ruptura da vulnerabilidade?". *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 623-633.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2010). Censo Demográfico.
- LAPIS (2016). Laboratório de Análise e Processamento de Imagens de Satélites. Disponible en: www.lapismet.com.br.
- Letras Ambientais (2018). Dados e informações ambientais. Disponible en: www.letrasambientais.com.br.
- Marengo, J. A.; Bernasconi M. (2015). "Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections". *Clim Change*, v. 129, p. 103-115.

- Ministério da Integração Nacional (MI) (2016). Proteção e Defesa Civil: Reconhecimentos realizados em 2016. Disponible en: <<http://www.mi.gov.br/reconhecimentos-realizados>>. Acesso em: 24 out. 2016.
- Ministério da Integração Nacional (MI) (2017). Resolução nº 107/2017. Recife-PE, 27 de julho de 2017.
- National Drought Mitigation Center (2006). <https://drought.unl.edu/>
- Silva, R. M. A. (2006). *Entre o combate à seca e a convivência com o Semiárido: transições paradigmáticas e sustentabilidade do desenvolvimento*. Tese de Doutorado. UNB.
- Stanke, C. *et al.* (2013). "Health Effects of Drought: A Systematic Review of the Evidence". *PLOS Currents Disasters*, v. 5, n. 1, p. 1-38.
- Watanabe, M. *et al.* (2014). "Decision Making and Social Learning: The Case of Watershed Committee of the State of Rio Grande do Sul, Brazil". *Water Resources Management*, v. 28, p. 3815-3828.

Predicción del balance hidrológico para una cuenca de páramo andino venezolano

Prediction of the water balance for a Venezuelan Andean paramo catchment

Marilena Yeguez,^{1, 2} Magdiel Ablan,¹ Mayanín Rodríguez,³ Dimas Acevedo,³ Daniel Machado³

Resumen: Se espera que el cambio ambiental en los páramos venezolanos tenga un fuerte impacto en su comportamiento hidrológico. Por esta razón, se requiere una adecuada comprensión de su hidrología, así como también de predicciones que puedan apoyar las decisiones que tienen que ser tomadas en el futuro próximo para la gestión del recurso. Hasta el momento el interés de los investigadores se ha enfocado en el uso de modelos para la comprensión de la hidrología del páramo andino venezolano, pero es necesario utilizar el conocimiento obtenido para proporcionar herramientas que apoyen la planificación del recurso hídrico, con miras a su *conservación* y aprovechamiento. Por lo tanto, esta investigación plantea predecir balances hidrológicos mensuales y anuales para el valle principal de una microcuenca de páramo venezolano, haciendo uso de una variante del modelo hidrológico TOPMODEL. Con el fin de evaluar las predicciones, se compararon las salidas del modelo con las mediciones de caudal y las estimaciones de evapotranspiración. Las predicciones fueron evaluadas tanto para años calendarios como para años hidrológicos. Para el caso de años secos resulta necesaria la evaluación de los supuestos básicos sobre los que se fundamenta TOPMODEL. En general, usando años hidrológicos, el modelo alcanza los mejores desempeños. Sin embargo, el rendimiento del modelo disminuye notablemente con ejecuciones de un año, por lo que el proceso de calibración también debe ser revisado. Esta investigación presenta elementos que deben ser evaluados con el fin de mejorar las predicciones de los componentes del balance hidrológico, así como la producción y la capacidad de regulación del páramo venezolano. Además, invita a seguir estudiando e impulsando acciones en pro de la conservación de las unidades que permitan el almacenamiento, ya que las medidas de aumento de la eficiencia en el uso del agua deben ir acompañadas de medidas que aseguren su sostenibilidad para que el agua ahorrada quede en los sistemas naturales.

Palabras clave: Páramo venezolano, modelo hidrológico, TOPMODEL, balance hidrológico, producción hidrológica, regulación hidrológica.

Abstract: It is expected that the environmental change in the paramos (Tropical alpine grasslands) will have a strong impact on its hydrological behavior. For this reason, a good understanding of the hydrology of the Venezuelan paramo is required as well as predictions that can support the decisions that have to be made in the near future for water resources management. Until now, interest has been focused on the use of models for the understanding of the hydrology of Venezuelan Andean paramos, but it is time to use the gained knowledge to provide tools that support the planning of water resource, considering its conservation and use. Therefore, this study aims to predict monthly and annual water balances for the main valley of a Venezuelan paramo micro-catchment, making use of a variant of the TOPMODEL hydrological model. In order to evaluate the predictions, the model outputs were compared to runoff measurements and evapotranspiration estimates. In addition, the predictions were evaluated for both calendar and hydrological years. In the case of dry years, it is necessary to evaluate the basic assumptions on which TOPMODEL is based. In general, using hydrological years the model achieves the best performance. However, the performance of the

1 Centro de Simulación y Modelos (CESIMO), Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela. Correos electrónicos: mariyeg@gmail.com; mablan@gmail.com

2 Laboratorio de Prototipos, Universidad Nacional Experimental del Táchira, San Cristóbal, Venezuela. Correo electrónico: mariyeg@gmail.com

3 Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE), Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela. Correos electrónicos: mayaninrm@gmail.com; dimasacevedo@gmail.com; machadodiaz@gmail.com

model decreased markedly with one year of executions, so the calibration process must also be reviewed. This research provides elements that must be evaluated in order to improve the predictions of the water balance components, as well as the production and the regulation capacity of the Venezuelan paramo. It also invites to continue studying and promoting actions for the conservation of the units that allow storage, since the actions to increase the efficiency in the use of water must be accompanied by actions that ensure sustainability, so that the stored water remains in the natural systems.

Keywords: Venezuelan paramo, hydrological model, TOPMODEL, water balance, water production, water regulation.

Introducción

Se espera que el cambio ambiental en los páramos, desde el cambio en el uso de la tierra hasta el cambio climático global, tenga un fuerte impacto en su comportamiento hidrológico (Buytaert y Beven, 2011). Esto se debe a que el ciclo del agua está estrechamente vinculado a la biofísica del ecosistema, principalmente a la vegetación, suelos y clima. Los estudios hidrológicos del páramo se han realizado, principalmente, en Colombia y Ecuador presentando estos páramos marcadas diferencias en sus componentes biofísicos respecto de los ubicados en Venezuela. En el páramo venezolano el clima posee una estación seca marcada, que dura varios meses, en la que llueve poco o nada; en contraste, el clima de los páramos de Ecuador y Colombia es predominantemente más húmedo y con precipitaciones constantes durante todo el año (Buytaert *et al.*, 2006). Además, en Venezuela los suelos parameros son preferentemente jóvenes (entisoles e inceptisoles) (Malagon, 1982) y en Ecuador y Colombia la mayoría son de origen volcánico o andosoles (Buytaert y Beven, 2011; Gil y Tobón, 2016). Por lo tanto, no se puede asegurar que el comportamiento hidrológico de los páramos venezolanos sea igual al de sus pares.

Una buena comprensión de la hidrología del páramo venezolano es necesaria, así como también predicciones hidrológicas, para apoyar las grandes decisiones que tienen que ser tomadas en el futuro próximo para la gestión del recurso. Los modelos de simulación son una herramienta útil que permiten probar hipótesis acerca de un sistema hidrológico y, en consecuencia, mejorar la comprensión de este último, pero además permiten realizar predicciones (Buytaert y Beven, 2011). Por lo anteriormente expuesto, se ha iniciado la modelización del valle principal de una microcuenca de páramo venezolano con la implementación de TOPMODEL (Yeguez *et al.*, 2018). TOPMODEL es un modelo hidrológico de base física, que fue utilizado en el páramo ecuatoriano y colombiano, alcanzando un buen desempeño. Además, se ha implementado una variante de TOPMODEL que busca representar el comportamiento hidrológico de los afloramientos rocosos presentes en el área de estudio, constituyendo esta variante una mejor representación (Yeguez *et al.*, 2019).

Hasta el momento se ha enfocado el interés en el uso de modelos para la comprensión de la hidrología del páramo andino venezolano, pero es tiempo de utilizar el conocimiento obtenido para proporcionar herramientas que apoyen la planificación del recurso hídrico con miras a su *conservación* y aprovechamiento. Por lo tanto, esta investigación se plantea predecir balances hidrológicos mensuales y anuales para el área de estudio, haciendo uso de una variante del modelo hidrológico TOPMODEL. De esta forma se podrían cuantificar los servicios ambientales más importantes que se le atribuyen al páramo, la producción de agua y la capacidad de regulación (Buytaert *et al.*, 2006). Al predecir el caudal generado y la variación del almacenamiento, se cuantifica la producción de agua y capacidad de regulación.

Materiales y métodos

A continuación, se presenta una breve descripción del área de estudio, el modelo hidrológico usado y los datos que estuvieron disponibles para la predicción y evaluación de los balances hidrológicos. Finalmente, se describe la ecuación de balance hidrológico y se presenta la definición de año hidrológico considerada.

Área de estudio

El área de estudio, con una superficie de 3,62 km² sobre los 3.600 m de altitud, corresponde al valle principal de la microcuenca de la quebrada de Miguaguó (sector Mixteque en Mérida, Venezuela). Las precipitaciones en el área presentan un régimen unimodal, con una marcada estacionalidad de dos a tres meses secos. El promedio anual de precipitación es de 1.170 ± 125 mm. Los eventos de precipitación son, en promedio, de 7 mm (Rodríguez *et al.*, 2014) y se caracterizan por ser de baja magnitud, poca intensidad y alta frecuencia (Rodríguez, 2010). Por otra parte, la radiación solar tiene un valor elevado de 1.200 Wm⁻², especialmente durante la estación seca (Córdova, 2014).

Las formas de relieve dominantes son los till sobre laderas, unidad que abarca el 53% del área, seguidos luego por los afloramientos rocosos (18%), till sobre el fondo de valle (17%) y lagunas y humedales sobre cubetas de sobreescavamiento (8%). El resto del área lo representan morrenas de retroceso y derrubios rocosos (Rodríguez *et al.*, 2014). Es importante destacar, además, que la pendiente presenta un rango que va desde 0 hasta más de 60%, donde aquellas que se encuentran entre 15-30% ocupan un 34,4% de la superficie total (Córdova, 2014). En los suelos hay predominancia de una alta fracción esquelética o gruesa. En la fracción fina predomina la arena, lo cual resulta en texturas gruesas (franco arenoso y areno francoso). Además, los suelos, en su horizonte superficial, presentan alto contenido de materia orgánica que va de un 8 a un 28%, estrechamente ligado a las pendientes; las pendientes menores a 5% presentan los mayores valores de materia orgánica (suelos de orden histosol y suelos minerales del orden inceptisol y algunos con características superficiales hísticas) y, a medida que aumentan las pendientes, disminuyen los contenidos de materia orgánica (suelos minerales jóvenes, entisoles e inceptisoles) (Córdova, 2014).

Toda el área de estudio posee vegetación natural que está conformada por arbustales-rosetales bajos, arbustales altos, humedales y bosques altoandinos. El tipo de vegetación dominante es el arbustal-rosetal bajo, que se distribuye uniformemente sobre toda el área. Las otras formaciones vegetales se disponen en parches, inmersas dentro de la vegetación anterior, mientras que los humedales están dominados por vegetación de céspedes y ciénagas (Rodríguez, 2010), conformando estos un sistema en rosario junto a las lagunas (Rodríguez *et al.*, 2014).

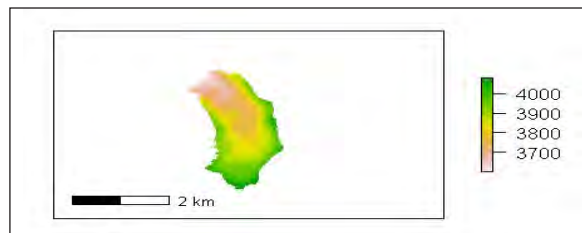
TOPMODEL modificado

Se usó una implementación en R de TOPMODEL que fue modificada y calibrada a fin de representar el comportamiento hidrológico de los afloramientos rocosos presentes en el área de estudio. Se reporta que las series de datos correspondientes al periodo 01/09/2011 - 31/03/2012 fueron usadas para la calibración del modelo, obteniendo una eficiencia de Nash-Sutcliffe de 0,75 al evaluar el ajuste del caudal simulado con el observado (Yeguez *et al.*, 2019).

Datos disponibles

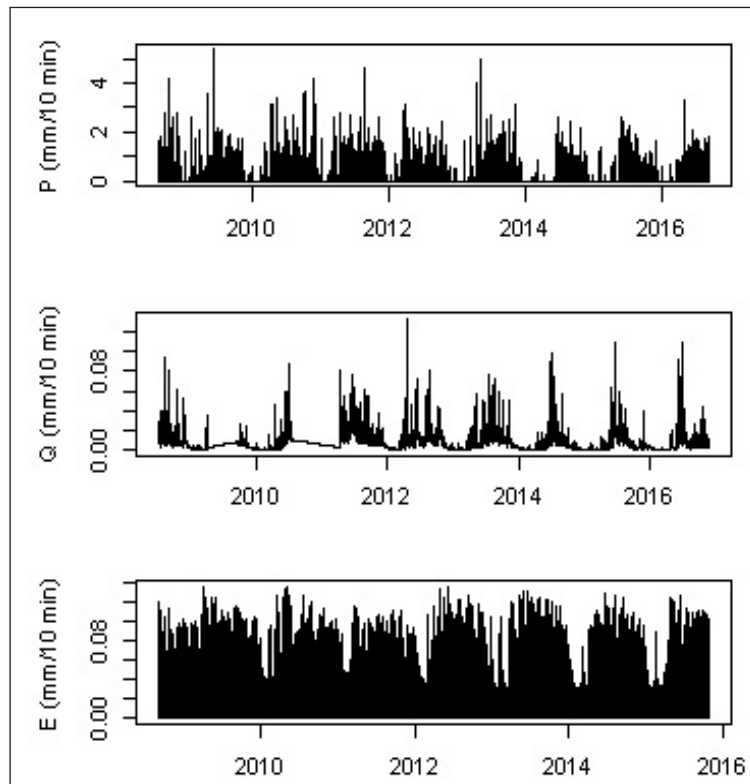
Se dispuso de un modelo digital de elevaciones y una serie de datos de precipitación, caudal y evapotranspiración provenientes de un sistema de monitoreo que fue implementado en el área de estudio en el año 2008. El modelo digital de elevaciones utilizado tiene una resolución de 5 m (Figura 1). Los datos de precipitación corresponden a mediciones hechas por una estación climatológica automatizada instalada en el fondo de valle y los datos de caudal se registraron a partir de mediciones hechas en un vertedero triangular (90°), ubicado en el punto de salida (Rodríguez *et al.*, 2014).

Figura 1. Modelo digital de elevaciones del área de estudio



Fuente: Elaboración propia.

Figura 2. Series de datos de precipitación (P), caudal (Q) y evapotranspiración (E) disponibles



Fuente: Elaboración propia.

Los datos de precipitación y caudal fueron almacenados en archivos como una serie de datos asociada a una secuencia temporal de 10 minutos. Por tratarse de series de datos que deben ser equidistantes y de la misma longitud, se identificó la existencia de datos faltantes. Se utilizó

estimaciones diarias de evapotranspiración de la vegetación ajustada a condiciones de estrés hídrico (método FAO), prefiriéndose esta medida por sobre la evapotranspiración de referencia, ya que esta última sobreestima en gran medida las salidas de agua del sistema por esta vía, principalmente durante la época de sequía (Rodríguez, 2010). Cada estimación diaria se distribuyó en 144 valores, uno por cada 10 minutos, por medio de una distribución normal, imitando la función *approx.pe.ts* del paquete DYNATOPMODEL de R (Metcalf *et al.*, 2016). En la Figura 2 se observan las series de datos de precipitación (P), caudal (Q) y evapotranspiración (E), cuyos últimos registros corresponden a mediados de setiembre de 2016. Se reportaron algunos datos de precipitación faltantes, entre el 04/03/2015 y el 25/03/2015. Para caudal se identificaron dos grandes discontinuidades, razón por la que no se utilizaron las series antes de abril de 2011. Se encontraron otras discontinuidades, pero de menor tamaño, que fueron interpoladas linealmente.

Ecuación de balance

Esta ecuación es una descripción matemática de los procesos hidrológicos que operan dentro de un marco de tiempo dado e incorpora principios de continuidad de masa y energía. En esta forma, el ciclo hidrológico es definido como un sistema cerrado por lo que no hay masa o energía creada o perdida dentro de él. La masa de interés en este caso es el agua. En la ecuación de balance (Ecuación 1) se evalúa el flujo de agua hacia y desde la superficie, con un término de almacenamiento incorporado precipitación -P-, evapotranspiración -E-, caudal -Q- y cambio en almacenamiento - ΔS -. El término de almacenamiento puede ser positivo o negativo, ya que el agua puede liberarse del almacenamiento (negativo) o ser absorbida por el almacenamiento (positivo) (Davie, 2008).

$$P - E - Q - \Delta S = 0 \quad (1)$$

En el área de estudio el almacenamiento tiene lugar en los suelos y principalmente en las lagunas y los humedales, por lo que son difíciles de lograr mediciones o estimaciones del almacenamiento. Por lo tanto, en esta investigación, el cambio o variación en el almacenamiento fue determinado para cada mes del año por diferencia, usando los datos de precipitación registrados y las salidas generadas por el modelo (evapotranspiración y caudal simulado). Con el fin de evaluar los valores obtenidos, se compararon las salidas del modelo con las estimaciones de evapotranspiración y las mediciones de caudal.

Año hidrológico

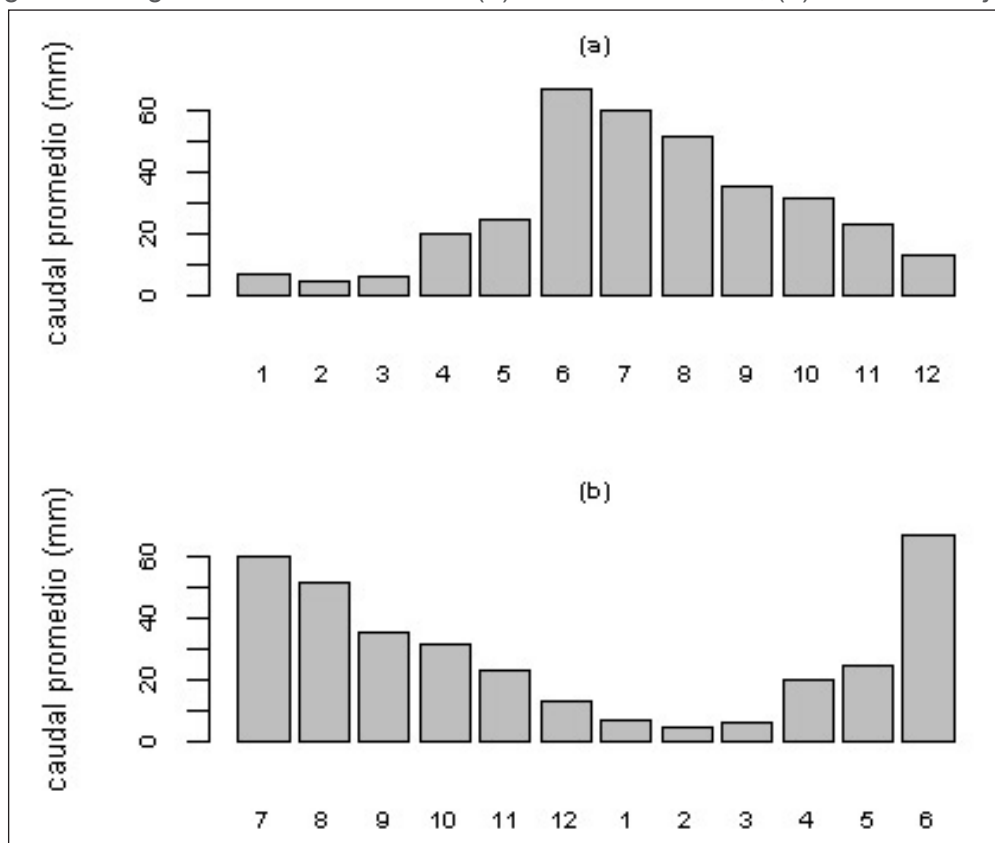
Diversas investigaciones han hecho uso del concepto de año hidrológico para la estimación de balances hidrológicos, entre otros propósitos, especialmente en regiones que presentan épocas muy secas como es el caso del área de estudio. Por dicha razón, se evaluó la predicción de los balances tanto para años calendarios como para años hidrológicos. Según la Organización Meteorológica Mundial (2011) el año hidrológico se define de modo que comience en una temporada en la que el caudal es probablemente alto, con lo que no será probable que los períodos de caudal bajo anuales estén divididos en años diferentes.

Resultados y discusión

El diagrama de estacionalidad iniciando en el mes de enero, y usando todo el conjunto de datos de caudal disponible, muestra que el periodo de flujo bajo se interrumpe (Figura 3a), situación que no se presenta si el diagrama de estacionalidad se inicia en el mes de julio (Figura 3b), cuando inicia el año hidrológico en el hemisferio sur (American Meteorological Society, 2019). Por lo tanto, se sugiere julio como el mes de inicio del año hidrológico para el área de estudio, por ser el caudal promedio de dicho mes bastante alto y por no interrumpirse los flujos bajos y encontrarse Venezuela justo por encima del ecuador.

Para la estimación de los balances solo se consideraron aquellos años (calendarios e hidrológicos) que no presentaron grandes vacíos de información en los registros de los flujos y que no fueron usados para la calibración del modelo. El modelo se ejecutó entonces para el año calendario 2013 obteniendo eficiencias de Nash-Sutcliffe de 0,5, mientras que para el año hidrológico 2013 (que corresponde al periodo julio 2012 hasta junio 2013) la eficiencia alcanzó un 0,6. Si bien las eficiencias obtenidas son inferiores a la de calibración, esta es la primera vez que se ejecuta el modelo calibrado para un periodo mayor a siete meses.

Figura 3. Diagrama de estacionalidad (a) iniciando en enero, (b) iniciando en julio

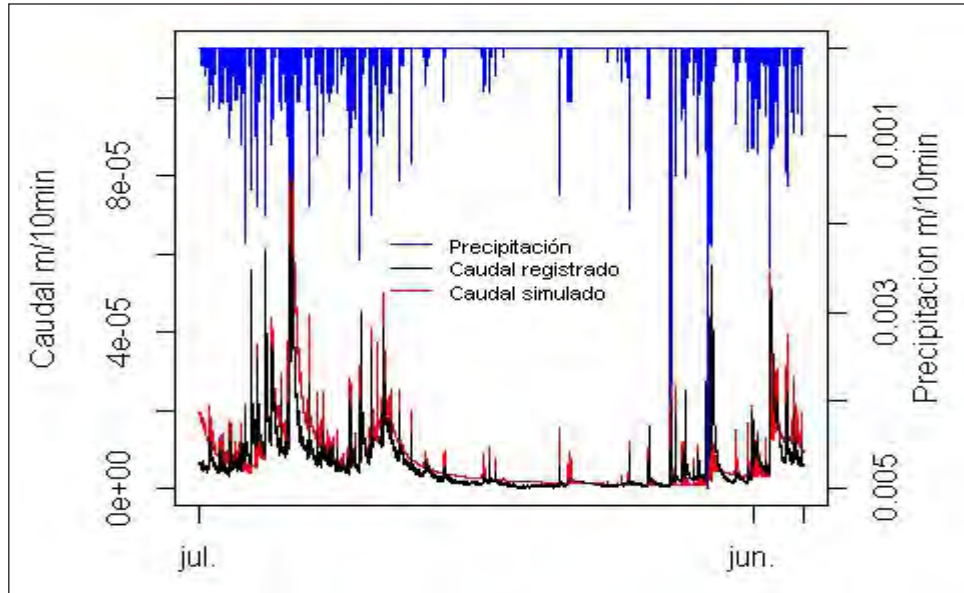


Fuente: Elaboración propia.

La Figura 4 muestra la precipitación registrada, el caudal registrado y el caudal simulado para el año hidrológico 2013. Se puede apreciar que, si bien el caudal simulado no coincide totalmente con el caudal registrado, se representa adecuadamente la estacionalidad y dinámica.

En la Tabla 1 se presentan las predicciones mensuales de los componentes del balance hidrológico para dicho año (salidas del modelo), y en la Tabla 2 se consolidan las predicciones mensuales para obtener el balance anual.

Figura 4. Precipitación registrada, caudal registrado y caudal simulado para el año hidrológico 2013



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Predicciones mensuales de los componentes del balance hidrológico para el año hidrológico 2013

Mes	Precipitación registrada (mm)	Evapotranspiración simulada (mm)	Caudal Simulado (mm)	Variación del almacenamiento por diferencia (mm)
Julio 2012	97,00	51,09	40,81	5,11
Agosto 2012	224,20	60,99	110,22	52,99
Setiembre 2012	79,51	62,15	49,27	-31,91
Octubre 2012	127,70	55,73	65,00	6,97
Noviembre 2012	14,60	53,55	24,62	-63,57
Diciembre 2012	17,00	33,68	12,57	-29,25
Enero 2013	0,00	16,74	7,71	-24,46
Febrero 2013	21,40	21,93	6,33	-6,86
Marzo 2013	20,40	15,35	5,70	-0,65
Abril 2013	91,60	34,23	8,34	49,03
Mayo 2013	131,60	60,60	21,54	49,46
Junio 2013	136,16	56,95	49,17	30,04

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Predicción de los componentes del balance hidrológico para el año hidrológico 2013

Precipitación registrada (mm)	Evapotranspiración simulada (mm)	Caudal simulado (mm)	Variación del almacenamiento por diferencia (mm)
961,18	523	401,29	36,89

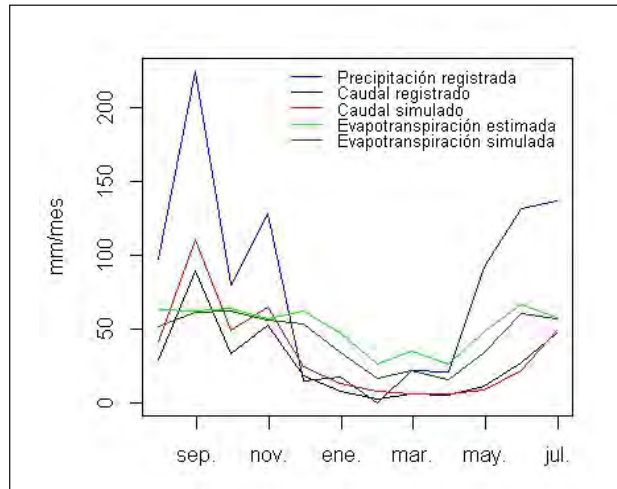
Fuente: Elaboración propia.

En la mayoría de los meses, la evapotranspiración simulada supera el caudal simulado. Solo en agosto y octubre (cuando se registran de las más altas precipitaciones) los caudales simulados son superiores. Al mismo tiempo, se observan meses continuos de recarga del almacenamiento; meses continuos de descarga y, en menor medida, meses continuos cuando se alternan meses de recarga y descarga, que corresponden a meses muy lluviosos y menos lluviosos. En ese año hidrológico, según el balance anual simulado, aproximadamente un 54,4% de la precipitación se pierde luego como evapotranspiración, un 41,7% como caudal y un 3,8% queda almacenado. De acuerdo con estos resultados, la producción de agua alcanza 401,29 mm, solo un 41% de la precipitación, en gran medida debido a una alta evapotranspiración, mientras que la variación del almacenamiento en ese año oscila entre -63,57 mm y aproximadamente 53 mm, lo que indica que el área de estudio tiene la capacidad de almacenar más de 50 mm de precipitación al mes. Sin embargo, los elevados caudales en los meses de agosto y octubre dan señales de poca capacidad de regulación.

En la Figura 5 se grafican las predicciones mensuales de los flujos de salidas junto a las mediciones de caudal y estimaciones de evapotranspiración. Como puede observarse, durante un poco más de la primera mitad del año el modelo sobreestima el caudal. Luego, por un corto periodo, logra un buen ajuste, pero después y hasta el final, lo subestima un poco. En el caso de la evapotranspiración, esta es subestimada por el modelo durante todo el año, con mayores diferencias de magnitud respecto de las estimaciones durante la época seca y un poco más allá. En ambos casos, a pesar de que las magnitudes simuladas, no coinciden con los datos observados, el modelo lograr reproducir la dinámica. Los resultados sugieren, en primera instancia, que se necesita evaluar los supuestos que hace TOPMODEL respecto del proceso de evapotranspiración porque, a pesar de estar aparentemente subestimado, representa la salida más importante.

Se quiso repetir el análisis para el año calendario 2015 y para el año hidrológico 2016 (julio 2015 a junio 2016) pero las eficiencias obtenidas por el modelo fueron muy bajas, 0,31 y 0,44, respectivamente. Estos años se caracterizan por ser más secos y por tener menores entradas por precipitación que el año 2013 (tanto calendario como hidrológico), pudiendo ser la razón por la cual el desempeño del modelo es menor, lo que implica la evaluación de los supuestos básicos sobre los que se fundamenta TOPMODEL (Beven, 2012). Sin embargo, se puede observar, otra vez, que usando años hidrológicos el modelo alcanza mejores eficiencias.

Figura 5. Predicciones mensuales de los flujos de salidas junto a las mediciones de caudal y estimaciones de evapotranspiración



Fuente: Elaboración propia.

Conclusiones

Se logran las predicciones de los componentes del balance para un año hidrológico, usando la versión modificada de TOPMODEL, que busca representar el comportamiento hidrológico de los afloramientos rocosos presentes en el área de estudio. A pesar de que las estimaciones parecen coherentes, la comparación con los caudales registrados y la evapotranspiración estimada advierte que algunos supuestos del modelo deben ser evaluados con el fin de mejorar las predicciones de los componentes del balance, así como las estimaciones de la producción y la capacidad de regulación del páramo venezolano.

La predicción de balances hidrológicos, que apoyen la planificación del recurso hídrico, con miras a su *conservación* y aprovechamiento, obligaron a considerar el inicio del balance en meses diferentes a enero. De hecho, los mejores desempeños del modelo se alcanzaron con el uso de años hidrológicos (de julio a junio). Sin embargo, el rendimiento del modelo disminuyó notablemente con ejecuciones de un año, lo que invita también a revisar el proceso de calibración.

Para mejorar los balances hidrológicos es necesario seguir estudiando sus componentes, en particular las unidades que permiten el almacenamiento de agua (suelos, humedales y lagunas). Además, se recomienda seguir impulsando acciones en pro de la conservación de dichas unidades, como se ha hecho en el pasado, por ejemplo, con el cercado de los humedales. Es imprescindible que las medidas de aumento de la eficiencia del uso del agua vayan acompañadas de medidas que aseguren su sostenibilidad, para que el agua ahorrada quede en los sistemas naturales.

Este artículo presenta los resultados de una investigación que busca apoyar la planificación del recurso hídrico en el páramo venezolano, y fue llevada a cabo por un grupo, donde la mayoría son mujeres. Sin embargo, cualquier persona, sin distinción de género, puede beneficiarse de los aportes de la misma.

Referencias bibliográficas

- American Meteorological Society (2012). http://glossary.ametsoc.org/wiki/Water_year, fecha de acceso: 24/06/2019.
- Beven, K., (2012). *Rainfall-Runoff Modelling: The Premier*, Wiley-Blackwell, 2nd ed., 2012, UK, pp. 190 - 219.
- Buytaert, W.; Beven, K. (2011). "Models as multiple working hypotheses: Hydrological simulation of tropical alpine wetlands". *Hydrological Processes*, 25, 1784–1799.
- Buytaert, W.; Célleri R.; De Bièvre, B.; Cisneros, F.; Wyseure, G.; Deckers, J.; Hofstede, R. (2006). "Human impact on the hydrology of the Andean páramos". *Earth-Science Reviews*, 79, 53-72.
- Córdova, C. (2014). *Estudio de las características edáficas con el fin de estimar la capacidad potencial de almacenamiento hídrico en los suelos minerales de la Microcuenca de Miguaguó, Mixteque. Estado Mérida, Venezuela* (Tesis de maestría). Universidad de los Andes, Mérida.
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of Hydrology*. USA: Routledge, 2nd ed., pp. 11-12.
- Gil, E.; Tobón, C. (2016). "Hydrological modelling with TOPMODEL of Chingaza páramo, Colombia". *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 69(2), 1-16.
- Malagón, D. (1982). *Evolución de suelos en el páramo andino*. CIDIAT.
- Metcalfe, P.; Beven, K.; Freer, J. (2016). *Implementation of the Dynamic TOPMODEL Hydrological Model Version*.
- Organización Meteorológica Mundial (2011). "Guía de Prácticas Hidrológicas Volumen II". *World Meteorological Organization*, N.º 168.
- Rodríguez, M. (2010). *El páramo como proveedor de agua: análisis de las unidades geomorfológicas y de vegetación sobre el balance hídrico de una microcuenca andina de Venezuela* (Tesis de maestría). Universidad de los Andes, Mérida.
- Rodríguez, M.; Acevedo, D.; Buytaert, W.; Ablan, M.; De Bièvre B. (2014). "El páramo andino como productor y regulador del recurso agua. El caso de la microcuenca alta de la Quebrada Mixteque, Sierra Nevada de Mérida, Venezuela". *Avances En Investigación para la conservación de los Páramos Andinos*, CONDESAN, 245-266.
- Yeguez, M.; Ablan, M.; Acevedo, D.; Rodríguez, M.; Machado, D. (2018). "Primer intento de modelización de la hidrología de una microcuenca del páramo andino venezolano". En: *VI Jornadas del Liancol y II Congreso de Ciencias Ambientales*, pp. 104–109.
- Yeguez, M.; Ablan, M.; Buytaert, W.; Acevedo, D.; Rodríguez, M.; Machado, D. (2019). "Modelado hidrológico de un páramo andino venezolano con afloramientos rocosos usando TOPMODEL". *MASKANA*, 10 (2), 54-63.

Propuesta para la gestión de riesgo de concesiones de agua por amenaza de sequía: caso piloto río Tempisque

Approach for risk management of water concessions for drought threat: Tempisque River pilot case

Milton Gerardo Pérez Matamoros¹

Resumen: El Río Tempisque es la fuente de agua principal en el Pacífico Norte de Costa Rica para abastecimiento agropecuario e industrial. Dada la problemática de variación de caudales mínimos en eventos de sequía, se elabora una metodología para balancear los caudales concesionados y conservar el caudal ambiental del Río Tempisque. Para lograr un método de conservación del agua de la fuente tomando en cuenta que el fenómeno de El Niño en Centroamérica causa disminución de precipitaciones y por ende caudales, se diseñan tres escenarios tomando en cuenta el grado de afectación de este fenómeno (moderado, fuerte y muy fuerte) relacionándolos con el historial de caudales de la estación hidrométrica Guardia. En el Río Tempisque se logra generar tres escenarios partiendo de un caudal de diseño para eventos neutros y el caudal ambiental. Estos escenarios comprenden las afectaciones de moderada a fuerte del fenómeno de El Niño en su fase cálida.

Palabras clave: Concesión de agua, gestión de riesgo, ENOS, Río Tempisque, MINAE.

Abstract: The Tempisque River is the main source of water in the North Pacific of Costa Rica for agricultural and industrial supplies. Given the problem of variation of minimum flows in drought events, a methodology is developed to balance the concessional flows and conserve the environmental flow of the Tempisque River. To achieve a method for conserving water from the source, taking into account that the El Niño events in Central America cause a decrease in rainfall and therefore flows, three scenarios are designed taking into account the degree of the involvement of the event (moderate, strong and very strong) relating them to the flow history of the Guardia hydrometric station. In the Tempisque River it is possible to generate three scenarios starting from a design flow for neutral events and the environmental flow. These scenarios include the effects of moderate to strong child phenomenon in its warm phase.

Keywords: Water concession, risk management, ENSO, Tempisque River, MINAE.

Introducción

La afectación del fenómeno de El Niño (ENOS, por su sigla en inglés) se ha incrementado en magnitud y periodicidad en las últimas dos décadas en que se presentan eventos Niño más fuertes y frecuentes que décadas anteriores. Entre los años 2015 y 2016 se presentó uno de los episodios Niño, más fuertes de la historia, cuando se evidenciaron grandes afectaciones ambientales y materiales en la zona de Guanacaste en el Pacífico Norte de Costa Rica.

Las concesiones de aprovechamiento de agua se otorgan con caudales mínimos en periodos neutros (sin escenarios extremos). Cuando se presentan fenómenos de excesos de precipitación o periodo de sequía, declarado por el Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN), son

¹ Ministerio de Ambiente y Energía - Dirección de Agua. Costa Rica. Correo electrónico: miltonpm.22@gmail.com

eventos en los que varía el caudal de las fuentes con respecto a la normal. Esto implica que en las fuentes de agua que se encuentran concesionadas podrían verse afectado el caudal disponible y ambiental.

Debido a la disminución del caudal en las fuentes en periodo cálido del fenómeno ENOS (Periodo de El Niño), se debe buscar un mecanismo para reducir el caudal otorgado de las concesiones mientras exista una afectación de sequía, y así asegurar el bienestar de la fuente en el marco de la gestión del riesgo ambiental que se pueda presentar.

Cuando se realizan análisis en función de disponibilidad de caudal de agua y sus variantes bajo eventos climáticos de sequía, se transforma en un estudio más que técnico, dado que tiene implicaciones sociales y económicas en la zona donde se ubique la fuente de aprovechamiento. Es indispensable en la gestión del riesgo de las concesiones de agua conocer o calcular el caudal ambiental de la fuente que se está analizando, dado que desde el punto de vista ambiental se debe mantener el bienestar ecológico. Por ello es indispensable sociabilizar las metodologías con las/los involucrado/as en la aplicación del proceso.

Materiales y métodos

Para desarrollar la metodología se utiliza como base una serie de caudales medidos de la fuente de agua a analizar, los que se relacionan con el Índice Oceánico de El Niño (ONI, por su sigla en inglés)² (NOAA, 2019), para obtener escenarios que describan el porcentaje de caudal que disminuye en cada fase del fenómeno de El Niño. También se debe identificar los escenarios que se quiere analizar (débil, moderado, fuerte, muy fuerte), con ello se separan los periodos que han ocurrido estas afectaciones con los datos publicados por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica agencia científica del Departamento de Comercio de los Estados Unidos (NOAA, por su sigla en inglés) y se relacionan con los caudales de la o las estaciones hidrométricas, así se conoce la variación de caudal en cada escenario.

Para desarrollar la metodología, el insumo base son datos de caudal diarios o promedios mensuales de una serie mínima de 20 años, durante los que se hayan presentado las fases del ENOS o periodos de sequía que se desean analizar. Estos datos se pueden obtener de una o más estaciones hidrométricas. Para realizar la gestión de una manera correcta se debe identificar una institución u organización que brinde proyecciones climáticas, idealmente que sea del país de origen donde se ejecute la metodología o tomar como referencia las alertas que da la NOAA (2019). La limitante de esta metodología es la necesidad de datos de caudales con series prolongadas, sin embargo, para solventar una medida paralela es necesario modelar la cuenca con variables que determinen los eventos de sequía como disminución de precipitación y aumento de temperatura enfocando el análisis en años que tuvieran la presencia del evento que se quiere analizar.

Un complemento de la metodología se está trabajando en una modelación con el software HydroBID que permite generar escenarios con variaciones en temperatura y precipitación, para así analizar los eventos de sequía y separar diferentes grados de afectación, con esto tener datos de las variaciones de caudal para cada uno de ellos.

² ONI: Índice Oceánico del Niño, media de tres meses consecutivos de las anomalías de la temperatura superficial del mar en el Océano Pacífico.

Resultados y discusión

Obtención de caudales en eventos de sequía caso piloto

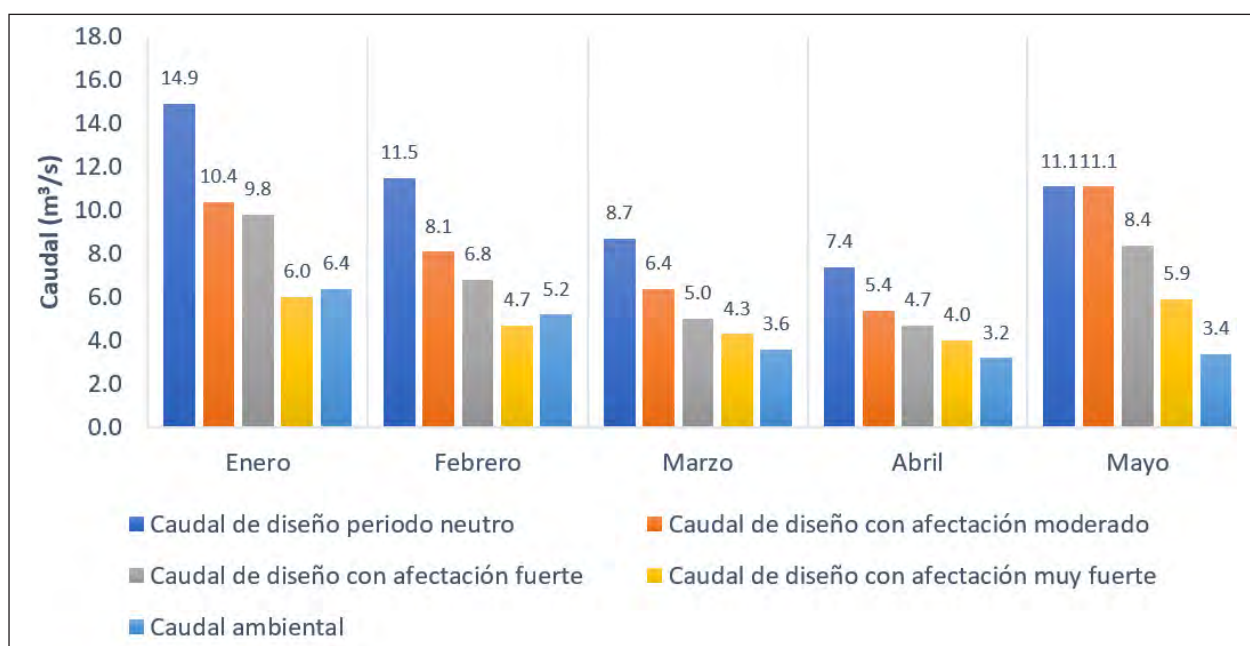
Para el caso piloto del Río Tempisque se analizó un periodo de 1950 a 2010, tomando en consideración los caudales de la estación hidrométrica llamada Guardia y los datos del indicador ONI, además, los resultados se enfocan en los meses comprendidos entre enero y mayo por ser los meses de menor caudal de la época seca; con esto se logran tres escenarios con respecto al grado de afectación del fenómeno de El Niño (moderado, fuerte y muy fuerte), que se presenta en la Tabla 1 y Figura 1.

Tabla 1. Caudal de diseño en metros cúbicos por segundo propuesto para afectación del fenómeno de El Niño moderado

Escenarios	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo	
	Caudal (m ³ /s)	Reduc. (%)	Caudal (m ³ /s)	Reduc. (%)	Caudal (m ³ /s)	Reduc. (%)	Caudal (m ³ /s)	Reduc. (%)	Caudal (m ³ /s)	Reduc. (%)
Caudal de diseño periodo neutro	14,9		11,5		8,7		7,4		11,1	
Caudal ambiental	6,4		5,2		3,6		3,2		3,4	
Caudal de diseño con afectación moderado	10,4	30,2	8,1	29,6	6,4	26,4	5,4	27,0	11,1	0,0
Caudal de diseño con afectación fuerte	9,8	34,2	6,8	40,9	5,0	42,5	4,7	36,5	8,4	24,3
Caudal de diseño con afectación muy fuerte	6,0	59,7	4,7	59,1	4,3	50,6	4,0	45,9	5,9	46,8

Fuente: Oficina de la Dirección de Agua DA-UHTPNOB-0394-2017 (Pérez, 2017).

Figura 1. Análisis de caudales del Río Tempisque divididos según el grado de afectación del fenómeno de El Niño



Fuente: Elaboración propia.

Una vez obtenido el caudal en los distintos escenarios se puede reservar el caudal ambiental de la fuente y redistribuir el caudal disponible a todos las/los concesionario/as. Se debe tomar en cuenta que las concesiones de agua en Costa Rica se otorgan por plazos normalmente de 10 años con un caudal fijo, esta metodología permite adecuar el caudal con respecto al disponible en eventos extraordinarios de sequía, salvaguardando el caudal ambiental.

Aplicación de reducción de caudales concesionados por eventos de sequía

Para ejecutar la reducción de caudales concesionados es necesario identificar el ente que realiza proyecciones meteorológicas, en este caso se utiliza el IMN, ente especializado que maneja proyecciones locales en cuanto al efecto del fenómeno ENOS o eventos meteorológicos que provoquen sequías temporales. Normalmente, las posibles amenazas de sequías se pronostican con seis meses de antelación, en este punto es fundamental sociabilizar la información con los concesionarios de agua para que tomen las medidas de mitigación por posibles disminuciones de caudales con los presentados en la Tabla 1.

Una vez iniciado el protocolo de alerta se monitorean los caudales de la fuente para observar las variaciones y cuando el caudal observado cae por debajo del caudal de diseño de periodos neutros, se aplican las reducciones a todos los concesionarios mediante notificaciones oficiales.

Es fundamental el control y seguimiento en campo para verificar que se cumplan las directrices y se ajusten a las reducciones de caudal. Paralelo a esta actividad, el monitoreo constante en las estaciones hidrométricas o aforos puntuales va a determinar hasta qué momento se mantendrán las medidas de reducción.

Esta metodología se aplica para subsanar la necesidad de registros técnicos que permitan modificar el caudal otorgado de las concesiones, que se ha manejado como un dato rígido por un periodo establecido, afectando las fuentes que, por su naturaleza, son dinámicas y propensas a variaciones de caudales por eventos meteorológicos. Al ser un caso piloto se encuentra en etapa de implementación que inició en el año 2018 para su validación.

Último evento de sequía de referencia

Durante el periodo 2015-2016 se registró uno de los eventos del fenómeno de El Niño más fuertes en Costa Rica. Según el boletín N.º 86 del Instituto Meteorológico Nacional, el balance del último trimestre del año 2015 muestra que el Pacífico Norte presentó un déficit de 79% en precipitaciones y que el balance anual de la misma zona fue de 40% (IMN, 2019).

Para la época seca de 2016 se realizaron aforos por parte de funcionarios de la Dirección de Agua del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), por la problemática de disminución extrema del caudal del Río Tempisque verificando un caudal mínimo en uno de los tramos de 0,165 m³/s en fecha de 20/04/2016. Comparando este valor con el caudal ambiental del mes de abril de la Tabla 1, este resultó en 19,39 veces menor al caudal mínimo que se recomienda para este mes.

Se debe tener en cuenta que en el año 2016 aún no existía ninguna metodología para la gestión del riesgo ambiental que puede afectar la biodiversidad y dinámica natural del Río Tempisque. Aunque se realizaron esfuerzos por mantener el caudal ambiental para que no continúe disminuyendo los aprovechamientos de los usuarios del agua con acuerdos temporales no fueron suficientes para mantener el caudal mínimo recomendado del río.

Durante los eventos de sequía, las/los usuarios/as del agua del Río Tempisque han colaborado, reduciendo el aprovechamiento y programando la extracción por horarios cuando la fuente presentaba problemas de caudales mínimos; sin embargo, la administración gubernamental no puede dejar esta responsabilidad en un acto de acuerdos temporales y por ello se explora la aplicación de esta metodología con respaldo técnico para lograr la seguridad ambiental al río.

Como reacciones a los eventos de sequía y caudales mínimos, se reportó que los sectores ambientalistas iniciaron movimientos sociales por la lucha del bienestar del río y de sus ecosistemas, complejizando el tema y para un análisis holístico. Como parte de la estadística de este análisis debe ser tomada en cuenta la cantidad de mujeres que están siendo beneficiadas con las concesiones de agua, dado que, en la actualidad de 30 concesiones existentes, en nueve figura como representante una mujer (30%). Sin embargo, la relación del caudal promedio anual concesionado entre hombres y mujeres corresponde a un 3,35% del caudal otorgado a estas nueve concesionarias del total distribuido, dato que es interesante estudiar en un análisis holístico.

Conclusiones

Dada la problemática ambiental y social presentada en el Río Tempisque se elaboró una metodología que permite variar el caudal concesionado otorgado mediante un valor fijo a un caudal menor sustentado técnicamente en presencia de eventos de sequía, asegurando una adecuada gestión de riesgo en el sector ambiental. La metodología se encuentra en etapa de prueba como caso piloto el Río Tempisque y con proyección a replicarse en las fuentes principales de Costa Rica que cuenten con riesgo de comprometer el caudal ambiental y disponible para concesionar. La metodología busca que los usuarios mejoren la eficiencia del uso del agua en los sistemas de riego dado a los ajustes de caudal y los eventos cíclicos del fenómeno de El Niño.

Se recomienda realizar modelación hidrológica con el software HydroBID o semejante y crear escenarios para eventos de sequía para diferentes grados de afectación.

Reconocimientos

Para la ejecución de la metodología de gestión de riesgo para control de concesiones de agua se tomaron como base los datos de caudal de la Estación 741901 conocida como Guardia, datos brindados por el Instituto Costarricense de Electricidad de Costa Rica (ICE). Sin esta información hubiese sido imposible hacer el análisis técnico, al igual que la serie de datos del ONI, presentados en la página web de la NOAA (https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php).

Se debe dar reconocimiento a la Dirección de Agua como ente rector en el tema de recurso hídrico de Costa Rica para destinar recursos humanos para desarrollar este tipo de análisis, a pesar de la limitada cantidad de funcionarios.

Referencias bibliográficas

- IMN (2019). *ENSO Bulletin N.º 86*. Diciembre. Recuperado de: <https://www.imn.ac.cr/en/boletines>
- NOAA (2019). *Cold & Warm Episodes by Season*. Recuperado de: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- NOAA (2019). *EL NIÑO/OSCILACION DEL SUR*. Recuperado el 08/08/2019 de: https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/ensodisc_Sp.shtml
- Pérez, M. (2017). *Adaptación al cambio climático de las concesiones del Río Tempisque DA-UHTPNOB-0394-2017*. San José: Dirección de Agua.

Inter-basin transfer feasibility study: transfer of water from Dry Harbour Mountains hydrologic basin to augment water supply in Rio Cobre and Kingston hydrologic basins, Jamaica

Estudio de viabilidad de transferencia entre cuencas: transferencia de agua de la cuenca hidrológica de Dry Harbor Mountains para aumentar el suministro de agua en las cuencas hidrológicas de Río Cobre y Kingston, Jamaica

Natalee Hutchings¹

Abstract: Water resources within the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins, which supply the Portmore Municipal Area (PMA) and the Kingston Metropolitan Area (KMA), respectively, are severely stressed by current and projected drinking water demands. Based on projected population growth, the demand will only continue to increase with further development and urban sprawl. This will exacerbate the problem of water shortages, assuming that public water supply and irrigation efficiencies are not significantly improved. To resolve this issue, inter-basin transfer of water from a hydrologic basin with surplus of freshwater resources is considered as a solution. The Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin is the most suitable choice for inter-basin transfer to the Rio Cobre and Kingston Basins due to its location, bordering proximity and the abundance of freshwater resources. The Rio Bueno, Laughlands Great River and White River are three of the main rivers in the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin with significant perennial flows and long-term records of stream-flow data. These rivers were evaluated to determine whether any surplus water is available from each river and the available quantity. Evaluation of the selected water sources revealed that surplus water is available to make the inter-basin transfer of fresh water from the selected sources within the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin a feasible option to augment water supply in the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins. Stream flow data from January 1st, 1951 to December 31st, 2017 for the mentioned rivers were evaluated and analysed using HYDATA (Hydrological Database and Analysis System). Analysis of the data indicated that surplus surface water from Rio Bueno is 107,781.1 m³/day (39 Mm³/year), Laughlands Great River is 18,748.8 m³/day (6 Mm³/year), and White River is 140,551.1 m³/day (51 Mm³/year).

Keywords: Inter-basin Transfer, surplus, water resources assessment.

Resumen: Los recursos hídricos dentro de las cuencas hidrológicas de Río Cobre y Kingston que abastecen el área municipal de Portmore (PMA) y el área metropolitana de Kingston (KMA), respectivamente, están severamente estresados por las demandas actuales y proyectadas de agua potable. Según el crecimiento demográfico proyectado, la demanda solo continuará aumentando con un mayor desarrollo y expansión urbana. Esto exacerbará el problema de la escasez de agua, suponiendo que el suministro público de agua y la eficiencia del riego no mejoren significativamente. Para resolver este problema, la transferencia de agua entre cuencas desde una cuenca hidrológica con excedentes de agua dulce se considera una solución. La cuenca hidrológica Dry Harbor Mountains es la opción más adecuada para la transferencia entre cuencas a las cuencas de Río Cobre y Kingston, debido a su ubicación, proximidad limítrofe y la abundancia de recursos de agua dulce. El río Bueno, el río Great Laughlands y el río White son tres de los principales ríos de la cuenca hidrológica de las montañas de Dry Harbor, con importantes flujos perennes y registros a largo plazo

¹ Water Resources Authority of Jamaica. E-mail: nhutchings@wra.gov.jm

de datos de flujo. Estos ríos fueron seleccionados para determinar si hay agua excedente disponible de cada río y la cantidad disponible. La evaluación de las fuentes de agua seleccionadas reveló que el agua excedente está disponible para hacer que la transferencia de agua dulce entre las cuencas de las fuentes seleccionadas dentro de la cuenca hidrológica de las montañas de Dry Harbor sea una opción factible para aumentar el suministro de agua en las cuencas hidrológicas de Río Cobre y Kingston. Los datos del 1 de enero de 1951 al 31 de diciembre de 2017 para los ríos seleccionados se evaluaron y analizaron utilizando HYDATA (Sistema de Análisis y Evaluación Hidrológica). El análisis de los datos indicó que el agua superficial excedente de Río Bueno es 107.781,1 m³/día (39 Mm³/año), Laughlands Great River es 18.748,8 m³/día (6 Mm³/año), y White River es 140.551,1 m³/día (51 Mm³ / año).

Palabras clave: Transferencia entre cuencas, superávit, evaluación de recursos hídricos.

Introduction

Global water demand has been rising at an annual rate of 1% throughout the last decades, where population growth, economic development and changing consumption patterns are the main drivers for this increase (WWAP, 2019). By the year 2030, there is an expected 40% global water scarcity attributable to the current climate situation (WWAP, 2015). Growing water stress indicates an increasing use of the water resources, with greater impacts on resource sustainability, and a rising potential for conflicts among users. Water availability depends upon the quantity of water physically available, and how it is stored, managed and allocated to various users. Net growth in population is taking place in cities and the world is becoming gradually urbanized, producing new challenges for urban water management; causing sustainable development challenges to be increasingly acute in cities, particularly in the developing countries where population growth and the pace of urbanization are greatest (WWAP, 2019).

In Jamaica, from 2014 to 2017, water demand moved from 2 billion to 2.5 billion m³/year, reflecting a 25% increase for the period (Chambers & Hutchings, 2019). Two of the major urban centres in Jamaica, Kingston Metropolitan Area (KMA) and Portmore Municipal Area (PMA), have population (projected up to 2017) of approximately 670,000 and 220,000, respectively (STATIN, 2012). With positive projections of population growth (0.26% per year) (PIOJ, 2005), increase in demand is likely to exacerbate the problem of water shortages/challenges if public water supply efficiencies are not significantly improved and managed (WRA, 2005). With increased water consumption rates, risk of exhausting available water resources and threat to freshwater production (due to saline intrusion and nitrate pollution within the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins respectively), it is anticipated that potable water shortages will rise. Subsequently, mitigating against a deficit in supply is essential. As the negative effects of climate change (adversely affecting Jamaica since 2010) (CGSM, 2017), unpredictable rainfall patterns and the risk of extended drought conditions continue, water availability and supply in these vulnerable cities is expected to be severely affected. Water resources for the Rio Cobre and the Kingston Hydrologic Basins (where the PMA and KMA are located respectively) are projected to decrease by approximately 53.3 Mm³/year in 2025 (coming from 94.6 Mm³/year in 2015 and 74.8 Mm³/year in 2020) and deficits of approximately -2.3 Mm³/year by 2025 respectively (WRA, 2005).

Currently, of Jamaica's ten hydrologic basins (sub-divided into 26 Watershed Management Units), the Rio Cobre and the Kingston Hydrologic Basins have the lowest calculated exploitable² water

² Exploitable Water Resources refer to the calculated Total Reliable Resources, less the Total Allocated Volumes/ Abstractions. This was calculated for each hydrologic basin, and relates to the Total Available Volumes of water resource from groundwater and surface water that is expected to remain in the basin after the Total Allocated Volumes/Abstractions have been accounted for, and is readily available for Use.

resources, having values at 80.68 Mm³ and -2.21 Mm³ respectively (WRA, 2010). Projected water demand (excluding irrigation) for the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins have been calculated at 160 Mm³/year and 96.7 Mm³/year by 2025 respectively (WRA, 2005). Ongoing efforts to curtail water supply deficits (as well as over-exploitation) and demands include the longstanding Moratorium on the Rio Cobre Hydrologic Basin (St. Catherine 'Critical Area' Order, 1969), which prohibits any new abstraction, in an effort to militate against saline intrusion whilst protecting the available fresh water resources (Underground Water Control Law, 1959). Additionally, there is transmission of water from both St. Thomas (Yallahs Pipeline Project, 1986) and St. Catherine (ESL & NKC, n.d.; GOJ & NWC, 2009) to augment water supply in the Kingston Hydrologic Basin. Inter-basin water transfer involves moving water from one watershed/hydrologic basin to another (Minard, 2015) from groundwater and/or surface water sources and includes transport via pipeline/main and/or canal/tunnel. Based on the projections for water resources availability and demand, swift forward planning for implementing an alternative sustainable supply of freshwater to the most vulnerable/stressed areas is needed.

Aims

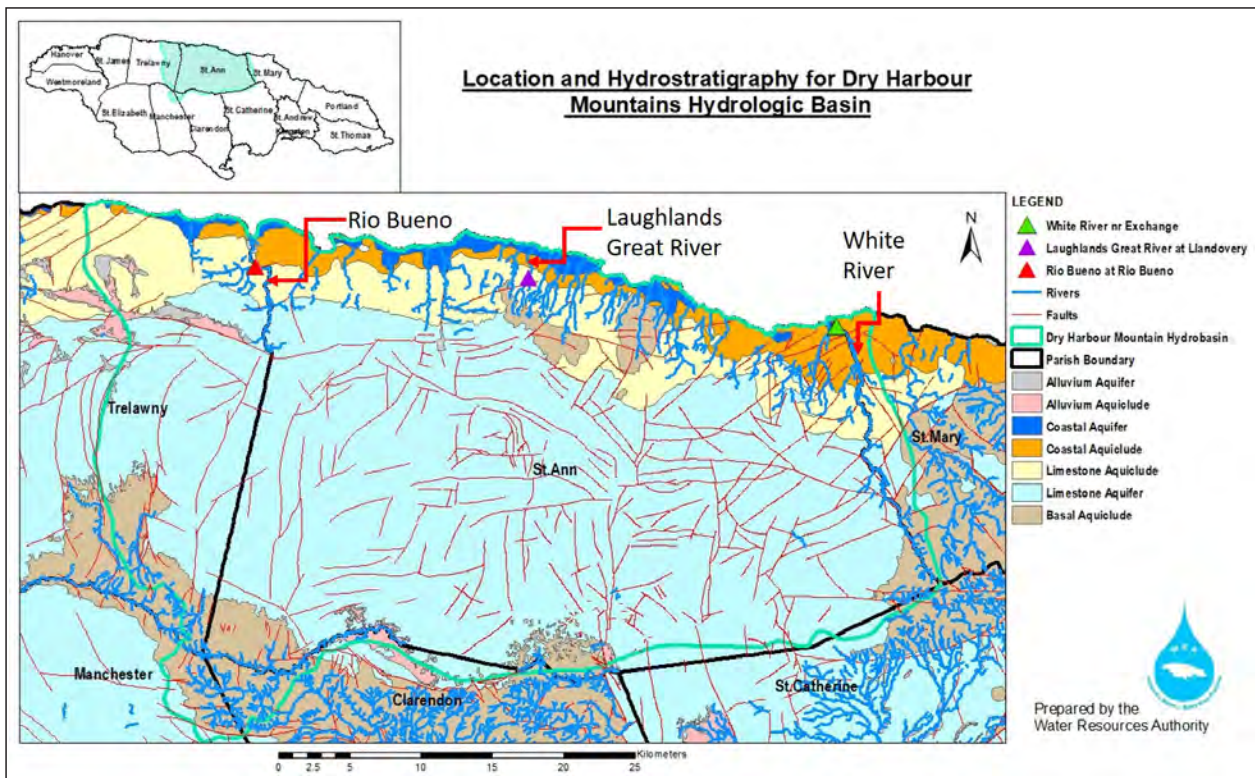
This study examines the hydrologic resource feasibility of inter-basin transfer of surface water from the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin to the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins in order to augment water supply. This study aims:

1. To locate and assess suitable surface water sources with surplus water within the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin.
2. To conduct hydrological analysis and assessment on selected surface water sources to determine the amount of water available as surplus.
3. To determine, if inter-basin transfer of water is feasible to meet/augment projected demands in Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins.

Materials and methods

Located north of the Rio Cobre Hydrologic Basin and northwest of the Kingston Hydrologic Basin, the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin stretches over the parish of St. Ann crossing the boundaries into Trelawny to the west, St. Mary to the east and Manchester/Clarendon in the southwest. This basin is comprised of one Watershed Management Unit (WMU): Dry Harbour Mountains, and two Sub-WMUs: Rio Bueno and White River. This Hydrologic Basin is dominated by limestone aquifer and is bound to the north by a belt of limestone aquiclude, and a narrow belt of coastal aquiclude forming the seaward boundary of the basin (Figure 1).

Figure 1. Location and Hydrostratigraphy Map for the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin



Source: Water Resources Authority

Compilation of data and information from various references, desk study, source assessments and hydrologic analyses were done to determine the most suitable sources to consider as the potential supplying one(s). Three options have been selected for hydrological assessments: 1) Rio Bueno, 2) Laughlands Great River and 3) White River.

Hydrological data was assessed and analysed from stream gauge stations on each river for the study period 1st January 1951 to 31st December 2017 using the Hydrological Database and Analysis System (HYDATA 4.2 Software Application). HYDATA is a hydrological database and analysis system designed to analyse data most typically used in hydrological studies; with capabilities for producing rating curves, for storing, editing and graphing data, and for obtaining data in the form of specialised “yearbook” tabulations or exported to text files (IH & CEH, 2001).

The results were interpreted and then used to calculate the amount of surface water available from each source as surplus. Suitability as a supplying source was determined based on which source had the most available surface water resource and whether it was feasible to meet the projected demands of the receiving hydrologic basins individually or collectively. Analysis conducted on each selected source include:

- Mean Daily Flow and Reliable Yield
- Flow Frequency or Excedance Probabilility
- 7-Day Minimum Mean Flows
- Environmental Flow and Environmental Water Demand
- Base Flow and Base Flow Index
- Available Water Resource (Surplus)

The **mean daily flow** is the average flow from a stream/river within a 24-hour period calculated by dividing the total flow by the number of seconds in that day; *i.e.* 86,400 seconds (Lehre, n.d.). This is used to determine the **reliable yield** which is the maximum supply rate of a given water source that is expected to be available on demand for a certain percentage (for example the 90th percent) of a given time period (WRA, 2011). It is the time series of mean daily flows and not a single value that is used to determine the reliable yield. On the other hand, the reliable **surface flow yield** is the exploitable surface water represented as the daily water flow that is exceeded 90% of the time (*i.e.* the Q90). This level of reliability is sufficient for irrigation, however domestic and industrial water supplies usually need a higher level of reliability (WRA, 2018a); therefore, the 95th percentile (*i.e.* the Q95) is used to determine the reliable surface yield.

The **flow duration or exceedance frequency/probability** is the percentage of time that the given daily mean flow is equaled or exceeded and can be represented graphically with a Flow Duration Curve (Lehre, n.d.). This is useful in water supply studies as it indicates how much water is available on average for a given time period from a source.

The **7-day minimum mean flows** are the low flow indices used in the low flow frequency analysis and is carried out when 7-day consecutive periods of minimum daily flows over many years of data are averaged, ranked and plotted against exceedance probabilities and can be used to determine the minimum stream-flow return period (as expected low flow). This can also be used to estimate the **environmental flow** of a stream which is the flow of water required by rivers to maintain their functions and in-stream ecosystems (WRA, 2011) and is determined by the 7-day minimum mean flow with a 10-year return period (*i.e.* the 7Q10).

The **Environmental Water Demand** is the amount of water needed in a stream to sustain a healthy ecosystem (Lacroix & Xiu, 2013). This is assumed to be 60% of the environmental flow (*i.e.* 0.6*7Q10), and also accounts for the water that is not available for use, allocation or transfer.

That portion of the streamflow which is derived from the stored sources/aquifers is referred to as **base flow**. It is necessary to separate the direct and base flow of a stream in order to understand water reliability during low flow and drought periods (Woyessa & Welderufeael, 2010). The **Base Flow Index** (BFI) is a measure as a rank of base flow of the source over a set time period. A high BFI indicates a long base flow sustainable period and the low BFI indicates a short base flow sustainable period. In this case, a high BFI (typically ranging from 0.7 to >0.9) suggests a high permeability of the rocks and indicates a high base flow supply. A low BFI (typically ranging from <0.15 to 0.35) suggests a low permeability of the rocks and a low base flow supply (Gustard, Bullock, & Dixon, 1992).

The **Total Allocated Resource** includes the sum of all current licensed abstraction volumes and is also considered as the water that is not available for use, re-allocation or even transfer from a river/stream (Table 1). Note that the Total Allocated Volumes include total volumes abstracted from downstream of the gauge stations and do not account for the abstractions occurring upstream since the reliable surface yield (*i.e.* the Q95) would already have accounted for water that have been abstracted (or is not present) from upstream the source.

Table 1. Total Allocated Resource from each Potential Supply Source

Source Name	Total Allocated Volumes (Downstream of Gauge Station)
Rio Bueno	33,120 m ³ /day
Laughlands Great River	0 m ³ /day
White River	350 m ³ /day

Source: WRA, 2017.

The **Available Surplus Resource** is the reliable surface yield of the source which is expected for a given time period after accounting for the environmental water demand and the total allocated resource. This is achieved by determining the reliable surface yield from the flow frequency duration (the Q95), then subtracting the environmental water demand, and then subtracting the total allocated resource (Equation 1).

$$\text{Equation 1: Available Surplus Resource} = (\text{Reliable Surface Yield} - \text{Environmental Water Demand}) - \text{Total Allocated Resource}$$

Results and discussion

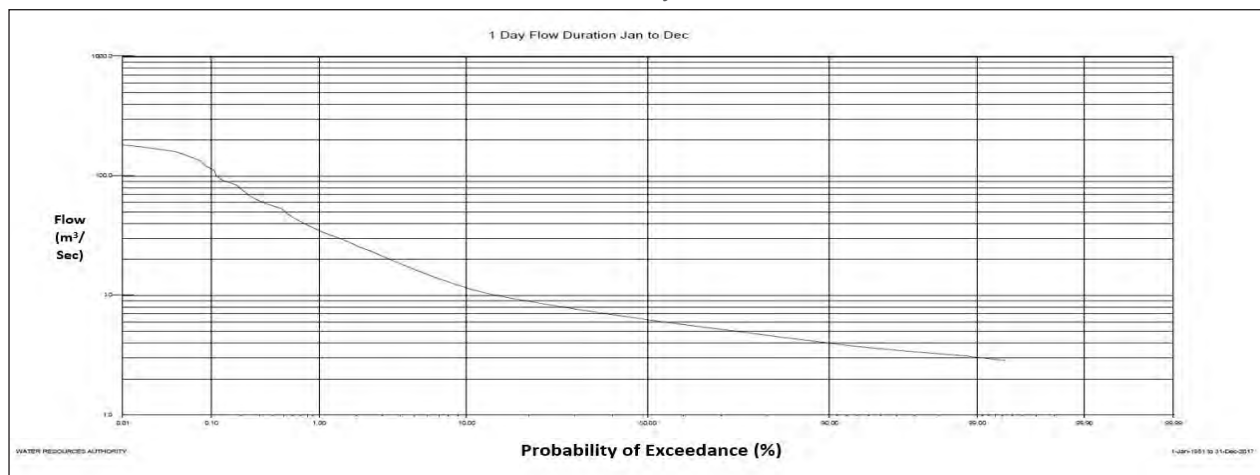
Analysis and assessment were done on the selected sources and is outlined below.

Rio Bueno Flow Analysis and Resource Assessment

Mean Daily Flow and Flow Duration/ Exceedance Frequency for Rio Bueno

The mean daily flow for the Rio Bueno at Rio Bueno station is 676,425.6 m³/day (247 Mm³/year) during the study period. The flow of 306,633.6 m³/day (112 Mm³/year) was exceeded 95% of the time (*i.e.* the Q95) for the study period (Figure 2). This is a significant low flow indicator and is used to determine the reliable surface yield of the flow.

Figure 2. Flow Duration Curve of Mean Daily Stream Flow Exceedance Frequency from Rio Bueno at Rio Bueno station for January 1st, 1951 to December 31st, 2017



Source: WRA, 2018b.

Low Flow Frequency Analysis from 7-day Minimum Mean Flows for Rio Bueno

A 7-day minimum mean flow analysis for the Rio Bueno was conducted for the study period. This was used to determine the 3-year, 10-year, 25-Year and 100-year low flow return periods (Table 2).

Table 2. Low Flow Return Periods for Rio Bueno.

Low Flow Return Period	3-year	10-year	25-year	100-year
7-day Minimum Mean Flow (m ³ /day)	320,889.6	276,220.8	244,857.6	232,416
Exceedance Probability	67%	90%	96%	99%

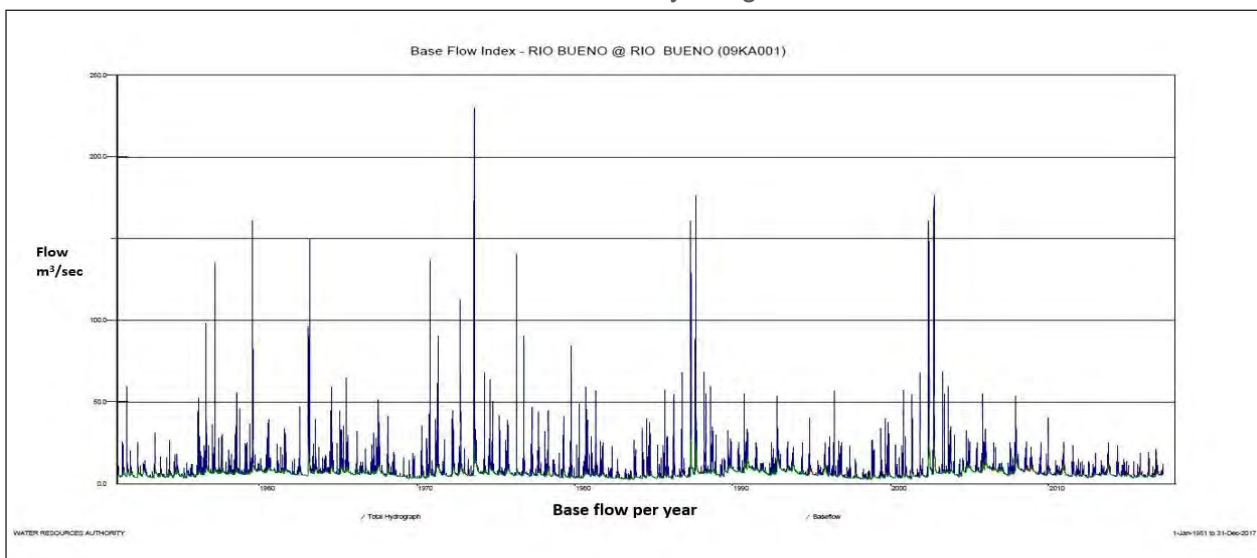
Source: WRA, 2018b.

The low flow return period indicates that on average, once every 3-year period, stream flow is 320,889.6 m³/day and this flow magnitude has 67% chance of being exceeded in any given year. For the 10-year (*i.e.* 7Q10) and 25-year return periods, low flows of 276,220.8 m³/day and 244,857.6 m³/day respectively will occur with exceedance probability in any given year of 90% and 96% respectively. The flow of 232,416 m³/day has a 100-year return period and an exceedance probability of 99%.

Base Flow and Base Flow Index for Rio Bueno

The base flow recorded for Rio Bueno during the study period is 5,262.58 mm/year. For each hydrological year (January to December in this case), the annual BFI was calculated (Figure 3). The BFI for Rio Bueno at Rio Bueno Community is 0.777 and indicates a relatively high base flow and that this river has a high potential for flow sustainability during periods of low rainfall/drought.

Figure 3. Graph of Base Flow Separation for Rio Bueno at Rio Bueno Station with separated base flow indicated by the green line



Source: WRA, 2018b.

Environmental Water Demand for Rio Bueno

The following equation is used to determine the EWD for Rio Bueno:

$$\text{Equation 2: Environmental Water Demand} = 60\% * \text{Environmental Flow}$$

Therefore, EWD for the Rio Bueno can be calculated as:

$$\begin{aligned} \text{EWD} &= 60\% * 7Q10 \\ &= 60\% * 276,220.8 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 0.6 * 276,220.8 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 165,732.5 \text{ m}^3/\text{day} \end{aligned}$$

The calculated EWD for Rio Bueno is 165,732.5m³/day and represents the minimum flow that is needed by the source in order to sustain its natural ecosystem.

Amount of Surface Water Available as Surplus from Rio Bueno

Surplus resource is determined by Equation 1 below:

$$\begin{aligned} \text{Equation 1: Amount of Surface Water Available as Surplus} &= (Q95 - 60\% \text{ of } 7Q10) \\ &- \text{Current Total Licensed Abstraction} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Available Surface Water} &= (Q95 - \text{EWD}) - \text{Total Allocated Volume} \\ &= (306,633.6 \text{ m}^3/\text{day} - 165,732.5 \text{ m}^3/\text{day}) - 33,120 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 140,901.1 \text{ m}^3/\text{day} - 33,120 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 107,781.1 \text{ m}^3/\text{day} \end{aligned}$$

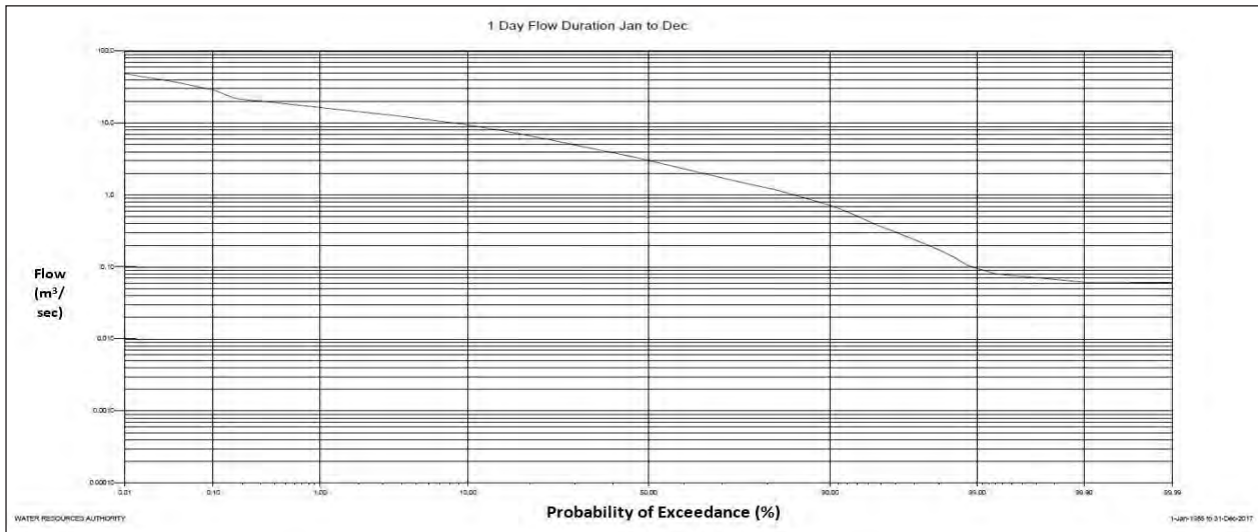
The calculated volume of water that is considered as available surface water resource or surplus from the Rio Bueno is 107,781.1 m³/day.

The Laughlands Great River Flow Analysis and Resource Assessment

Mean Daily Flow and Flow Duration / Exceedance Frequency for Laughlands Great River

The mean daily flow for Laughlands Great River at Llandoverly is 358,992 m³/day (131 Mm³/year) for the study period. An average flow of 31,449.6 m³/day (11 Mm³/year) was exceeded 95% of the time (*i.e.* the Q95) for the study period (Figure 4). This is a significant low flow indicator and is used to calculate the reliable surface yield of the flow from the Laughlands Great River.

Figure 4. Flow Duration Curve of Mean Daily Stream Flow Exceedance Frequency from the Laughlands Great River at Llandovery from January 1st, 1951 to December 31st, 2017



Source: WRA, 2018b.

Low Flow Frequency Analysis from 7-day minimum mean flows for Laughlands Great River

A 7-day minimum mean flow analysis for the Laughlands Great River was conducted. This was used to determine the 3-year, 10-year, and 50-year low flow return periods (Table 3).

Table 3. Low Flow Return Periods for Laughlands Great River.

Low Flow Return Period	3-year	10-year	50-year
7-day Minimum Mean Flow (m ³ /day)	66,700.8	21,168	13,910.4
Exceedance Probability	69%	89%	98%

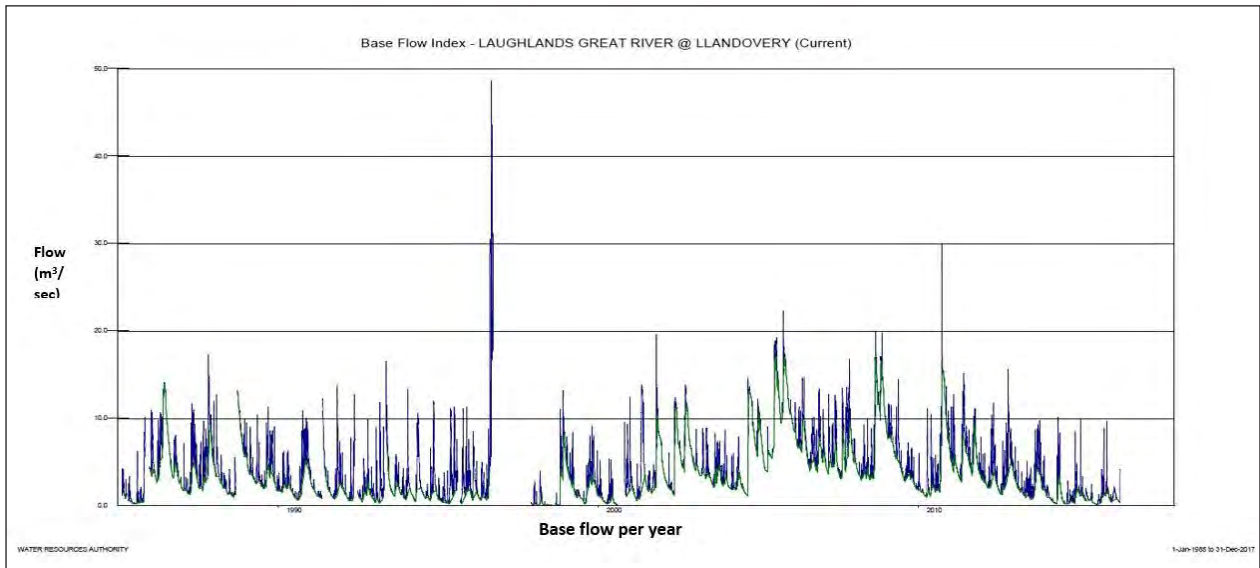
Source: WRA, 2018b

The low flow return period indicates that on average, once every 3-year period, stream flow is 66,700.8 m³/day and this flow magnitude has 69% chance of being exceeded in any given year. For the 10-year return period (*i.e.* 7Q10), low flows of 21,168 m³/day will occur with an exceedance probability in any given year of 89%. The flow of 13,910.4 m³/day has a 50-year return period and an exceedance probability of 98%.

Base Flow and Base Flow Index for Laughlands Great River

The base flow recorded for Laughlands Great River during the study period is 1,080.18 mm/year. For each hydrological year (January to December in this case), the annual BFI was calculated (Figure 5). The BFI calculated for the Laughlands Great River is 0.796 and indicates a relatively high base flow and that this river has a high potential for flow sustainability during periods of low rainfall/drought.

Figure 5. Graph of Base Flow Index for the Laughlands Great River at Llandoverly with separated base flow indicated by the green line



Source: WRA, 2018b.

Environmental Water Demand for the Laughlands Great River

Equation 2 is used to determine the EWD for the Laughlands Great River. Therefore, Environmental Water Demand can be interpreted as:

$$\begin{aligned}
 \text{EWD} &= 60\% * 7Q10 \\
 &= 60\% * 21,168 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 0.6 * 21,168 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 12,700.8 \text{ m}^3/\text{day}
 \end{aligned}$$

The calculated EWD for the Laughlands Great River is 12,700.8 m³/day. This is the minimum flow that is needed by the source in order to sustain its natural ecosystem.

Amount of Surface Water Available as Surplus from the Laughlands Great River

The amount of surface water available as surplus resource is determined by equation 1.

$$\begin{aligned}
 \text{Available Surface Water} &= (\text{Q95} - \text{EWD}) - \text{Total Allocated Volume} \\
 &= (31,449.6 \text{ m}^3/\text{day} - 12,700.8 \text{ m}^3/\text{day}) - 0 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 18,748.8 \text{ m}^3/\text{day} - 0 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 18,748.8 \text{ m}^3/\text{day}
 \end{aligned}$$

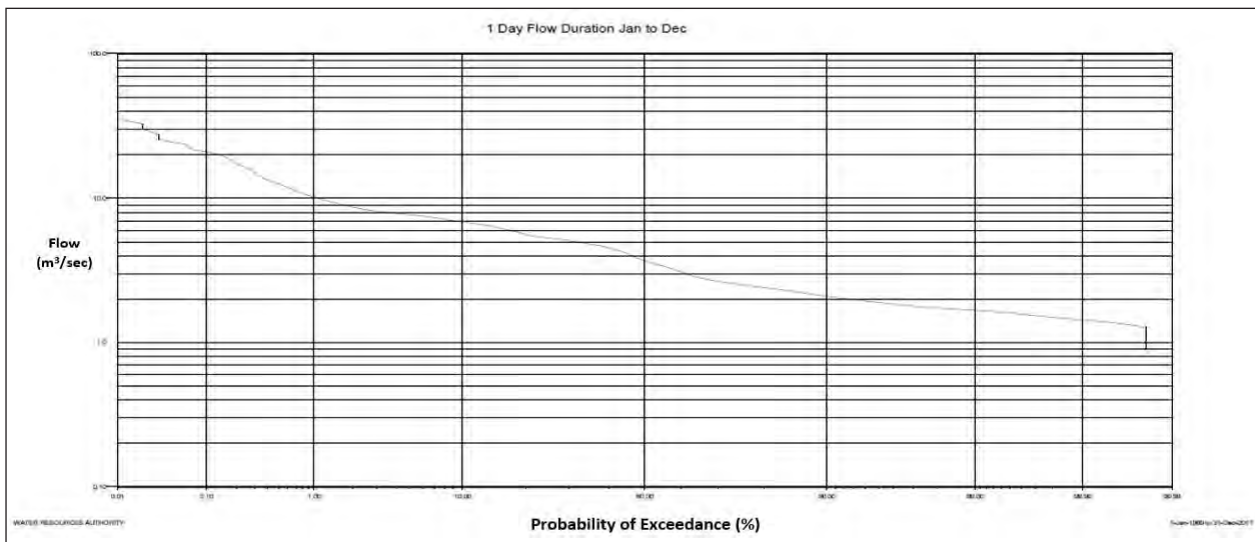
The calculated volume of water that is considered as surplus available flow from the Laughlands Great River is 18,748.8 m³/day.

The White River Flow Analysis and Resource Assessment

Mean Daily Flow and Flow Duration/ Exceedance Frequency for White River

The mean daily flow for White River at Exchange is 361,411.2 m³/day (132 Mm³/year) for the study period. An average flow of 163,209.6 m³/day (60 Mm³/year) was exceeded 95% (Q95) of the time for the study period (figure 6). This is a significant low flow indicator and is used to determine the reliable surface yield of the flow from the White River.

Figure 6. Flow Duration Curve of Mean Daily Stream Flow Exceedance Frequency from the White River at Exchange from January 1st, 1951 to December 31st, 2017



Source: WRA, 2018b.

Low Flow Frequency Analysis from 7-day minimum mean flows for White River

A 7-day minimum mean flow analysis for the White River was conducted for the study period. This was used to determine the 3-year, 10-year, and 50-year low flow return periods (Table 4).

Table 4. Low Flow Return Periods for White River

Low Flow Return Period	3-year	10-year	50-year
7-day Minimum Mean Flow (m ³ /day)	187,920	140,400	119,145.6
Exceedance Probability	68%	90%	98%

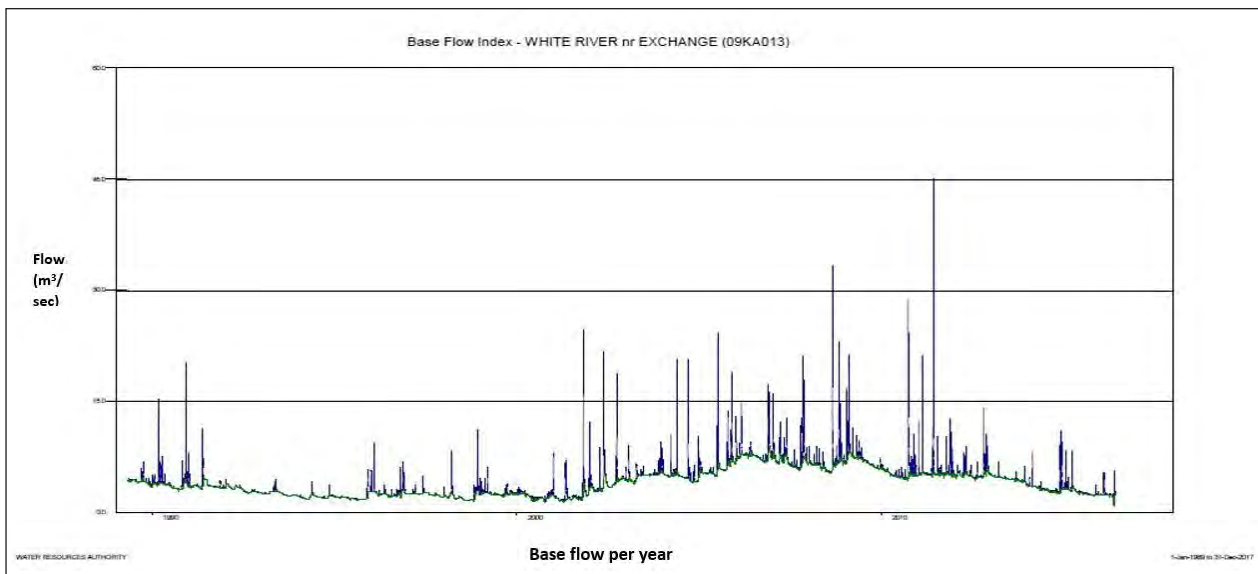
Source: WRA, 2018b.

The low flow return period indicates that on average, once every 3-year period, stream flow is 187,920 m³/day and this flow magnitude has 68% chance of being exceeded in any given year. For the 10-year return period (7Q10), low flow of 140,400 m³/day will occur with an exceedance probability in any given year of 90%. The flow of 119,145.6 m³/day has a 50-year return period and an exceedance probability of 98%.

Base Flow and Base Flow Index for White River

The average annual base flow recorded for White River during the study period is 1,340.78 mm/year. For each hydrological year (January to December in this case), the annual BFI was calculated (Figure 7). The Base Flow Index calculated for White River at Exchange is 0.941 and indicates a significantly high base flow and that this river has a very high potential for flow sustainability during periods of low rainfall/drought.

Figure 7. Graph of Base Flow Index for White River at Exchange with separated base flow indicated by the green line



Source: WRA, 2018b.

Environmental Water Demand for the White River

Equation 2 is used to determine the environmental water demand (EWD) for the White River. Therefore, Environmental Water Demand for the White River can be interpreted as:

$$\begin{aligned}
 \text{EWD} &= 60\% * 7Q_{10} \\
 &= 60\% * 140,400 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 0.6 * 140,400 \text{ m}^3/\text{day} \\
 &= 84,240 \text{ m}^3/\text{day}
 \end{aligned}$$

The calculated EWD for the White River is 84,240 m³/day is the minimum flow that is needed by the source in order to sustain its natural ecosystem.

Amount of Surface Water Available as Surplus from the White River

The amount of surface water available as surplus resource from the White River is determined by Equation 1.

$$\begin{aligned}\text{Available Surface Water} &= (Q95 - \text{EWD}) - \text{Total Allocated Volume} \\ &= (306,633.6 \text{ m}^3/\text{day} - 165,732.5 \text{ m}^3/\text{day}) - 350 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 140,901.1 \text{ m}^3/\text{day} - 350 \text{ m}^3/\text{day} \\ &= 140,551.1 \text{ m}^3/\text{day}\end{aligned}$$

The calculated volume of water that is considered as surplus available flow from the White River is 140,551.1 m³/day.

Why the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin?

This study focuses on hydrologic resource availability from one hydrologic basin (from a total of ten) with the potential to supply excess resources. In comparing the water demand versus water allocated and water quality problems of each basin, the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin was the most suitable basin to consider for transfer of water. This Basin has the second lowest total allocated volume of 29.5 Mm³/year with no significant water quality problems (Table 5).

In terms of water demand, this Basin has the third highest demand of 220.8 Mm³/year, following Rio Cobre Hydrologic Basin with the highest demand of 328 Mm³/year and Rio Minh Hydrologic Basin with the second highest demand of 314.6 Mm³/year (WRA, 2011). Other hydrologic basins with relatively low water demand either have water quality problems or were located at significantly farther distances. The Kingston Hydrologic Basin for example, has a relatively lower water allocated volume of 30.1 Mm³/year and has water quality issues including sewage and saline groundwater contamination. Also, the Martha Brae River Hydrologic Basin has the lowest allocated volume of 28.6 Mm³/year but has contamination by dunder in groundwater. The Cabarita Hydrologic Basin which also has a relatively low allocated volume of 35 Mm³/year and has no significant water quality problems but is inconveniently located at a relatively far distance (approximately 72 km farther than Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin). The Blue Mountain North Hydrologic Basin has high demands and high allocated volumes.

Table 5. Water Demand, Allocated Volume and Water Quality Problems for Each Hydrological Basin

Hydrologic Basin	Water Demand (Mm ³ /year)	Water Allocated (Mm ³ /year)	Water quality problems
Dry Harbour Mountain	220.8	29.5	No significant problems
Blue Mountain North	131	192	No significant problems
Martha Brae River	111.6	28.6	Dunder in Groundwater at Queen of Spain Valley
Great River	65	78.3	No significant problems
Cabarita	179	35	No significant problems
Black River	190	85	Caustic Effluent in groundwater
Rio Minho	314.6	42.1	Saline/Brackish surface water and groundwater
Rio Cobre	328	328	Caustic Effluent in surface and groundwater, saline and / or brackish groundwater
Kingston	89.3	30.1	Sewage contamination in groundwater, saline /brackish groundwater
Blue Mountain South	85.3	32.8	No significant problems

Source: WRA, 2011.

The Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin currently has 457.05 Mm³/year of water resources available and has an exploitable total of approximately 394.20 Mm³/year (WRA, 2010); this increases the potential as the supplying source basin. The exploitable water resource within this Basin is deemed to be high even after meeting its 2025 projected demand (WRA, 2012; Clarke, 2018).

Surface Water Versus Groundwater as Potential Supply Sources

Within the Dry Harbour Mountains Hydrobasin, the available/exploitable surface water resource is 273 Mm³/year and the available groundwater resource is 369 Mm³/year (WRA, 2005). Although the amount of groundwater resources surpasses that of the surface water resources, the surface water resources were selected for assessment due to their perennial nature. This means that the surface water resources are recharged by both rainfall/surface runoff and stored water/groundwater from the aquifer. This is an important factor when considering the sustainable potential of a source over long periods of time and during low flow or drought periods, as was positively indicated by the base flow and BFI. It is acknowledged that groundwater is also a safe bet in that regard; however, development of groundwater resources for the purposes of water transfer has been proven more complex and costly when compared to the development of surface water resources. Another advantage to the development of surface water resource over groundwater is that surface water development has easier accessibility and will need less maintaining after implementation; which in short is more cost effective and less time-consuming. Thus, surface water resources were preferably considered for hydrological assessments in this study over that of groundwater resources.

Selection of the Assessed Surface Water Sources

The major perennial rivers were considered and only three were selected for the hydrological assessment to determine the surplus. The major perennial rivers in the Dry Harbour Mountains Hydrobasin are White River, Mason River, Cave River, Quashie River, St. Ann's Great River, Rio Bueno, Laughlands Great River, Roaring River, Dunns River, Rio Hoe River, Pear Tree Bottom River, Turtle River, and Blue River (WRA, 2011). The three selected rivers (Rio Bueno, Laughlands Great River, and White River) were chosen based on length and least allocated water resources. The Rio Bueno and the White River are the longest rivers in the hydrologic basin; approximately 11.5 km and 28.5 km respectively, and total allocated volumes of 911,612.1 m³/day (333 Mm³/year) and 915,316.12 m³/day (334 Mm³/year) respectively. The Laughlands Great River with a length of approximately 6 km currently has no allocations, thus is considered highly suitable as a supplying source. The selected sources were also considered based on the presence of current and working stream gauges which is important for providing the historical data used to determine the reliable yield and by extent the surplus. Also, assessment conducted (Thomas, 2000) on the selected sources found them favourable for inter-basin transfer. Results from this study showed that all three rivers have high reliable surface yields and exceedance probabilities.

Future Hydrologic Sustainability of the Potential Supplying Sources

The reliable yield calculated for the Rio Bueno, the Laughlands Great River and the White River are 247 Mm³/year, 131 Mm³/year and 132 Mm³/year respectively; with Q95 of 112 Mm³/year, 11 Mm³/year and 60 Mm³/year respectively. The Q95 is therefore interpreted as the minimum volume of water that is expected to be flowing in the river 95% of the time. Precipitation is also taken into consideration as the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin receives rainfall between 1,250 mm to 2,250 mm per annum, (mean annual rainfall of 1,672 mm) which is greater than the average rainfall of the Rio Cobre and the Kingston Hydrologic Basins which both receive average rainfall between 999 mm to 1,750 mm per annum (WRA, 2005); this recharges the aquifers via infiltration and the rivers via direct runoff. The water demand for the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin is 159.4 Mm³/year and is more than compensated for by the other surface and groundwater resources within the Basin. Based on that, it is therefore expected that the selected sources will have enough water resources for self-sustenance after the transfer of the calculated surplus surface water. Also, the base flow and BFI indicates that the sources are indeed capable of sustained flow during droughts and/or low rainfall periods.

Plans to Improve Water Efficiency and Use in the Receiving Hydrologic Basins

The unsustainable urban water use in recipient basins is a typical negative aspect of inter-basin transfers and is usually owing to the lack of demand management strategies during pre-planning (Pittock *et al.*, 2009). To prevent negative outcomes from water management plans (including inter-basin transfers), the Government of Jamaica (GOJ) under the Ministry of Economic Growth and Job Creation (MEGJC), have developed a Water Sector Policy and Implementation Plan in alignment with the Vision 2030 development goals for Jamaica. The first three principles and goals of the Jamaican Water Sector Policy include Sustainability, Efficiency and Integrated Water Resources Management (IWRM) (MEGJC, 2018). Plans to improve the efficiency and sustainability of water use include:

- Demand management strategies as a set of coordinated measures to improve water services by inducing changes at point of consumption for water use efficiency. One is the strict utilization of regulatory instruments for allocations and water use limits; for example, rationing through lock-offs done by the National Water Commission (NWC) during droughts and water shortages in the KMA (NWC, 2011).
- Wastewater Management strategies to reduce groundwater use by utilizing treated effluent where possible (such as for irrigation) and to exploit opportunities for groundwater recharge.
- Reduction of non-revenue water by leak-detection and repairs, rainwater harvesting systems and increased storage capacities by addition of new storages; as there currently are only two surface reservoirs in the island (NWC, 2011).

Conclusions and Recommendations

The issue of projected water shortages and demands in the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins can be mitigated by inter-basin transfer of water from the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin. The selected rivers; Rio Bueno, Laughlands Great River and White River in the Dry Harbour Mountain Hydrologic Basin have a combined surplus of 267,081 m³/day or 97.5 Mm³/year and is feasible to augment the water supply in the Rio Cobre and Kingston Hydrologic Basins without any adverse effects on the hydrological environment.

The findings from this study can also be applied in the next and crucial steps involving the hydrologic planning (via IWRM) and implementation of the future proposal and project for inter-basin transfer of water from the selected sources in the Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin.

The implementation of hydro-electric power generation is to be considered as a secondary output from the conveyance mechanism, as it is one major benefit from inter-basin transfer.

Also, assessment and inclusion of additional surface water sources can be done so as to completely supply or augment water supply to the receiving hydrobasins. This may be from the Dry Harbour Mountains Hydrologic basin as well, or from another hydrologic basin that can sustainably meet the extra demand for inter-basin transfer of water to Kingston and Rio Cobre Hydrobasins.

Water demand and population growth are correlated, hence a controlled monitoring of population growth in the water-stressed areas and hydrobasins will result in a reduction of the projected water demand. It is thus being recommended that the social and economic development of other parishes be implemented with focus on water demand management, in order to reduce future water demand stress on PMA and KMA.

While benefits of inter-basin transfer include Hydro-power generation, additional water supply and mitigation against climate change (Pittcock *et al.*, 2009); caution is to be of high priority for limitations such as requirement of large financial resources as well as risks and potential impacts to environment and aquatic ecosystems.

Acknowledgement

Special thanks to colleagues from the Water Resources Authority of Jamaica who provided insight and expertise that greatly assisted this study. I thank Kevin Chambers, Senior Hydrogeologist and Geoffrey Marshall, Chief Hydrologist for assistance with development and writing of the paper. Thanks also to Peter Clarke, Managing Director, Michael Wilson, Deputy Managing Director, and other valued colleagues for comments and assistance that greatly improved the manuscript.

References

- Chambers, K.; Hutchings, N. (22 de March de 2019). "Inter-Basin Transfer - A Feasibility Study". *World Water Day Feature*. Jamaica: The Gleaner.
- Clarke, P. (2018). *The Water Resources Authority: Hydrogeological Environment/ Water Resources. The Link Between Natural Water and the Built Environment*.
- CSGM (2017). *State of the Jamaican Climate 2015: Information for Resilience Building* (Full Report). Produced for the Planning Institute of Jamaica (PIOJ), Kingston Jamaica. PIOJ.
- ESL and NKC (n.d.). *KMA Water Supply Project - Environmental Impact Assessment*. Nippon Koei Co. Ltd. and Environmental Solutions Ltd.
- GOJ (1959). *Underground Water Control Law. Law 57*. Jamaica.
- GOJ and NWC (2009). *Jamaican Water Supply Improvement Project-Category B*.
- Gustard, A.; Bullock, A.; Dixon, J. M. (1992). *Low Flow Estimation in the United Kingdom*. Wallingford: Institute of Hydrology.
- IH & CEH (2001). *HYDATA: Hydrological Database and Analysis Package*. Institute of Hydrology and Centre for Ecology & Hydrology. UK.
- Lacroix, K. M.; Xiu, B. C. (2013). *White Paper: Calculating and Considering Environmental Water Demand for Arizona*. Water Resources Research Centre, College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona.
- Lehre, A. (n.d.). *Method of Stream Flow Data Analysis*. Department of Geology, Humboldt State University.
- MECJC (2018). *Revised Draft Jamaican Water Sector Policy*. Ministry of Economic Growth and Job Creation National Water Sector Policy and Implementation Plan.
- Minard, A. (2015). *Inter-Basin Water Transfers*. UNM School of Law.
- NWC (2011). *Kingston and St. Andrew Water Supply Plans*.
- PIOJ (2005). *Vision 2030, Jamaica. National Development Plan - Vision 2030*. Planning Institute of Jamaica.
- Pittock, J. et al. (2009). *Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world - a solution or a pipedream? - A discussion paper for a burning issue -*. WWF Germany.
- St. Catherine 'Critical Area' Order (1969). Jamaica.
- STATIN (2012). Retrieved from <http://statinja.gov.jm/Publications.aspx#/annual>
- Thomas, H. (2000). *Low Flow Hydrology of Selected North Coast Rivers*. Jamaica. WRA.
- Woyessa, Y. E.; Welderufael, W. A. (2010). "Stream Flow Analysis and Comparison of Base Flow Separation Methods: case study of the Modder River Basin in Central South Africa". *European Water Publication*.

WRA (1986). *Yallahs Pipeline Project*.

WRA (2005). *A National Water Resources Master Plan for Jamaica-2nd Draft*. Kingston: Jamaican Ministry of Water and Housing, Water Resources Authority.

WRA (2010). *Draft Master Plan*. Water Resources Authority.

WRA (2011). *Water Resources of Jamaica, Fact Book*. Jamaica: Water Resources Authority.

WRA (2012). *Water Resources Draft Master Plan*.

WRA (2017). *Licensed Sources in Dry Harbour Mountains Hydrologic Basin*. Jamaica.

WRA (2018a). [www.wra.gov.jm](http://wra.gov.jm/taxonomy/term/17). Retrieved from Water Resources Authority: <http://wra.gov.jm/taxonomy/term/17>

WRA (2018b). *Water Resources Authority Hydrological Database and Analysis System (HYDATA 4.2)*. Stream Flow Data from WRA Database.

WWAP (World Water Assessment Programme) (2015). *The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World; facts and Figures*. UN Water. Paris, UNESCO.

WWAP (World Water Assessment Programme) (2019). *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.

Comisiones de regantes: sistemas de riego, normas y obligaciones

Irrigators' commissions: irrigation systems, norms and obligations

Abraham Arteta Jaramillo¹

Resumen: En Perú, el acceso al agua está ligado a los controles y usos que puedan lograr las poblaciones locales frente a las series de normativas legales por parte del Estado para regular el recurso. Sin embargo, en las zonas rurales altoandinas las normas legales de organización para el manejo del recurso hídrico no reflejan las distintas realidades a las que las comunidades campesinas se deben adaptar para mantener un eficiente uso y control del agua para la agricultura. Esta investigación presenta un estudio de caso en el que se busca analizar la organización comunal en torno a la gestión del agua para riego en la comunidad campesina de Pongobamba. La información ha sido generada a partir del método etnográfico realizándose un trabajo de campo de permanencia en la comunidad pudiendo realizar observaciones y entrevistas. Se ha enfocado el estudio en Pongobamba porque es una de las únicas comunidades que se caracteriza por mantener, casi todo el año, abastecidos sus sistemas de riego. La comisión de regantes constituye la forma de organización que se encarga de la gestión del agua para uso agrícola, protegiendo, manteniendo y renovando el sistema de riego desde dos ojos de agua en la comunidad: Hatun Ñahuin y Huran Ñahuin. De este modo, la idea principal del artículo gira en torno a que esta organización de usuarios mantiene una serie de obligaciones y normas que se toman a nivel comunal a través de acuerdos comunales cuyo propósito es mantener de forma eficiente el uso y control del agua. Sin embargo, existen influencias externas que no permiten el mejoramiento de los sistemas, mermando la capacidad de gestión de la comunidad.

Palabras clave: Gestión del agua para la agricultura, gestión comunal del agua, sistemas de irrigación, comisiones de regantes, acuerdos comunales.

Abstract: In Peru, access to water is linked to controls and uses that local populations can reach in front of legal regulations given by the State to regulate the use of the resource. However, in high Andean rural areas, legal organization norms for the management of water resources do not reflect the different realities to which rural communities must follow in order to maintain an efficient use and control of water for agriculture. This research presents a case study in which the aim is to analyse the communal organization around the management of water for irrigation in the peasant community of Pongobamba, Peru. The information has been generated by an ethnographic method, carrying out a field work of permanence in the community, making observations and interviews. The study has been focused on Pongobamba because it is one of the few communities around the district characterized by maintaining, almost all year round, their irrigation systems supplied. The irrigators' commission is a form of organization that is in charge of the management of the water for agricultural use, protecting, maintaining, and renewing the irrigation system from two main eyes of water that can be found in the community: Hatun Ñahuin and Huran Ñahuin. The main idea revolves around that this user organization maintains a series of obligations and rules that are taken at the communal level (the communal agreements), in order to maintain efficient use and control of water for agriculture. However, there are external influences that do not allow the improvement of the systems, diminishing the capacity of community management.

Keywords. Water management for agriculture, communal water management, irrigation systems, irrigation commissions, communal agreements.

¹ Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP). Correo electrónico: aarteta@pucp.pe

Introducción

A lo largo de las décadas, el agua se ha constituido como un tema de análisis fundamental a ser discutido por las diversas disciplinas, tanto científicas como sociales, de manera transversal, compartiendo experiencias y enfoques para dar cuenta de la complejidad de los fenómenos sociales relacionados al agua (Damonte y Lynch, 2016). En los últimos años, los enfoques se han diversificado ampliando el estudio del agua a partir de la inclusión de variables como las de género, cambio climático, experiencias de protección y gestión del agua. Oré y Muñoz (2018) sostienen que ha habido una apertura y revitalización del agua como tema fundamental debido a la serie de tensiones y conflictos, más aún en las gestiones comunales y espacios rurales, a partir del poco entendimiento del espacio social que engloba a este recurso más allá del aspecto técnico o físico. Por lo tanto, se hace necesario entender el tema del agua desde el reconocimiento de las formas de organización comunales como parte de una reivindicación y visibilización de la gestión comunal. De este modo, “hacer valer los derechos de los propios campesinos/indígenas y generar una capacidad creativa protagónica en la gestión del agua: una capacidad de análisis y (contra)propuesta” (Boelens y Hoogendam 2001: 14).

Este estudio pretende aportar al análisis del rol de los gobiernos comunales y las comisiones de usuarios en cuanto a la gestión del agua para riego en contextos de cambio climático, de disputas por el agua y de justicia hídrica. El objetivo principal es analizar la organización comunal en torno a la gestión del agua para riego en la comunidad campesina de Pongobamba. Para esto, el artículo comienza con una breve descripción del método etnográfico utilizado. Luego se ha priorizado la muestra siendo esta el ámbito comunal, las particularidades de la comunidad, su sistema de riego y la comisión de regantes. Después se han discutido algunos resultados e ideas en torno al acceso y uso del agua que se dan en la comunidad a partir de su asimilación a los marcos estatales, sus propios acuerdos y sus interacciones con distintos actores. Finalmente, se llega a las conclusiones donde la idea principal que se sostiene es que la organización comunal despliega una serie de formas de organización a partir de la comisión de usuarios, que alcanza una serie de acuerdos comunales para mantener y mejorar la gestión del agua para la agricultura a nivel comunal.

Metodología

El presente artículo se ha planteado como un estudio de caso en el que se busca explicar y analizar las formas de organización comunal para la gestión y acceso del agua para riego dentro de la comunidad. Esta investigación se desarrolló a partir del método etnográfico, de modo que se busque comprender los fenómenos sociales y procesos a través de las perspectivas de los miembros de la unidad de análisis (Guber, 2001). El trabajo de campo se desarrolló en dos etapas: primero, una salida exploratoria 2018; segundo, una estadía en la comunidad por dos meses entre marzo y mayo de 2019. Estas salidas de trabajo de campo permitieron observar distintos espacios comunales de toma de decisión, como las asambleas generales de la comunidad y aquellas de la comisión de regantes. También se ha podido interactuar con comuneros y realizar recorridos por los ojos de agua de la comunidad junto con los canales y la Laguna de Piuray. Las herramientas de recolección de información han estado orientadas a la comprensión de la organización comunal y la gestión del agua. De este modo, se han realizado entrevistas abiertas, semiestructuradas, conversaciones, recorrido de canales, mapas propios y actividades del tipo participativo.

Comunidad campesina de Pongobamba: acercamiento al ámbito de estudio

El estudio de caso se centra en la comunidad de Pongobamba que se encuentra ubicada en el distrito de Chinchero de la provincia de Urubamba, en el departamento de Cusco, con alturas entre los 3.700 y 4.100 m s.n.m. Esta comunidad es parte de la Microcuenca Piuray Ccorimarca junto con otras 22 comunidades, sectores y asociaciones. El principal cuerpo de agua de la microcuenca, que es parte del sistema de abastecimiento de agua potable para la ciudad del Cusco, es la Laguna de Piuray, siendo esta fuente de agua considerada por la población aledaña como “un ícono importante para la vida, la seguridad alimentaria, el desarrollo de la cultura local, por ser su principal recurso y sustento de vida” (Estrada, 2016).

La comunidad de Pongobamba tiene aproximadamente 375 hectáreas trabajadas y divididas entre las 452 (INEI, 2017) personas que la conforman. El territorio comprendido por la comunidad consta de pequeños bofedales, zonas planas de cultivos, terrazas y zonas de pastoreo. En tiempos antiguos, eran frecuentes desastres como las inundaciones, deslizamientos, huaycos, etcétera, teniendo graves problemas en distintas ocasiones según la intensidad del desastre. Se indica que a fines de los 90 se perdieron más de 10 hectáreas de Pongobamba y de otras colindantes debido a una serie de deslizamientos (Estrada, 2016). Estas ocurrencias han sucedido por diversas causas, según las comunidades y los estudios: 1) por la sobreexplotación de los recursos (de tierra y del agua) y 2) por el impacto del cambio climático. Sin embargo, las gestiones de los últimos años, junto con la intervención de proyectos (entre los que destacan PRONAMACHCS,² ARARIWA³ y recientemente el CBC⁴), se han concentrado en generar estrategias de adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático sobre los recursos naturales de la comunidad, a través de la implementación de zanjas de infiltración, plantación de especies nativas, estrategias como la prohibición del pastoreo para reducir el impacto en el desgaste de la tierra de los últimos años y la dictación de normas para la regulación del agua (Estrada, 2016; Vogel, Rojas y Sallo, 2003).

La particularidad que hace prestar atención a las estrategias desplegadas en Pongobamba es que es una de las comunidades (sino la única) que se encuentran alrededor de la microcuenca mantiene casi todo el año abastecidos sus sistemas de riego a partir de la protección y gestión de dos ojos de agua: Huran Ñahuin (ojo de abajo) y Hatun Ñahuin (ojo grande). El mejoramiento y mantenimiento de la eficiencia del uso y control del agua de estas fuentes, que son base para la agricultura en la comunidad, está encargada a la comisión de usuarios de agua Hatun Ñahuin-Pumapata que dispone de tres comités (Simachayoq, T'anqarmayo y Pumapata) como bases para organizar el sistema de riego y los regantes dentro del ámbito comunal.

Las estrategias desarrolladas por la comisión de usuarios de agua están ligadas a la definición de acuerdos comunales, que son las obligaciones que se toman dentro de las comunidades para gestionar algún tipo de recurso. Estos acuerdos están ligados a cuestiones de mantenimiento, obligaciones y sanciones frente a los sistemas de riego. Estos acuerdos, para los usuarios empadronados, están ligados a la participación de faenas anuales y sectoriales, en las que se mantienen limpios los canales y ojos de agua. De igual modo, el sistema de riego está basado

2 Programa Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Conservación de Suelos (PRONAMACHCS) es una organización del Ministerio de Agricultura que realizó propuestas técnicas e intervenciones para generar el desarrollo económico y social sustentable de instituciones y organizaciones rurales.

3 ARARIWA es una institución de desarrollo que busca mejorar las condiciones y calidad de vida de poblaciones vulnerables en zonas rurales. Se encuentra principalmente en Cusco.

4 Centro de estudios regionales andinos Bartolomé de las Casas (CBC) es una asociación civil sin fines de lucro que busca propiciar y fomentar el estudio y el apoyo del mundo rural andino pensando en su pasado, presente y sus posibilidades hacia el futuro.

en el riego por gravedad y la implementación de turnos en los que cada usuario debe apuntarse con el tomero⁵ en el momento establecido por la comunidad, esperar y respetar hasta que llegue el turno en que le toque regar. Por otro lado, otro de los acuerdos comunales está ligado a la discusión y definición de tarifas de uso del agua, designando asambleas con anterioridad para discutir el precio que cada usuario va a pagar por el mantenimiento de licencia de agua otorgada por la Autoridad Nacional del Agua. Finalmente, todos estos acuerdos están inscritos como obligaciones con sus respectivas sanciones frente a las infracciones o incumplimientos a alguna de las anteriores.

Sin embargo, como parte de los resultados se observó que en los últimos años ha habido una disminución de regantes inscritos (Tabla 1), comuneros que no participan en todos los acuerdos y que aun así llegan a usar el agua para regar. Aun sin estar dentro de los sistemas comunales despliegan otros mecanismos de acceso para hacer uso del sistema de riego de la comunidad.

Tabla 1. Evolución del padrón de regantes inscritos desde 2002 a la fecha

	Hombres	Mujeres	Total
Padrón actual ⁶	108	71	179
Padrón 2013	221	71	292
Padrón 2002	270	61	329

Fuente: Elaboración propia. En base a información recogida y brindada por la comunidad.

Resultados y discusión

Los resultados de este estudio muestran, como se mencionó, que la Comisión de Usuarios de Agua Hatun Ñahuin-Pumapata tiene como función principal la operación, cuidado y mantenimiento de la infraestructura hidráulica (tanto de los ojos de agua como de los canales), la distribución del agua para fines agrarios –riego–, así como la cobranza y administración de las tarifas de agua para cada usuario registrado. Sin embargo, se debe recalcar que la comisión de usuarios de la comunidad, como también de las comunidades en general, ha pasado por un proceso de asimilación a la Ley de Recursos Hídricos N.º 29.338 de 2009, por la cual el Estado comienza a reconocer las formas de organización de usuarios agrarios y no agrarios como formas institucionales necesarias para la gestión integrada, participativa y multisectorial del agua. De este modo, se entienden como “asociaciones civiles que tienen por finalidad la participación organizada de los usuarios en la gestión multisectorial y uso sostenible de los recursos hídricos” (ley N.º 29.338 Art. 27, 2009), formando parte del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos. Estos procesos de adaptación han estado ligados a la formalización de las comisiones y comités (en niveles más bajos) para poder brindar las licencias de uso de las fuentes de agua en las comunidades. Esta ley y sus derivados generan una adecuación vertical de las formas y estructuras organizacionales de las comunidades a partir de normas y obligaciones establecidas, aun cuando estos usuarios ya tienen mecanismos para mantener formas de control y uso eficientes a partir de prácticas

⁵ Los tomeros son cargos comunales relacionados directamente a las organizaciones de uso de agua para riego. Su principal función en la comunidad y comisión es la de hacer la lista para tomar el orden de los usuarios para el respectivo uso del agua provenientes de las fuentes de agua. La relación que hacen los comuneros con la figura del tomero es la de un contador: se encarga de contar a los que se van inscribiendo diariamente, los registra, los verifica y los firma para el uso de agua que se programe y realice cada día.

⁶ Se debe dar cuenta que el conteo del padrón actual es un conteo aproximado que, si bien la información de la tabla está hecha en base a documentos, durante diversas actividades se contaron una cantidad mayor (192 aproximadamente).

consuetudinarias, sociales, de asambleas y no de las leyes escritas enteramente (Guevara, 2014; Oré, 2005; Boelens y Hoogendam, 2001).

Por lo anterior, el panorama de la gestión del agua en ámbitos comunales se ha visto bajo constantes tensiones frente a la burocracia estatal, la legislación y los proyectos de desarrollo/intervención con prácticas *top-down* que buscan guiar al recurso hídrico como un bien económico (Zwarteveen y Boelens, 2014), cuando el carácter del agua está compuesto por otras esferas más complejas que la económica en sí misma, rodeado de valores culturales (percepciones, creencias) y políticos (autoridades de agua) que redefinen el panorama y las formas de gobernanza del recurso (Boelens, 2014; Zwarteveen y Boelens, 2014). En el caso peruano, a través de estas asimilaciones y distintas autoridades desde instancias mayores que regulan los recursos hídricos. El Estado ha fomentado una especie de jerarquía entre las organizaciones de usuarios agrarios para poder mantener el control de estas, teniendo en el sistema a los comités de regantes como la unidad mínima de organización de usuarios; estos pueden estar inscritos a alguna comisión de usuarios de la zona o de la misma comunidad y, por último, las comisiones de usuarios o comisiones de regantes organizadas en juntas de usuarios. En la actividad agrícola, estas organizaciones en los niveles de comisión o comités son quienes deben gestionar permisos o licencias para poder explotar las fuentes de agua comunales. Estos permisos tienden a ser complicados por los requisitos técnicos y el nivel de producción que se pide ya que no se tiene en cuenta que el uso del agua en muchas comunidades campesinas es realizado para una agricultura familiar y de intercambio.

Aún con los distintos procesos legales por los que tienen que pasar las comunidades y sus organizaciones, las comisiones de usuarios, como las de Pongobamba, pueden ser usadas como ejemplo en cuanto al mantenimiento y mejoramiento que se despliega para la eficiencia de los usos y controles del agua para agricultura. El punto principal de estas estrategias se focaliza en el rol de la comisión como eje central en cuanto al mantenimiento de las infraestructuras, del modo de riego y de los acuerdos comunales.

En cuanto a la infraestructura, los ejemplos son básicamente las faenas. Todos los usuarios pertenecientes a la comisión de regantes deben participar en las limpiezas de canales que se realizan de manera colectiva y obligatoria. Estas faenas se realizan una vez al año para los canales principales, pero también se realizan faenas más pequeñas para la limpieza de canales cercanos al hogar o parcela de cada usuario. Las actividades realizadas son una forma de renovación y mantenimiento de la condición de usuarios para los miembros de la comisión, lo que es fundamental para establecer el mantenimiento del acceso al agua como usuario y el uso para riego son las normas que se establecen por acuerdos comunales.

Otro punto en el que la comisión de usuarios es responsable, para mantener y mejorar la eficiencia en la gestión del agua, tiene que ver con los modos de riego. Si bien el riego sigue siendo por gravedad, muchos de los canales son naturales (de tierra); sin embargo, desde hace algunos años las comisiones correspondientes han ido gestionando, con actores externos como la Municipalidad u otros, la realización de canales de cemento para mejorar la disponibilidad y caída de agua. Antes, el agua demoraba en caer desde los ojos de agua hacia las tierras de los comuneros alrededor de dos horas; con la implementación de canales de cemento se ha logrado aumentar la disponibilidad de los canales de agua y el tiempo ha llegado a caer a menos de 40 minutos. La regulación en el modo de regar, a través de las listas de riego y turnos de los usuarios, es fundamental dentro de la comunidad para que el agua se distribuya de manera equitativa entre los usuarios correspondientes, a lo largo de las temporadas de riego. Por lo menos, debido al contexto de escasez y cambios climáticos, el agua puede ser usada por cada usuario, poco a poco, de forma ordenada y logrando regar las tierras en los respectivos momentos agrícolas.

Estos roles dados a la comisión de regantes muestran la importancia de las normas que se establecen por acuerdos comunales, como las de participación en las faenas o del respeto a los turnos de riego. Los acuerdos están ligados a establecer los modos del sistema de riego, definiendo quiénes se benefician del agua, en qué momentos y cuáles son los medios (cumplimiento de faenas, tareas, pagos, etcétera) que les permiten ser capaces de ello. La definición de estos acuerdos es de carácter comunal, se establecen en asambleas donde cada persona que participa tiene derecho a participar, comunicar y definir la serie de obligaciones y sanciones que se van a desplegar, ya que ellos también son parte fundamental del sistema.

Si bien la Comisión de Usuarios de Agua Hatun Ñahuin-Pumapata es la organización que despliega toda esta serie de estrategias para el mantenimiento y mejoramiento del uso del agua para la agricultura, se ha podido observar que la cantidad de usuarios inscritos en los padrones ha disminuido a lo largo de los años (Tabla 1). Por un lado, la cantidad de hombres disminuye considerablemente y, por el otro, la cantidad de mujeres aumenta un poco y se mantiene. Estos datos deben ser considerados con cuidado debido a la situación de estas personas que han dejado de pertenecer a la comisión. Ante esto, tenemos distintas respuestas posibles. Primero, muchas personas ya no tienen tierras en la comunidad debido a ventas de terreno, migración u otra situación, por lo que no necesitan estar inscritas en la comisión. Segundo, se tiene que completar la figura de los sistemas de riego como sistemas integrados a través de canales y centros de captación que no son exclusivamente de una comunidad, por lo que varias comunidades colindantes tienen sus propias comisiones con sus propios padrones y acuerdos comunales respectivos. Y, tercero, se debe tener en cuenta que, si bien la inscripción de los comuneros y comuneras en los padrones de la comisión de usuarios de Pongobamba permite el acceso y uso del agua para riego de maneras formales en la comunidad, no es la única forma de acceder al agua.

En este sentido, es pertinente mencionar que Ribot y Peluso (2003) hacen énfasis en que el acceso no está definido solamente por las normas o la autorización alrededor de los controles de los recursos, sino por las relaciones de poder entre los individuos y grupos de un mismo espacio. De este modo, personas del mismo entorno que no se encuentren dentro de las mismas esferas de acceso pueden desplegar mecanismos diferentes para acceder al recurso. En el caso de la comunidad de Pongobamba, existen diversas personas que acceden al riego a través de la identidad social arraigada con el hecho de “ser comunero”, estar aferrado a lazos familiares que permitan demostrar ser hijo o familia de alguien con tierras en la comunidad; usando tecnologías como carros u otras herramientas que les permitan llegar a los canales y regar sus tierras a ciertas horas; y a través del conocimiento de cuáles son las horas para utilizar al riego sin ser sancionado. Estas formas de acceso al uso del agua para riego se dan en momentos en los que la comunidad tiene poca capacidad de vigilancia, como lo son las noches. Se dejan de lado los sistemas por turnos, que normalmente se deberían utilizar para controlar el uso del agua, para aprovechar los canales a través del bloqueo del agua impidiendo su acumulación nocturna reduciendo los niveles de las fuentes de agua⁷ que son usadas por la comunidad.

Dentro de todos estos resultados e información recolectada, se debe destacar el rol de la comisión de usuarios de la comunidad de Pongobamba para mantener un control eficiente del uso del agua para la agricultura y de las capacidades de organización e infraestructura que se han realizado para mejorar el sistema de riego. Debido a que, frente a los niveles bajos de agua en la zona y

⁷ Comuneros y comuneras mencionaron que los niveles de agua se situaban alrededor de los 18 litros por segundo. Se están hablando de niveles de agua que de por sí son bajos teniendo en cuenta que el riego es por gravedad (disminución de aproximadamente 60% o más de la eficiencia del agua), distribuidos a través de canales de tierra (solo de cemento en la parte alta) y de una cantidad de tierra por regar mayor de 300 hectáreas.

en la misma comunidad, Pongobamba logra ser reconocida por todas las comunidades alrededor de la microcuenca como aquella que protege sus recursos y “tiene agua”, en tiempos de sequía, donde la agricultura de la zona es poco productiva, la comunidad logra mantener una eficiencia en el riego, en los niveles de sus ojos de agua y en la producción familiar.⁸ Aun así, el panorama de los recursos naturales a nivel de la comunidad y a nivel de la microcuenca es incierto debido a problemas externos como la contaminación, el cambio e impredecibilidad climática y también los impactos de proyectos como el abastecimiento de agua potable de las fuentes de la microcuenca. Incluso la posible construcción del aeropuerto en el distrito de Chinchero (Moscoso, 2019; Hidalgo, 2019) demandaría una cantidad considerable de agua, incrementando las problemáticas que se presentan en las comunidades campesinas de la zona.

Es necesario comprender que las organizaciones de usuarios, desplegadas por las comunidades, no son las únicas formas de institucionalidad que influyen en la gestión del agua, sino que se articula con distintas instituciones que con ella o alrededor de ellas se despliegan. En este caso, la comunidad de Pongobamba tiene una organización comunal encargada de la gestión del agua para la agricultura o riego representada en la Comisión de Usuarios de Agua Hatun Ñahuin-Pumapata. Sin embargo, también es parte de la Microcuenca Piuray Ccorimarca; trabaja con la Municipalidad de Chinchero e instituciones privadas; y es una comunidad reconocida por el Estado. Por lo anterior, se produce una serie de coordinaciones, discusiones y tensiones con estos actores como parte de un sistema mayor que influye en la percepción y gestión del agua, propiciando así momentos de mejoras en la organización a través de la protección de recursos y proyectos de intervención agrícola positivos para la comunidad; pero mermando en otros casos a partir de las discusiones y tensiones que surgen.

Conclusiones

Como se ha mostrado, la organización comunal despliega una serie de formas de organización para el acceso y uso del agua para riego a partir de la comisión de usuarios, que despliega una serie de acuerdos comunales para: a) la participación en faenas anuales y sectoriales para el mantenimiento de los canales y ojos de agua, b) definir los modos de acceder y usar correctamente al riego a través de los turnos, c) discutir y definir las tarifas de uso de agua, y d) establecer las sanciones frente a las infracciones o incumplimiento en alguna de las anteriores. Estos acuerdos comunales mantienen el uso y control del agua para la agricultura a niveles estables para la comunidad misma; y de mejoramiento de la eficiencia en cuanto a la distribución, disponibilidad u orden a partir de los cambios en infraestructuras, y de obligaciones y de sanciones para el cumplimiento de los modos de riego. Lo que permite que los miembros de la comunidad sigan produciendo los alimentos a través de la agricultura, por lo menos a niveles familiares, que es el modo de riego implementado por la comisión de regantes y los acuerdos comunales que mantienen y mejoran la eficiencia del uso del poco nivel de agua que se presenta dentro de estos territorios. El bajo nivel de agua existente que, si bien se podría mejorar con implementación de nuevas técnicas, infraestructura y tecnologías, actualmente es distribuido de manera eficiente gracias a los acuerdos comunales que a los que se llega, y gracias a las estrategias llevadas a cabo por la comisión de regantes. Sin embargo, la comisión no es la única forma de acceso al agua para riego ni constituye el único actor dentro de los sistemas de riego. Por un lado, los usuarios no inscritos merman la capacidad de mantener y mejorar la eficiencia del uso del agua debido a que estos acceden al riego en horarios no permitidos (noche) y de formas no reconocidas (tapar canales

⁸ Agricultura para el consumo familiar. Intercambio de productos entre familiares y conocidos. Poca o nula venta al mercado.

fuera de los turnos implementados), las que disminuyen la cantidad de agua presente e impiden la acumulación del recurso en los canales y en las fuentes. Por otro lado, la cantidad de actores y posiciones que se encuentran en la microcuenca y dentro de la propia comunidad tensionan los espacios de encuentro y discusiones que se traducen en momentos de incertidumbre o de poco avance para el desarrollo comunal.

Se debe comprender que los sistemas de riego en las comunidades campesinas están estrechamente vinculados con las formas de organización que estas despliegan alrededor del agua para la agricultura y las visiones en torno a ella. En este sentido, es importante recalcar que muchos proyectos o leyes no son asimilados por las comunidades porque la forma en la que se introducen es de tipo paternalista, y reestructura toda forma de organización previa de manera que no es sostenible en el tiempo para ellos mismos o porque la visión que se tiene del agua es como un bien económico donde se debe de aumentar la productividad agrícola para la introducción en el mercado. Lo que se busca es entender las ideas del agua en sus dimensiones sociales o culturales como fuente de vida y, de este modo, generar modelos participativos de desarrollo sostenible para el agua, la agricultura, para las familias y para sus comunidades.

Referencias bibliográficas

- Boelens, R. (2014). "Cultural politics and the hydrosocial cycle: Water, power and identity in the Andean highlands". *Geoforum*, 57, 234-247.
- Boelens, R.; Hoogendam, P. (2001). *Derechos de agua y acción colectiva*. Lima: IEP.
- Damonte, G.; Lynch, B. (2016). "Cultura, política y ecología política del agua: una presentación". *Anthropologica* (02549212), 34(37), 5-12.
- Estrada Zúñiga, A. C. (2016). *Justicia o Injusticia: el agua de Piuray: conflicto, poder, negociación y compensación por calidad de agua de la Laguna de Piuray; experiencia del proceso de negociación por servicios ambientales de agua potable para abastecer a la ciudad de Cusco*. Cusco: Centro Bartolomé de las Casas. UNSAAC: CGMPC.
- Guber, R. (2001). *La etnografía. Método, campo y reflexividad*. Grupo Editorial Norma.
- Guevara, A. (2014). "¿Cómo funciona el derecho de aguas a 3300 m s.n.m.?". *Derecho PUCP*, (74), 397-410.
- Hidalgo, D. (2019). "Natalia Majluf: 'Es un crimen lo que se está haciendo en Chinchero'. Ojo Público". Recuperado de <https://ojo-publico.com/1273/natalia-majluf-es-un-crimen-lo-que-se-esta-haciendo-en-chinchero>
- INEI (2017). XII Censo de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas.
- Moscoso, M. (2019). "El Aeropuerto de Chinchero y el patrimonio cultural". Instituto de Estudios Peruanos, Blog de Opinión -Crítica y Debate. Recuperado de <https://iep.org.pe/noticias/el-aeropuerto-de-chinchero-y-el-patrimonio-cultural-por-macarena-moscoso/>
- Oré, M. T.; Muñoz, I. (2018). *Aguas en disputa: Ica y Huancavelica, entre el entrampamiento y el diálogo*. Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú, Fondo Editorial.
- Oré, M. T. (2005). *Agua bien común y usos privados: riego, Estado y conflictos en La Achirana del Inca*. Lima: PUCP. Fondo Editorial: Walir.
- Ribot, J.; Peluso, N. (2003). "A Theory of Access". *Rural Sociology*, 68(2), 153-181.

- Vogel, A.; Rojas Pineda, J.; Sallo Pumacahua, C. (2003). *Participar y concertar para una gestión sostenible de los recursos naturales en microcuencas altoandinas del Perú*. Lima: PRONAMACHCS.
- Zwarteveen, M. Z.; Boelens, R. (2014). "Defining, researching and struggling for water justice: some conceptual building blocks for research and action". *Water International*, 39(2), 143.

Calibración de la ecuación FAO-PM para la determinación de la ETo y optimización del uso de agua en invernaderos en zonas Alto-Andinas

Calibration of the FAO-PM equation to optimize crop water use in the High Andes areas

Clara Butrón Mamani¹ y Magali García Cárdenas²

Resumen: En zonas tropicales secas alto-andinas como el Altiplano Boliviano, el manejo de cultivos en invernaderos puede ser positivo pues reduce el impacto de eventos negativos como heladas y sequía. Los cultivos de invernadero siempre requieren riego y para ello es necesario determinar sus necesidades de agua. Este valor se estima a través de la cuantificación precisa de la evapotranspiración de referencia (ETo) de cada zona en particular, la que, a su vez, está sujeta a la disponibilidad de información meteorológica para esos ambientes. La falta de valores precisos de ETo disminuye la eficiencia de la programación y aplicación de riego. La ETo se calcula con precisión mediante la ecuación de FAO-Penman-Monteith (FAO P-M), pero esta no ha sido desarrollada ni calibrada para invernaderos. En este trabajo se calibró la ecuación FAO P-M para determinar la ETo en invernaderos en una zona alto-andina tropical, y se buscó soluciones para la falta de datos que permitan el cálculo de la ETo en esas condiciones. La ETo se determinó en invernadero a través de la instalación de lisímetros que simulaban al cultivo de referencia y que contaban con estaciones meteorológicas, con cuyos datos se calculó la ETo con la ecuación de la FAO P-M, comparando los valores de consumo del cultivo de referencia con la ETo calculada. Finalmente, se enfocó la solución a la deficiencia de datos meteorológicos en invernadero, postulando una corrección a los datos de estaciones a cielo abierto en la misma zona en que se encuentran los invernaderos. La radiación solar determina la ETo en invernaderos y puede ser aceptablemente estimada con datos de cielo abierto. La ETo en invernadero, calculada con la ecuación FAO P-M, solo con datos de radiación solar estimada muestra un coeficiente de correlación de 0,93 comparada con la ETo calculada con datos completos, indicando la factibilidad de este enfoque. El consumo de agua de cultivos en zonas alto-andinas puede reducirse hasta en un 40% con el uso de invernaderos bien manejados.

Palabras clave: invernaderos, evapotranspiración de referencia, riego, eficiencia.

Abstract: In dry high Andean tropical areas such as the Bolivian Altiplano, greenhouse crop management can be positive as it reduces the impact of negative events such as frost and drought. Greenhouse crops always require irrigation and this should be based on the determination of water needs. This value is estimated through the precise quantification of the reference evapotranspiration (ETo) of each particular area, which, in turn, depends on the availability of meteorological information that is mostly unavailable for greenhouses. The lack of precise values of ETo, reduces the efficiency of the irrigation programming and application.

ETo is accurately calculated using the FAO-Penman-Monteith (FAO P-M) equation, but it has not been developed or calibrated for greenhouses. In this work, the FAO Penman-Monteith equation was calibrated to determine ETo in greenhouses in a tropical high Andean area, and solutions were sought for the lack of data that would allow the calculation of ETo under these conditions. The ETo was determined in the greenhouse through the installation of lysimeters that simulated the reference culture and that had meteorological stations, with whose data the ETo was

1 Universidad Mayor de San Andrés (UMSA). Correo electrónico: clara_bym@hotmail.com

2 Proyecto Manejo Antropogénico de Suelos, Facultad de Ingeniería- Universidad Mayor de San Andrés (UMSA). Correo electrónico: magalygc1@yahoo.es

calculated with the FAO P-M equation, comparing both values. Finally, the solution to the deficiency of meteorological data in the greenhouse was focused, postulating a correction to the data of open-air stations in the same area where the greenhouses are located. Solar radiation determines ETo in greenhouses and can be acceptably estimated with open sky data. The greenhouse ETo, calculated with the FAO P-M equation, only with estimated solar radiation data shows a correlation coefficient of 0.93 compared to the ETo calculated with complete data, indicating the feasibility of this approach. Crop water consumption in high Andean areas can be reduced by up to 40% with the use of well-managed greenhouses.

Keywords: Greenhouse, high Andes, Reference evapotranspiration, irrigation, efficiency

Introducción

La agricultura en las zonas áridas debe enfrentar un esquema de intenso ahorro de agua por sus características típicas de déficit hídrico, adicionadas al impacto del calentamiento global. Específicamente la actividad agrícola de los altos andes tropicales bolivianos, típicamente áridos, se concentra durante el verano y depende fuertemente del inicio, duración y finalización de la época de lluvias que determina no solo la disponibilidad de agua, sino también el mayor o menor riesgo de heladas radiativas. Los pocos intentos de implementación de sistemas de riego chocan con la poca disponibilidad del recurso, tanto de fuentes superficiales como subterráneas. Ante esta situación altamente dependiente de los eventos meteorológicos extremos y su potencial intensificación a futuro, se requiere buscar alternativas productivas para enfrentar el efecto combinado de las bajas temperaturas y la poca disponibilidad de agua.

El uso de invernaderos es una de las técnicas que se utiliza en la producción agrícola de muchos países ya que estos se adaptan a zonas y a condiciones meteorológicas difíciles, donde se logra modificar y controlar sus condiciones ambientales para un mejor desarrollo en intensificación de los cultivos. Además, el uso de invernaderos es una de las soluciones a la problemática de la escasez de agua a nivel mundial debido a la utilización de sistemas de riego dosificados, que hacen un uso más eficiente de este recurso (Valera, 2013). Sin embargo, la necesidad de agua de los cultivos, que en general es difícil de determinar, es más problemática en invernaderos, pues el balance energético es distinto que a cielo abierto y más aún en el altiplano donde la investigación local es prácticamente nula.

La necesidad de agua de un cultivo se corresponde con su evapotranspiración (ET) en un determinado ambiente y bajo un manejo concreto del mismo (Pereira *et al.*, 2010). Su determinación se basa en la estimación precisa de la evapotranspiración de referencia (ETo) de cada zona en particular y, a su vez, las posibles alternativas para la estimación están sujetas a la limitación de la información meteorológica existente en cada país. Por lo tanto, la ETo viene a representar un índice climático asociado al área en estudio (Trezza, 2008).

El principal problema para la programación de riego en ambientes controlados es la insuficiencia de datos de ETo dentro de ellos, pues este parámetro ha sido poco estudiado debido a la poca disponibilidad de datos meteorológicos de calidad dentro de los ambientes. A pesar de que su cálculo se puede realizar incluso con pocos datos con la ecuación de FAO-P-M (Allen *et al.*, 2006), es frecuente enfrentar casos en que solo se cuenta con información meteorológica de los exteriores del invernadero.

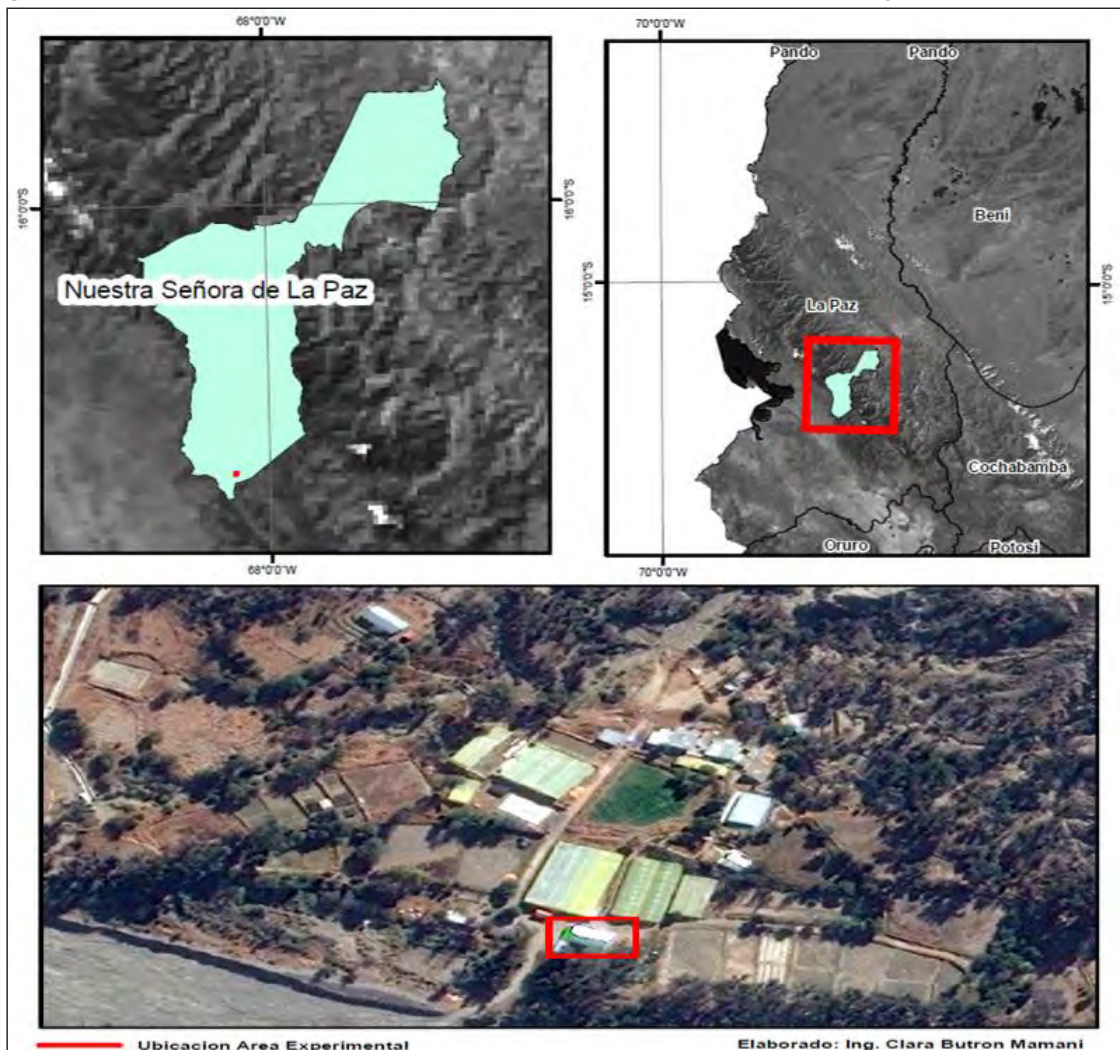
Objetivos

El presente trabajo se realizó con el objetivo de calibrar la ecuación FAO P-M para el cálculo de la ETo en condiciones de invernadero en una zona alto-andina de Bolivia (3.400 m), describiendo la dinámica de los términos energético y aerodinámico componentes de la ecuación dentro del invernadero en comparación con un cultivo de pasto que simule al cultivo de referencia definido para la ecuación. Finalmente, se evaluó la factibilidad de proponer factores de corrección para el cálculo de la ecuación de la FAO P-M con datos de cielo abierto para agricultura regada en condiciones atemperadas en zonas altas tropicales.

Metodología

El presente trabajo de investigación se realizó en invernaderos del Centro Experimental de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA) en el Departamento de La Paz, Bolivia (Figura 1), distante a 20 km del centro de la ciudad de La Paz, El Centro Experimental está ubicado a 16°32'09" latitud sur, y a 68°03'48.7" longitud oeste, y a una altitud aproximada de 3.500 m s.n.m. La evaluación se llevó a cabo entre los meses de febrero y julio del año 2015.

Figura 1. Ubicación del Centro Experimental donde se realizó el trabajo situado a 3.500 m



Fuente: Elaboración propia en base a Google Earth.

Establecimiento de investigación

Para el presente trabajo de investigación se construyó un invernadero de 10 m x 6,7 m en el que se instaló un lisímetro donde se medía el balance hídrico del suelo de una superficie de pasto verde muy similar al cultivo de referencia creciendo óptimamente sin limitaciones de agua ni nutrientes. La aplicación del balance hídrico de suelo permitió calcular el consumo de agua del ray grass en (mm) en el periodo, lo que aproxima a la ETo dentro del invernadero. También, se incluyeron cuatro microlisímetros de drenaje para la medición de ETo en campo con un área de 0,209 m². Estos lisímetros fueron distribuidos en invernaderos colindantes (principal y de control). En todos los lisímetros se aplicó la ecuación del Balance hídrico del Suelo. Considerando que la precipitación dentro del invernadero es nula la ecuación se puede simplificar como sigue:

$$ET = R - D - \Delta S$$

Donde, R es el riego, ΔS representa a la diferencia de humedad en el suelo durante el periodo de medición, y D es el drenaje.

Seguimiento de estación meteorológica y de suelo

Se instalaron tres estaciones meteorológicas automáticas completas modelo Vantage Pro 2 Davis, y tres estaciones de suelo con sensores de humedad de suelo y sondas de temperatura de suelo de acero inoxidable. La primera estación meteorológica y suelo se instaló a cielo abierto y las otras dos se instalaron en los invernaderos de seguimiento, tanto donde se encontraba el lisímetro principal como donde se encontraban los microlisímetros.

Determinación de ETo con la ecuación FAO P-M

Con la información meteorológica detallada de las estaciones instaladas, se aplicó la ecuación de la FAO P-M para determinar los valores hipotéticos del valor de la ETo (Allen *et al.*, 2006), tanto en invernaderos como a cielo abierto.

$$ET_o = \frac{0,408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 u_2)} \quad (3)$$

Donde, ETo es la evapotranspiración de referencia (mm día⁻¹), Rn representa la radiación neta en la superficie del cultivo (MJ m⁻² día⁻¹), G es el flujo del calor de suelo (MJ m⁻² día⁻¹), T es la temperatura media del aire a 2 m de altura (°C), u₂ representa a la velocidad del viento a 2 m de altura (m s⁻¹), (e_s) es la presión de vapor de saturación (kPa), (e_a) es la presión real de vapor (kPa), (e_s - e_a) es el déficit de presión de vapor (kPa), Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor (kPa °C⁻¹), γ es la constante psicométrica (kPa °C⁻¹).

El análisis de la información correspondiente a los valores de ETo se realizó mediante una regresión simple entre los valores calculados por la ecuación de FAO P-M y las variables climáticas que la influyen.

Resultados y discusión

Datos meteorológicos al exterior y al interior del invernadero

Los valores medios mensuales durante el periodo de evaluación de los datos climáticos a cielo abierto (exterior) y en condiciones de invernadero (interior) se detallan en la Tabla 1. Se observa claramente la influencia del invernadero en las temperaturas, que se elevan en alrededor del 90% en relación a condiciones de campo abierto. Esto se debe a la latitud típicamente tropical con intensa recepción de radiación que es altamente absorbida y retenida. Igualmente, la humedad atmosférica es muy alta debido a la reducida mezcla del aire, mientras que la radiación mayormente difusa es menor comparada con el exterior.

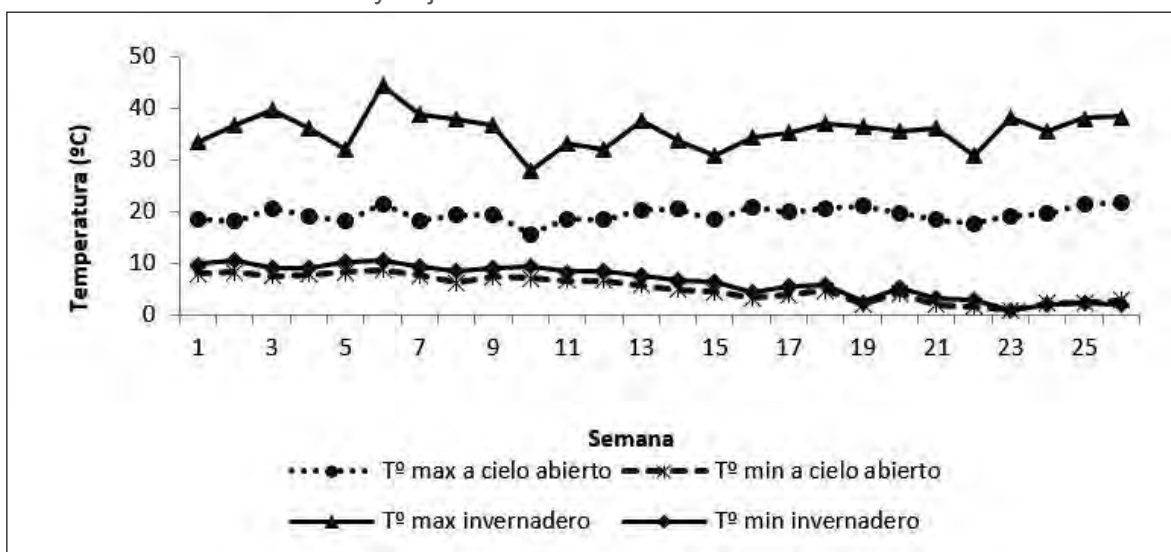
Tabla 1. Media mensual de temperatura, humedad relativa del aire, radiación solar, velocidad del viento y evapotranspiración de referencia calculada por ecuación FAO P-M

Periodo	Temperatura (°C)		Presión real de vapor e_a (kPa)		Radiación solar (MJ m^{-2})		Velocidad del viento (m s^{-1})		ETo (mm.mes^{-1})	
	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior
Febrero	13,5	22,9	0,97	2,13	19,9	7,7	0,7	0	100,36	54,83
Marzo	13,5	23,7	0,97	2,31	18,7	7,1	0,5	0	102,11	57,71
Abril	12,6	21,0	0,95	1,93	15,6	6,2	0,2	0	78,12	47,57
Mayo	12,2	20,2	0,64	1,51	17,3	6,8	0,1	0	74,33	47,88
Junio	11,6	20,2	0,58	1,40	17,1	7,0	0,1	0	64,48	44,91
Julio	10,9	19,0	0,44	1,30	16,9	6,5	0,3	0	70,79	44,92

Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

Los valores de temperatura promedio mostrados en la Tabla 2 contrastan con la similitud de la temperatura mínima con gran diferencia entre las temperaturas máximas del invernadero y a cielo abierto. Se demuestra así, una fuerte ganancia energética ocurrida gracias al invernadero, expresada claramente en la Tmax. Sousa *et al.* (2002), Boueri y Lunardi (2006, citado en De Andrade, 2011) reportan que en invernadero la temperatura en promedio es solo 17% más alta con relación al ambiente exterior, es decir que en este caso debería ser de solo 3,3 °C más alta, lo que no coincide con los datos medidos en campo. Las diferencias en la Tmin no son significativas demostrando que la pérdida energética nocturna es elevada tanto en invernadero como a cielo abierto. La latitud tropical con gran recepción casi perpendicular de radiación en gran parte del día, provoca estos efectos que deben ser resaltados pues pueden ser también de importancia para otros fines.

Figura 2. Valores de temperatura máxima y mínima semanal a cielo abierto y bajo condiciones de invernadero



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

El comportamiento semanal de las temperaturas máximas y mínimas a cielo abierto presenta una amplitud térmica en promedio de 14,2 °C, mientras que en invernadero la amplitud térmica promedio es de 29,2 °C debido a la acumulación energética durante el día (Tmax) que a la menor pérdida energética durante la noche (Tmin). Esto ya fue reportado en invernaderos del altiplano por Barrientos (2011) quien demostró que, con mal manejo, las carpas solares podrían producir condiciones incluso de menor temperatura durante la noche que a cielo abierto.

Comportamiento de la ETo y contribución de los términos radiativo y aerodinámico en la ecuación FAO P-M dentro del invernadero

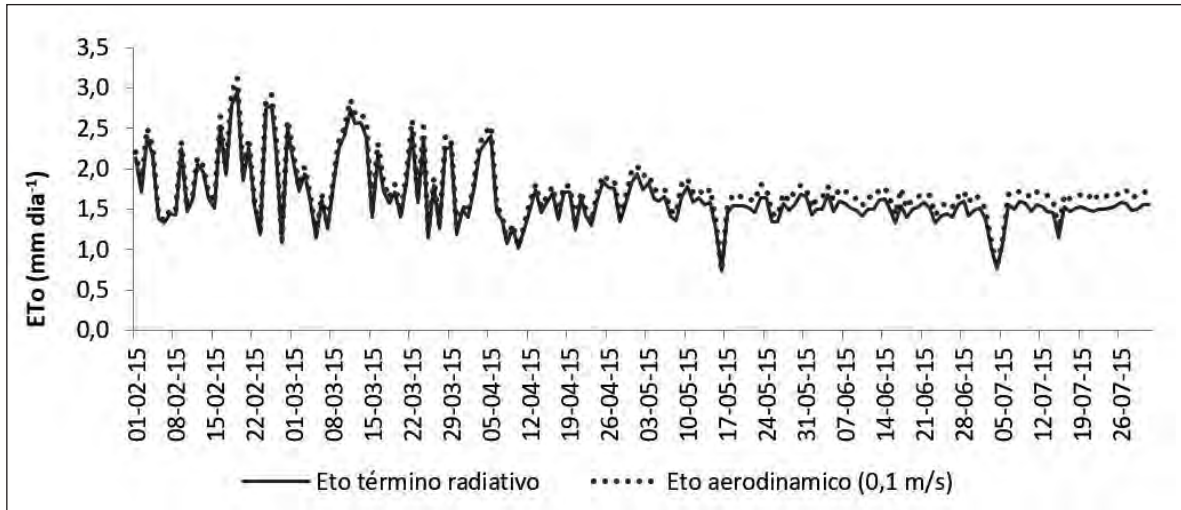
El valor diario de la ETo calculada con la ecuación FAO P-M es presentado en la Figura 3 con la línea punteada, asumiendo una velocidad del viento de 0,1 m s⁻¹ que representa a una localidad con muy baja velocidad del viento. La Figura muestra que los valores de ETo en invernadero oscilan entre 1,5 y 2 mm/día, con mayor variación durante los meses estivales que en el invierno. Durante los meses de verano, la variación en la nubosidad y la presencia de días alternos con precipitación influyen en cambios bruscos de la ETo, pues su valor depende de la radiación que disminuye si se presenta nubosidad o no. En invierno, en cambio, existe una mayor estabilidad de la nubosidad y la insolación, que se refleja en una menor variabilidad de la ETo.

Los valores calculados demuestran que la demanda evaporativa de la atmósfera (ETo) dentro de un invernadero es reducida, lo que apoya el uso eficiente del agua dentro de estos ambientes ya que su productividad es elevada.

Para el cálculo de ETo, la ecuación FAO P-M está compuesta por dos partes; el término radiativo que toma en cuenta principalmente la energía provista para la evapotranspiración por la radiación solar y el término aerodinámico, que muestra el comportamiento del aire como medio de recepción del vapor de agua perdido por la planta, está en función de la velocidad del viento y del déficit de presión de vapor que promueven la evapotranspiración. Con el fin de evaluar la importancia de los dos componentes principales dentro del invernadero, se aplicó la ecuación mencionada

para calcular la ETo, tanto como la suma de sus dos expresiones y la calculada solamente con el término radiativo en los meses en estudio (Figura 3).

Figura 3. Valores calculados de ETo incluyendo solamente el término radiativo e incluyendo ambos términos en condiciones de invernadero



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

El comportamiento de ETo calculada con los dos términos (radiativo y aerodinámico) es muy similar al calculado solamente con el término radiativo, pues la velocidad del viento en invernadero es cercana a cero, solo influenciada por la ventilación interna que, por su baja magnitud, al mismo tiempo determina un muy reducido déficit de presión de vapor de agua en el aire. Fundamentalmente, estos resultados demuestran también que la evapotranspiración dentro del ambiente atemperado está definida por la energía radiativa, lo que resalta la importancia de una adecuada estimación de su valor ya que es la fuerza que determina el consumo de agua.

También se aprecia que la importancia relativa del término aerodinámico, aunque continúa siendo muy baja, es levemente mayor en invierno que en verano. Este efecto coincide con la dinámica climática, pues la menor cantidad de humedad atmosférica en la zona ocurre precisamente cuando el término aerodinámico incrementa levemente su importancia.

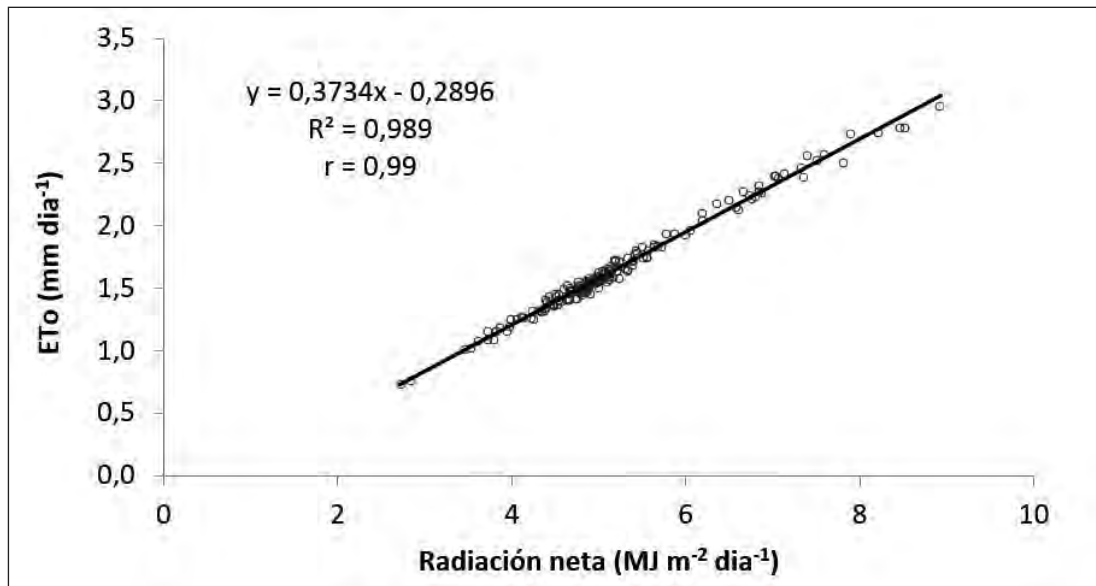
Dinámica del término radiativo

La máxima radiación solar recibida dentro de los invernaderos ocurrió en los meses de febrero y marzo. En los meses de junio y julio, que representan a la época seca, la radiación solar dentro de los invernaderos es en promedio menor en un 37,6% con relación a la que se presenta en los meses de mayor incidencia. Al respecto Allen *et al.* (2006) indican que la cantidad potencial de radiación que puede llegar a una superficie evaporante viene determinada por su localización y época del año. En este caso, a pesar de existir diferencias, la cantidad de radiación solar recibida es grande, incluso en los meses de menor recepción debido a la latitud tropical.

La correlación entre la radiación neta dentro del invernadero y la ETo ($r = 0,99$) indica que existe una fuerte relación para ambas variables (Figura 4). Además, el r^2 indica que el 98% de la ETo depende de la radiación solar recibida al interior del invernadero, siendo que la velocidad del

viento dentro del ambiente controlado es muy baja o no existe. Esmeral (2011) indica que el estudio realizado por Jolliet y Bailey (1992) acerca de los efectos del clima sobre la transpiración en un cultivo bajo invernadero, concluyó que la tasa de transpiración en un invernadero se incrementa linealmente con la radiación solar. También, encontró que el factor temperatura del aire y concentración de CO₂ no influyen significativamente.

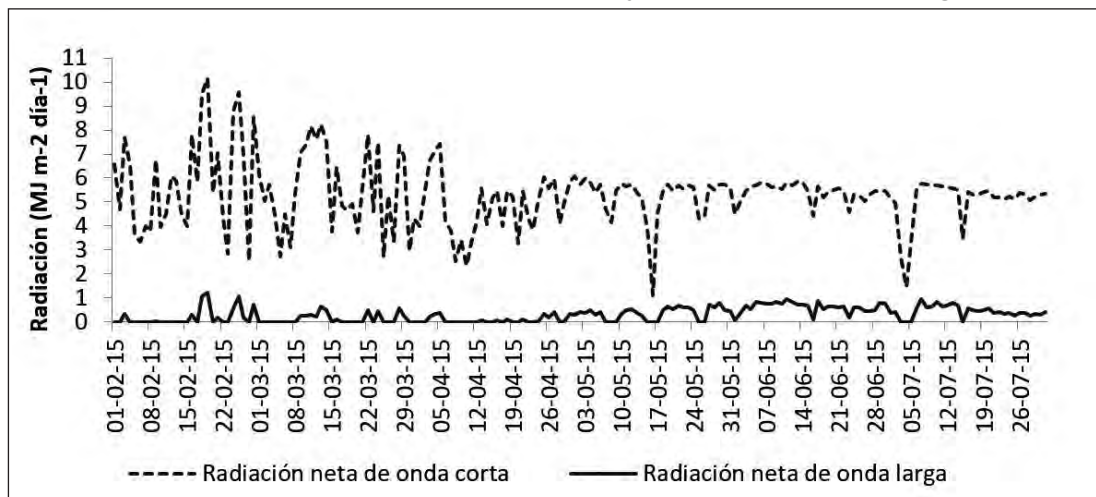
Figura 4. Correlación y regresión lineal entre la radiación neta y la ETo dentro del invernadero



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

Los componentes de la radiación neta (balance de radiación neta de onda corta menos balance de radiación neta de onda larga) presentan una diferencia amplia (Figura 5). Entonces, las mayores temperaturas dentro del invernadero se deben a que prácticamente no se pierde radiación terrestre y eso provoca acumulación energética que se expresa en acumulación de calor e incremento térmico.

Figura 5. Comportamiento de balance de onda corta y el balance de onda larga en invernadero

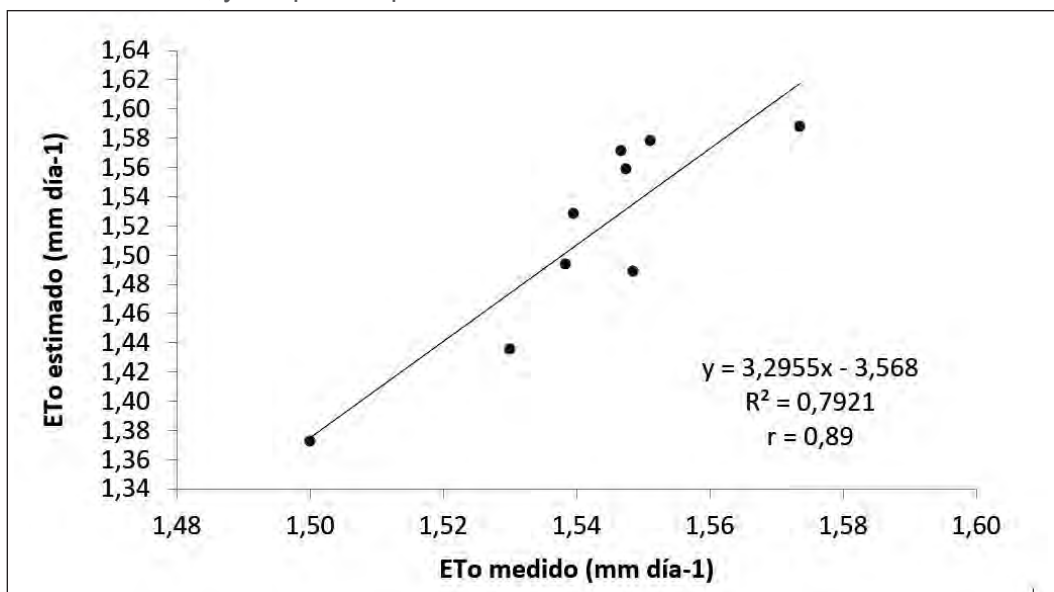


Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

Evaluación del consumo de agua del ray grass en lisímetro

El consumo de agua del ray grass (cultivo que simula al cultivo hipotético de referencia) evaluado mediante lisímetros al interior del invernadero encuentra alta relación con los valores calculados con la ecuación de la FAO P-M (Figura 6), demostrando que la ecuación calcula adecuadamente los valores de ETo en invernadero, pero además confirmando el reducido consumo de agua dentro de los ambientes controlados.

Figura 6. Evapotranspiración de referencia diaria (promedios mensuales), estimada con la ecuación FAO P-M, y evapotranspiración medida con lisímetro al interior del invernadero



Fuente: Elaboración propia.

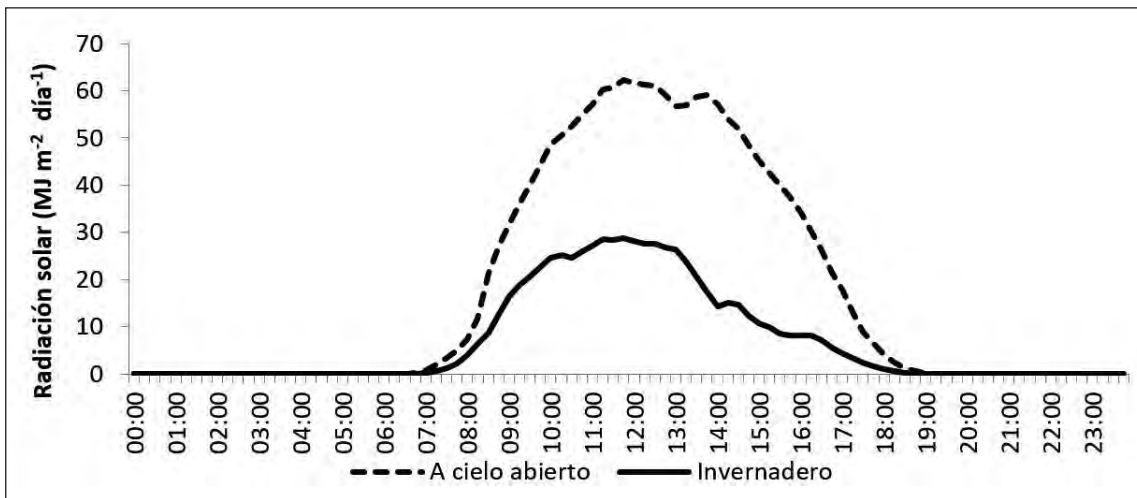
La correlación entre la ETo medida y la ETo estimada con la ecuación FAO P-M es elevada, mostrando que los valores de ETo obtenidos con la ecuación de FAO P-M son validados con los valores de ETo encontrados con el método directo del lisímetro al interior del invernadero de estudio y que la ecuación puede utilizarse dentro de invernaderos si se cuenta con suficiente información meteorológica.

Relación del consumo de agua del ray grass con los factores que determinan los valores de la ETo calculada con la ecuación FAO P-M

El consumo de agua por parte del pasto está determinado físicamente por las mismas variables que intervienen en la ecuación de la FAO P-M. Como se demostró arriba, la ETo en invernadero está determinada fundamentalmente por la radiación solar, por ello se presenta un análisis de su comportamiento.

La radiación solar dentro de un invernadero es transmitida por el material aislante. En el caso de estudio, el material aislante es el plástico, que produce una transmisividad de la radiación que determina la energía disponible para la evapotranspiración del pasto. Por ello se muestra la transmisividad (proporción de la radiación solar exterior que penetra dentro de invernadero) del plástico del invernadero, como se observa en la Figura 7.

Figura 7. Comportamiento de la radiación solar a cielo abierto y en invernadero



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

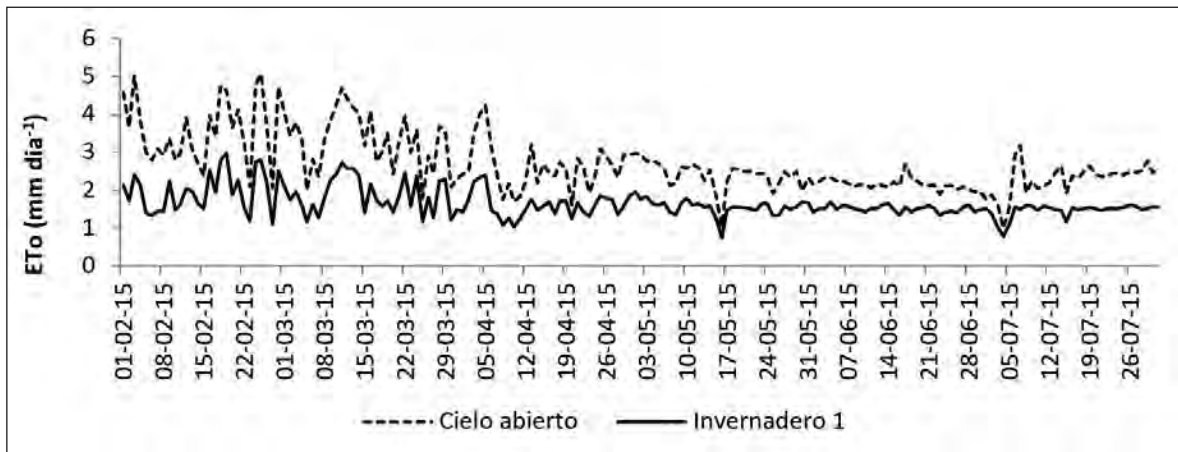
La radiación solar diaria recibida dentro del invernadero de estudio fue en promedio 60,7% más baja, que la medida a cielo abierto para el periodo evaluado. Similarmente, Pacheco *et al.* (2014), en un estudio reciente en invernadero del Instituto Mexicano de Tecnología del agua (IMTA) determinó que la radiación solar recibida dentro de un invernadero fue 51% menor que la radiación solar medida afuera del invernadero. El comportamiento y la diferencia de la radiación solar transmitida dentro del invernadero en el transcurso de un día muestran que las máximas diferencias se producen en las horas de máxima insolación, cuando se atenúa fuertemente la radiación solar directamente recibida en el exterior del invernadero. Al respecto Sentelhas (2001, citado en Fernandes *et al.* 2003), indica que el plástico que es utilizado en invernaderos cambia significativamente el balance de radiación respecto a la del ambiente externo, debido a la atenuación (absorción y reflexión) de la radiación solar incidente, resultando en una reducción del saldo de radiación interna que se transforma en radiación difusa que, en consecuencia, afecta a la evapotranspiración. La radiación difusa es adireccional y genera mayor uniformidad espacial dentro del invernadero. Otros autores citados por Lorenzo, (2012) han descrito que el aumento de la fracción difusa aumenta la radiación absorbida por el cultivo, la eficiencia en el uso de la radiación (RUE) y la productividad del cultivo. Por lo tanto, la radiación difusa es la que mejor eficiencia fotosintética produce y, por esta razón, los cultivos bajo invernadero incrementan su productividad.

Los resultados presentados aquí muestran que el uso de invernaderos en zonas de altitud en los trópicos es de gran utilidad y demuestra alta eficiencia, pues la gran cantidad de radiación directa recibida en zonas altas es atenuada y transmitida como radiación difusa de gran eficiencia fotosintética, pero con menor demanda evapotranspirativa. Así se produce mejor, más y con menor uso de agua, por lo que se constituye en una gran ventaja comparativa con otras latitudes.

Comportamiento de la ETo a cielo abierto y en invernadero

La comparación de los valores diarios de la ETo a cielo abierto y en invernadero calculados a través de la ecuación FAO P-M (Figura 8) muestran comparativamente una elevada demanda evaporativa de la atmósfera a cielo abierto en la zona de estudio, determinando consecuentemente mayores requerimientos de riego.

Figura 8. Valores diarios de evapotranspiración de referencia (ETo) estimados a través de la ecuación FAO P-M, a cielo abierto y en invernadero



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

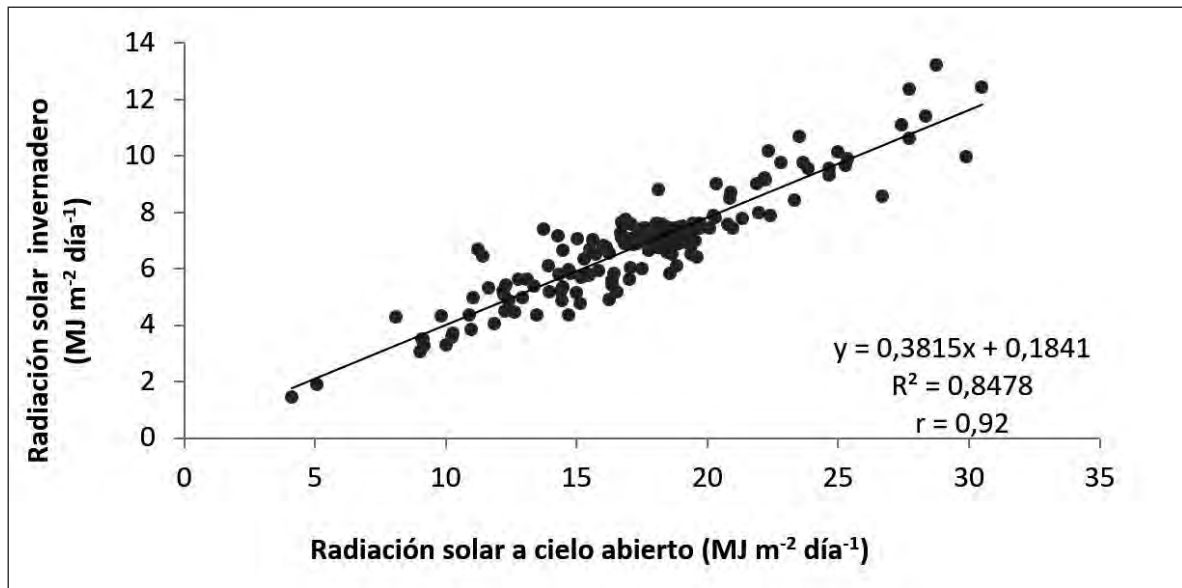
Considerando la demanda de agua de los cultivos, lo obtenido mostraría que dentro de invernaderos el consumo de agua se acercaría a casi el 50% del agua demandada por cultivos a cielo abierto. Diversos autores (Farias, *et al.*, 1994; Martins, *et al.*, 1994; Braga y Klar, 2000, todos citados en Fernandes, *et al.*, 2003) también reportaron que la evapotranspiración en invernaderos fue inferior con relación a la evapotranspiración al aire libre.

La razón física para estas diferencias se centra en: a) una menor radiación solar incidente dentro del invernadero que, a pesar de ello, ocurre en forma difusa, lo cual incrementa su eficiencia fotosintética y b) una menor influencia del término aerodinámico que en el caso de cielo abierto presenta mucha mayor influencia relativa sobre el valor total de la ETo.

Estimación de la radiación solar en invernaderos en base a datos de cielo abierto

Una vez mostrada la importancia de la radiación en la estimación de la ETo en invernaderos, surge el cuestionamiento sobre la falta de datos meteorológicos dentro del invernadero, siendo el más sensible de estos el dato de radiación solar (R_s), usado luego para calcular la radiación neta. Para ello, se comparó la R_s de la estación meteorológica a cielo abierto con aquella ocurrida en invernadero (Figura 9).

Figura 9. Regresión lineal entre la radiación solar medida al interior y al exterior del invernadero, entre febrero y julio de 2015



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

La correlación entre la radiación solar a cielo abierto y la radiación solar recibida dentro del invernadero es clara, demostrando posibilidades para la estimación de la radiación solar dentro del invernadero con información de radiación a cielo abierto. Allen *et al.* (2006) indican que la raíz cuadrada de la diferencia de temperaturas está muy relacionada con la radiación solar diaria en una localidad dada. Mediante esta metodología, la radiación solar derivada de las diferencias térmicas se calcula con la ecuación de Hargreaves, a continuación:

$$R_s = k_{RS} \sqrt{(T_{max} - T_{min})} R_a$$

Donde R_a es la radiación extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), T_{max} es la temperatura máxima del aire ($^{\circ}\text{C}$), T_{min} es la temperatura mínima del aire ($^{\circ}\text{C}$) y k_{RS} es el coeficiente de ajuste.

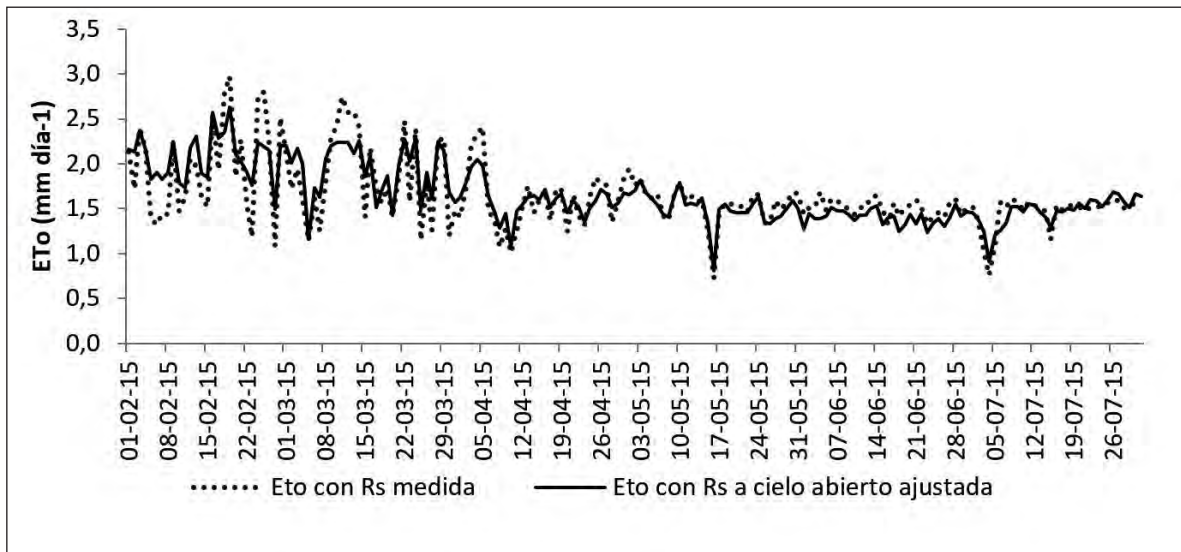
Entonces se evaluó la relación entre la radiación solar a cielo abierto estimada con la ecuación de Hargreaves y la medida en invernadero, hallándose una relación lineal cuyo r^2 fue de 0,65, que está dada por:

$$R_{s(\text{estimada inv.})} = 0,613 * R_{s(\text{est.afuera HG})} - 2,9184$$

Donde $R_{s(\text{estimada inv.})}$ es la radiación solar ajustada en el interior del invernadero, $R_{s(\text{est.afuera HG})}$ representa el valor de la radiación solar estimada con la ecuación de Hargreaves en condiciones de cielo abierto.

Con el fin de evaluar el impacto de los valores de la radiación solar estimada con la ecuación lineal determinada, se comparó los valores de ETo calculados con la radiación solar estimada en relación a aquellos calculados con la R_s medida por la estación meteorológica (Figura 10).

Figura 10. ETo calculada para condiciones de invernadero con la Rs estimada en base a los valores de cielo abierto, comparada con la ETo calculada con la Rs medida en estación



Fuente: Elaboración propia en base a resultados de campo.

La ETo calculada con la radiación solar a cielo abierto ajustada para condiciones de invernadero presenta un comportamiento similar a la ETo calculada en función a la radiación solar medida al interior del invernadero, por lo tanto, la ecuación mencionada en el párrafo anterior puede ser aplicada para ambientes atemperados en zonas que no se cuente con datos de radiación solar dentro de invernadero ni a cielo abierto, que es lo que corresponde al caso más común en Bolivia, pues la radiación solar es un dato que pocas veces registran las estaciones meteorológicas.

Conclusiones

Los valores de ETo medidos en invernadero en un cultivo de ray grass que simula al cultivo de referencia definido por Allen *et al.* (2006), presentaron una clara correlación con los valores calculados con la ecuación FAO P-M en base a los datos de estación meteorológica instalada en el mismo invernadero. Se destaca que la ETo calculada y determinada en invernaderos muestra valores cercanos al 50% de aquella calculada para la misma zona, pero a cielo abierto. Esto demuestra que el buen manejo de los invernaderos podría rendir un sustancial ahorro de agua de riego en una zona que es muy deficitaria en este recurso.

Los parámetros climáticos de radiación solar, velocidad del viento y déficit de presión de vapor en el invernadero fueron en promedio más bajos que en las condiciones externas, mientras que la temperatura presenta valores muy superiores en relación a cielo abierto, lo que demuestra que existe una fuerte retención energética ocurrida gracias al ambiente atemperado, fundamentalmente debida a la poca pérdida de radiación terrestre, pero también muestra la gran influencia de la latitud tropical que provoca elevada recepción de radiación solar, incluso en mayores altitudes. También se determinó que la ETo al interior del invernadero está influenciada en gran medida por la energía radiativa y muy levemente por la energía aerodinámica. Entonces, aproximaciones y estimaciones de la Rs en invernaderos en base a datos externos pueden cubrir la falta de información meteorológica en invernaderos. Se calculó una ecuación lineal que relaciona la radiación solar calculada con Hargreaves a cielo abierto con la radiación solar para condiciones de invernadero, asumiendo que solamente estuvieran disponibles datos de Tmax y Tmin. La ETo

en invernadero calculada con la ecuación FAO P-M en función de la radiación solar ajustada con la ecuación lineal mencionada anteriormente muestra muy alta correlación indicando que esta metodología puede ser utilizada para determinar valores adecuados de ETo en invernaderos, incluso si a cielo abierto solo se tiene disponibilidad de datos térmicos.

Referencias bibliográficas

- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. (2006). "Evapotranspiración del cultivo. Riego y Drenaje", FAO-56. Roma. 298 p.
- Barrientos, H. (2011). *Determinación de la intensidad lumínica en plásticos de cubierta (agrofilm) para ambientes atemperados en tres localidades del Departamento de La Paz*. Tesis Ing. Agrónomo. La Paz-Bolivia. UMSA-Facultad de Agronomía. 114 p.
- De Andrade, A.; Danaceno, L.; Dias, N.; Gheyi, H.; Guiselini, C. (2011). "Climate variations in greenhouse cultivated with gerbera and relationship with external conditions". *Eng. Agric., Jatrofical*, 31 (5): 857-867 p.
- Esmeral Y. (2011). *Análisis de la evapotranspiración real en el cultivo de rosa*. Trabajo de grado para optar al título de Magister en ingeniería Agrícola, Universidad Nacional de Colombia-Facultad de ingeniería, Bogotá, 94 p.
- Fernandes, C.; Cora, J. E.; Campos, J. A. (2003). "Reference Evapotranspiration Estimation Inside Greenhouses". *Scientia Agricola*. 60 (3): 591-594.
- Lorenzo, P. (2012). "El cultivo en invernadero y su relación con el clima". *Cuaderno de estudios agroalimentarios* (CEA). ISSN 2173-7568. 23- 44 p.
- Pacheco *et al.* (2014). "Microlysimetric quantification of water consumption in poinsettia (*Euphorbia pulcherrima* Willd)". *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5 (8): 1481-1493.
- Pereira *et al.* (2010). *El Riego y sus Tecnologías*. Centro Regional de Estudios del Agua Universidad de Castilla-La Mancha-España. 296 p.
- Trezza, R. (2008). "Estimación de evapotranspiración de referencia a nivel mensual en Venezuela. ¿Cuál método utilizar?". *Bioagro* 20 (2): 89-95.
- Valera, C. (2013). *Programación y manejo del riego localizado, en el cultivo de pimentón (Capsicum annum L.), mediante tres métodos de estimación de la evapotranspiración en condiciones de invernadero, Santa Rosa, Mérida, Venezuela*. Tesis M. Sc. Desarrollo de los recursos aguas y tierras mención Ingeniería de Riego y Drenaje. Universidad de Los Andes-Venezuela. 172 p.

Uso eficiente del agua de tres especies (Quinoa, Aloe y Prosopis) y estrategias de riego deficitario. Una revisión bibliográfica como aporte de la agricultura de desierto a la producción de alimentos ante el cambio climático

Efficient Water Use in Three Species (Quinoa, Aloe and Prosopis) and Deficit Irrigation Strategies. A Review as a contribution of Agriculture Desert to food production in Climate Change

José Delatorre-Herrera,¹ Jorge Arena,¹ José Delatorre-Castillo² y Felipe Carevic¹

Resumen: La pregunta es: ¿cuáles son los desafíos para la producción de alimentos y otros productos derivados de los recursos naturales renovables (RNR)? Organismos como la FAO señalan como un gran problema la inseguridad alimentaria como consecuencia de un aumento en la demanda de alimentos por el aumento de la población y por la degradación de los RNR. Un factor que incrementa la incertidumbre en el abastecimiento de alimentos es la impredecibilidad y la adaptación al cambio climático por parte de los agricultores. Lo anterior conlleva hacer frente a problemas como el cambio en los patrones de precipitaciones, lo que afecta la distribución y disponibilidad de agua en zonas donde hoy se hace agricultura tradicional. Esto y el aumento de las temperaturas implicará una mayor demanda de agua de los cultivos y mayores tasas de evaporación del suelo. Junto con la problemática del agua dulce que debe ser prioridad para el consumo humano, se plantea el gran desafío de producir más alimentos y materias primas con menos agua la que además presenta menor calidad. Considerando los argumentos anteriores, los objetivos del presente trabajo son: a) Evaluar cómo será afectada la producción de alimentos y materias primas por una reducción de la disponibilidad de agua y b) Describir las estrategias que exhiben quinua (*Chenopodium quinoa* Willd), aloe (*Aloe vera* (L) Burm f) y *Prosopis spp*, ampliamente conocidos por su resistencia a la sequía para lograr sus elevados niveles de eficiencia en el uso del agua (**EUA**), las que luego pueden ser utilizadas para mejorar la productividad de zonas áridas, y c) Establecer estrategias de manejo en base a riego deficitario. Serán analizadas experiencias de estas técnicas tanto en quinua como en aloe.

Palabras clave: Cambio climático, déficit hídrico, riego deficitario, quinua, aloe, prosopis

Abstract: The production of food and other products derived from Renewable Natural Resources (RNR) remains a challenge. Organizations such as FAO point to food insecurity as a major problem, as a result of an increase in the demand for food due to the increase in population and the degradation of RNRs. One factor that increases the uncertainty in the food supply is the unpredictability and adaptation to climate change by farmers. This implies facing problems such as change in precipitation patterns, which affects the distribution and availability of water in areas where traditional agriculture is now done; this and the increase in temperatures will imply a greater demand for water from crops and higher rates of soil evaporation. What together with the fact that fresh water must be a priority for human consumption, poses a great challenge to produce food and raw materials with less water and lower quality. Considering the above arguments, the objectives of this paper are: a) To evaluate how the production of food and raw materials

1 Área Agricultura del Desierto, Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat y Programa Doctoral en Agricultura para ambientes Áridos y/o Desérticos. Correos electrónicos: jodelato@unap.cl; jarenas@unap.cl; fcarevic@unap.cl

2 Área Agricultura del Desierto, Facultad de Recursos Naturales Renovables. Universidad Arturo Prat. Correo electrónico: jose.delatorre.castillo@gmail.com

will be affected by a reduction in water availability, b) To describe the strategies exhibited by Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd), Aloe (*Aloe vera* (L) Burm f) y *Prosopis spp* widely known for their drought resistance to achieve its high levels of water use efficiency (WUE), which can then be used to improve the productivity of arid zones; and c) Establish management strategies based on irrigation deficit. Experiences of these techniques will be analysed in both quinoa and aloe.

Keywords: Climate change, water deficit, deficit irrigation, Quinoa, Aloe, Prosopis

Introducción

Hacia el año 2050, se estima que la población humana será de 9,07 billones de personas, el 62% de la cual vivirá en África y el Sureste asiático. El desafío global, ante estas proyecciones, consiste en proveer de alimentos a la población, considerando un contexto de cambio climático (CC). Las consecuencias previstas del CC para el mundo, y en especial para la agricultura, serán: incremento de la temperatura, aumento de la fuerza de los vientos, cambio en los regímenes de lluvias, deterioro de los factores naturales de producción como suelos, agua y diversidad (FAO, 2013; FAO, 2003), entre otros grandes factores ambientales que tiene una marcada influencia sobre el crecimiento y desarrollo de los vegetales (The World Bank, 2012). Por otra parte, el aumento de la población traerá como consecuencia el incremento en la demanda de alimentos (Pérez *et al.*, 2018) y con ello una gran inseguridad alimentaria (FAO, 2006). El deterioro de los recursos naturales, ligado a la producción agrícola, conlleva el abandono de ciertos rubros y la búsqueda urgente de alternativas de cultivos con plantas más adecuadas a la nueva realidad climática, de lo contrario, se corre el riesgo del abandono definitivo de la agricultura (Delatorre-Herrera, 2015). Al respecto Bastin *et al.* (2019), señalan que en un escenario optimista de CC, donde se pronostican cambios de 1,7 °C, Europa tendrá modificaciones climáticas equivalentes a haberse desplazado 1.000 km al sur. Existe una razonable incertidumbre acerca de la capacidad que tengan los vegetales para adaptarse a este cambio climático y en especial los cultivos, que tienen una alta homogeneidad y dependen de diversos factores agronómicos, en particular del riego. Los cultivos propuestos en esta revisión son abastecedores de alimentos y materias primas; quinoa, originaria de los pueblos andinos, aporta granos con un alto valor nutricional, en particular por el contenido y calidad de sus proteínas (Cai y Gao, 2020). Prosopis, de los cuales 44 especies son endémicas de América, como algarrobo (*P. fleuxosa*, *P. nigra*, *P. pallida*, etcétera) producen vainas ricas en azúcares, que se usan en alimentación humana, suplementos alimenticios en lactantes o forraje. Aloe, una planta de zonas áridas, fue introducida desde África debido a su valor comercial en la medicina, la farmacología, la cosmética y la alimentación (Kock, 2015).

Por esto surgen las siguientes preguntas: ¿Cómo se verá afectada la producción de las principales especies tradicionales productoras de alimento y/o materias primas ante la disminución del agua disponible para riego (cantidad y calidad) como consecuencia del CC? Específicamente, si se evalúan cultivos con elevada resistencia a la falta de agua, ¿cuáles son las estrategias que tienen estos tres cultivos conocidos en Sudamérica como de elevada resistencia a la sequía y eficiencia de uso de agua (quinoa, aloe y prosopis) para mejorar su **EUA**? ¿Cuáles son las lecciones que dejan estas plantas en el manejo eficiente del agua, qué puede aprovecharse para responder ante los impactos del cambio climático?

Pueden asumirse diversas estrategias ante este escenario, como cultivar especies tolerantes al déficit hídrico, utilizar aguas marginales o manejar el riego ya sea con el uso de tecnologías que permitan la mayor eficiencia o mediante el uso restricciones hídricas, conocido como riego deficitario.

El riego deficitario es una herramienta alternativa que permite el uso racional del agua aplicada, con un mínimo impacto sobre la producción (Rodríguez *et al.*, 2014). Los riegos deficitarios pueden proporcionar retornos económicos por unidad de superficie, iguales o superiores que los riegos convencionales (Hargreaves y Samani, 1984) y contribuyen a mejorar la EUA. Considerando los antecedentes ya señalados, los objetivos del presente trabajo son: a) Evaluar cómo será afectada la producción de alimentos y materias primas por una reducción de la disponibilidad de agua y b) Describir las estrategias que exhiben quinua, aloe y prosopis, ampliamente conocidos por su resistencia a la sequía, para lograr sus elevados niveles de EUA, las que luego pueden ser utilizadas para mejorar la productividad de zonas áridas y c) Establecer estrategias de manejo en base a riegos deficitarios, analizando experiencias de estas técnicas tanto en quinua como en aloe.

Materiales y métodos

Se realizó una revisión bibliográfica sistemática en la que se describen las principales características de los trabajos sobre eficiencia en el uso del agua y riego deficitario controlado en tres especies (quinua, aloe y prosopis) a nivel mundial y con énfasis en Latinoamérica. Se realizó una búsqueda de artículos en las principales bases de datos bibliográficas disponibles en la biblioteca digital de la Universidad Arturo Prat, Chile. concretamente en: PubMed/MEDLINE, SCOPUS, WoS. Se utilizaron descriptores distribuidos en dos bloques: eficiencia en el uso del agua (EUA) o su traducción en inglés (Water Use Efficiency: WUE) y riego controlado deficitario (RCD) o su traducción en inglés (Deficit Irrigation).

De manera complementaria, se realizaron búsquedas manuales de informes de agencias como ONU, FAO e instituciones estatales de Bolivia y Chile, además de tesis no incluidas (o parcialmente incluidas) en las bases de datos anteriormente mencionadas.

Criterios de inclusión: Las referencias resultantes se limitaron a información referida a la EUA y al manejo del riego deficitario principalmente en quinua, prosopis y aloe. Se excluyeron trabajos y comunicaciones a congresos. En caso de encontrar un artículo repetido en varias publicaciones se incluyó aquel publicado en una revista con mayor factor de impacto y/o aquel publicado más recientemente.

Manejo de la información: La información obtenida fue sistematizada en función de los objetivos de la revisión. Como fueron: -Determinar el efecto del cambio climático sobre la agricultura, concretamente sobre la producción de alimentos y -Conocer las estrategias que poseen los tres cultivos de zonas áridas (aloe, quinua y prosopis) para mantener su producción en condiciones de déficit hídrico.

Resultados y discusión

La agricultura y el agua en el marco del cambio climático

Los informes de diferentes paneles sobre cambio climático (IPCC, 2007; Bates *et al.*, 2008) señalan importantes cambios en los agro-ecosistemas. Un aumento de las temperaturas entre 1 a 3 °C incrementarán la productividad de los cultivos, sin embargo, limitarán, al mismo tiempo, la disponibilidad de agua. Al respecto, se proyecta el incremento en la frecuencia de las sequías en algunos lugares e inundaciones en otros.

Rodríguez (2007) subraya la importancia del agua para alcanzar las metas del milenio en lo relativo a la producción de alimentos, así como el reto para la productividad del agua en la agricultura. Pérez *et al.* (2018) proponen una agricultura ecointensiva de alta tecnología basada en un manejo sustentable de alta tecnología (computadoras, sensores remotos, drones y manejo cibernético). Por esto, para la agricultura es un gran desafío el desarrollo de nuevas tecnologías de riego, más eficientes que las imperantes y que sean apropiadas a las realidades sociales, culturales y económicas de los sectores en donde esta actividad se realiza (Rodríguez, 2007). Es en este contexto donde adquiere validez el uso de tecnologías que permitan ahorrar agua o producir en condiciones de déficit hídrico, como es el riego deficitario, y/o utilizar especies resistentes como la quinua, aloe o prosopis, entre otras.

Cómo será afectada la producción de alimentos y materias primas tradicionales por una reducción de la disponibilidad de agua como consecuencia del cambio climático

Según Nelson *et al.* (2009), el trigo y el arroz bajo riego se verán especialmente afectados. En promedio, los rendimientos en los países desarrollados se verán menos afectados que en los países en vías de desarrollo, por el acceso a la tecnología. En la cuenca del Amazonas y San Francisco se estiman disminuciones en las precipitaciones entre las décadas de 2020 a 2080 de un 9 a un 19% y de un 15 a un 35%, respectivamente (Marengo *et al.*, 2012). Urrutia y Vuille (2009) determinaron que las zonas montañosas tropicales de los Andes se verán más afectadas por cambios climáticos futuros, que las zonas bajas aledañas. Las proyecciones indican un calentamiento significativo en los Andes tropicales, que es potenciado por la altura.

Por lo anterior, se prevé una baja en los rendimientos como consecuencia del estrés hídrico en cultivos bajo riego, como arroz, trigo y maíz, y que sean relativamente mayores en el escenario más seco de un estudio realizado por la Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), pudiendo alcanzar 6,7% de pérdidas (Nelson *et al.*, 2009), lo que significa una disminución en la confiabilidad del riego en estas áreas de cultivos. Cabe señalar que, de acuerdo a nuestros cálculos y considerando eficiencias de riego variables de entre 90% a 50%, los requerimientos de agua de un cultivo como el maíz oscila entre 9.000 a 14.000 m³ /ha/ temporada. Estas altas tasas de consumo contrastan con cultivos como la quinua que es capaz de producir hasta con 1.200 m³/ha/temporada.

En relación a la capacidad de la quinua para producir en un escenario de cambio climático, Canedo y García (2015) modelaron su comportamiento en el Altiplano de Bolivia. En los sectores norte y central existen mayores rangos de variación en las probabilidades de precipitación, además de que presentan una condición en donde las precipitaciones se concentran en pocas semanas dentro del ciclo anual. Sin embargo, el Altiplano sur muestra un rango con menos precipitaciones, lo que aumenta la probabilidad de déficit hídrico. La variación de precipitación a futuro muestra una disminución entre 1 y 4% de la precipitación para la década 2020-2029, lo que representa un máximo de decremento de 12 mm año⁻¹. Para la década 2046-2055 se intensifica el decrecimiento de la precipitación entre 1 y 8%, lo que constituye un máximo de 23 mm año⁻¹ de decremento. Esta disminución de las precipitaciones proyectadas (Andressen *et al.*, 2007), incrementa la vulnerabilidad y déficit hídrico en el agroecosistema del altiplano sur de Bolivia y en el altiplano chileno, donde las precipitaciones no superan los 120 mm anuales, o su equivalente a 1.200 m³/ha/año.

Por otra parte, los datos muestran un deterioro de la productividad de quinua en Bolivia. Al respecto, el Ministerio de Desarrollo Rural y Tierras (MDRyT) (2014) en su Plan de Desarrollo

Agropecuario 2014-2018, reporta que los rendimientos en quinua han disminuido de 637 kg ha⁻¹ en la temporada 2001-2002 a 466 kg ha⁻¹ en 2012-2013, lo que representa un detrimento de 26,8%, datos que también son coincidentes por los reportados por Bedregal (2012), lo que podría ser atribuido tanto a la disminución de las precipitaciones como al deterioro de la fertilidad del suelo.

Se debe resaltar la capacidad de la quinua de producir con tan poca agua, por lo que una disminución del abastecimiento hídrico sin duda que impactará en la producción. Sin embargo, es importante destacar la gran diferencia entre la quinua y los cultivos tradicionales que requieren grandes volúmenes de agua (entre 500 a 1.000 mm) para alcanzar rendimientos adecuados, lo que demuestra alta eficiencia en el uso del agua de la quinua.

Estrategias que exhiben quinua, aloe y prosopis para lograr sus elevados niveles de EUA

La quinua presenta diversas estrategias para adaptarse a las condiciones de estrés provocadas por una disminución del potencial hídrico del suelo, las que pueden ser de tipo morfo-fisiológico (Hariadi *et al.*, 2011; Adolf *et al.*, 2013a). Desde el punto de vista de la morfología, la quinua presenta mecanismos para el manejo de la transpiración mediante la modificación de la densidad estomática y/o de la apertura de los estomas (Orsini *et al.*, 2011; Shabala *et al.*, 2012, Adolf *et al.*, 2013). Al respecto se ha encontrado en BO78 (genotipo del sur de Chile) una reducción de la densidad estomática de hasta el 50% acompañado de una reducción de la longitud estomática en condiciones de disminución del potencial hídrico del suelo por efecto de las sales (Orsini *et al.*, 2011).

La disminución de la conductancia estomática no solo reduce la pérdida de agua sino también la asimilación de CO₂. Esto contribuye a una disminución en la eficiencia del uso del agua, ya que se producirá menos biomasa por unidad de agua. Un ejemplo de ello se aprecia en el ensayo realizado con dos variedades de quinua a las cuales se les disminuye el potencial hídrico del agua del suelo. Utusaya es una variedad tolerante y titicaca, sensible. Utusaya reduce tan solo el 25% de la asimilación neta de CO₂ en comparación con una reducción del 67% en titicaca (Adolf *et al.*, 2013).

Lo anterior también es comprobado por Delatorre-Herrera (2008) al comparar dos variedades chilenas contrastantes, una tolerante obtenida del altiplano (amarilla) y otra de la zona sur (Hueque) (Delatorre-Herrera *et al.*, 2009). Ambas selecciones mostraron una disminución en la conductancia estomática. Esta disminución fue significativamente mayor en la selección Hueque (variedad sensible), en la cual la conductancia estomática (gs) cayó desde 471 a 201 mmol H₂O m⁻²s⁻¹, es decir, una disminución equivalente al 57,3% del valor original. En amarilla (variedad tolerante), en tanto, solo hubo una disminución de 17,4%. Esta disminución fue proporcional a la pérdida de la tasa de asimilación, la que fue de 37,7% para amarilla y de 65,1% para Hueque.

Otro mecanismo de adaptación que posee quinua es su plasticidad fenotípica radicular, que le confiere una particular modificación anatómica que le permite una mayor capacidad de transporte para explorar las capas secas del suelo. Es así como la quinua no se ve afectada en su relación raíz/brote y en la longitud de raíz cuando existe un déficit de agua. También, debido a su arquitectura radicular en forma de “espina de pescado”, reduce la competencia entre raíces de la misma planta, y entre las raíces de plantas vecinas (Zurita *et al.*, 2014; Sánchez y Olave, 2019). La quinua, además, presenta un sistema radicular con un eje principal robusto que le permite explorar capas profundas más rápidamente y más eficientemente, fundamental para el éxito de

esta planta en los primeros estadios (Zurita *et al.*, 2014). Estas estrategias, unidas a otras de carácter bioquímico como ajuste osmótico o síntesis de trehalosa (Delatorre-Herrera *et al.*, 2019; Ruiz *et al.*, 2015), le confiere una gran capacidad de adaptación a déficit hídricos transitorios, como puede ser la aplicación de riego deficitario.

Por su parte, las plantas CAM (por su sigla en inglés Crassulacean Acid Metabolism), como aloe, abren sus estomas a bajas temperaturas, cuando el gradiente de concentración de vapor entre la hoja y el aire es pequeño, minimizando la pérdida de agua, lo que ocurre de noche (Gil-Marin *et al.*, 2006). Otra de sus estrategias es la succulencia y el manejo en la entrega del agua almacenada en sus hojas, lo que consigue mediante la síntesis de azúcares, en especial neofructanos e inulinas, los que generan una red intrincada ralentizando el paso del agua (Delatorre-Herrera *et al.*, 2010; Salinas *et al.*, 2016). El déficit hídrico induce cambios morfológicos y fisiológicos, como el grado de succulencia de sus hojas, un incremento en el grosor de la cutícula con una delgada capa de cera y un incremento en el número de estomas por área foliar, reducción en el tamaño de los ostiolas, y un incremento en el número de células del parénquima (Silva *et al.*, 2014). Estas modificaciones morfológicas en la planta reducen la pérdida de agua mejorando la EUA en condiciones de estrés (Delatorre-Herrera *et al.*, 2010; Oyarce, 2019).

Respecto de prosopis, dado el entorno donde se desarrollan, las especies del género son resistentes a múltiples tipos de estreses, tales como: déficit hídrico, salinidad, alta radiación y bajas temperaturas, entre otros (Ewens *et al.*, 2012; Delatorre-Herrera *et al.*, 2009). Ante esto, las especies de este género presentan diferentes mecanismos morfológicos y fisiológicos para evitar o tolerar la falta de agua. Por ejemplo, tienen la capacidad de profundización de sus raíces y de realizar ajuste osmótico (Nilsen *et al.*, 1981; Acevedo *et al.*, 1985). Como consecuencia de la disminución en el aporte hídrico en ciertas épocas del año, las plantas freatófitas de hojas persistentes son capaces de producir sustancias osmorreguladoras, con las que reducen su potencial osmótico, induciendo con esto un ajuste osmótico (Carevic *et al.*, 2014). Esto les permite absorber agua con mayores contenidos salinos; en *Prosopis glandulosa* el potencial osmótico a máximo turgor alcanza a -2,98 MPa, en tanto que a plasmólisis llega a -4 MPa (Nilsen *et al.*, 1981). Esto coincide con lo reportado por Acevedo *et al.* (1985) para *Prosopis tamarugo* que presenta un ajuste osmótico a los 210 días después de iniciado el estrés de -0,8 MPa. Presentan vasos xilemáticos grandes que les permite adaptarse a climas estacionales (Baas y Wheeler, 2011; Palacios, 2017; Garrido 2018); mantención del volumen radicular y disminución del área foliar, cierre de estomas, disminución de tasa de fotosíntesis, sin que esta desaparezca (Delatorre *et al.*, 2008); adaptaciones morfológicas de sus raíces (Guevara *et al.*, 2010; 2011).

Estrategias para mejorar la EUA usando riego deficitario controlado

El riego deficitario controlado (RDC) ha sido definido como una estrategia de optimización del riego durante los estados más sensibles de un cultivo a los requerimientos de riego, principalmente los períodos de establecimiento, floración y llenado de frutos. Fuera de estos períodos, la irrigación puede ser restringida. La restricción hídrica puede asociarse al coeficiente de cultivo (K_c) ya que, mientras mayor sea el K_c más sensible será el cultivo a un déficit hídrico (Segura, 1995). Por su parte, Doorenbos y Kassam (1979) introducen un factor empírico de respuesta de rendimiento (K_y) para integrar las relaciones complejas entre la producción y el consumo de agua para la producción del cultivo, lo que limita su aplicabilidad para realizar estimaciones precisas de las respuestas del rendimiento al agua. Debido a que otros factores como los nutrientes, las distintas variedades cultivadas, etcétera, también influyen en la respuesta del rendimiento, esto significa que se deben hacer ajustes para las condiciones específicas de cada sitio.

Existen diversos estudios que demuestran las bondades del RDC; por ejemplo, en pimentones (Rodríguez *et al.*, 2014), en quinua (Hirich *et al.*, 2012; Geerts *et al.*, 2010; Huanca 2008) y en aloe (Silva *et al.*, 2014; Delatorre-Herrera, 2010), entre otros cultivos. El modelo Aquacrop permite simular el comportamiento de cultivos sometidos a diversas condiciones ambientales (FAO, 2012). También existe el modelo ORDI (Optimized Regulated Deficit Irrigation) (Domínguez *et al.*, 2012), basado en la optimización no lineal, que pretende determinar dicha combinación de niveles de estrés para los cultivos herbáceos.

Sin embargo, más allá de estas herramientas tecnológicas, el uso del RDC requiere contar y validar la siguiente información:

- a) *Característica del cultivo.* Tanto especies como variedades tienen patrones de comportamiento propios. Esto implica que pueden presentar diferentes sensibilidades al déficit hídrico, según su etapa fenológica.
- b) *La época del año y condiciones agrometeorológicas del sector.* El comportamiento del cultivo dependerá de la época de siembra y de cosecha, las que son influidas por diversos factores ambientales como: altitud, vientos (velocidad y procedencia), humedad relativa, temperaturas, largo del día (FAO, 1981).
- c) *Características del suelo.* Esto se relaciona con la capacidad del suelo para retener humedad. Obviamente, un cultivo que crece en un suelo arenoso sería más sensible a un déficit que un suelo con una textura franca.
- d) *Evapotranspiración de referencia del cultivo.* Su valor dependerá de la sumatoria de muchas variables ambientales, que permitirán estimar las demandas de los distintos estados fenológicos del cultivo y las demandas de agua a lo largo del desarrollo del cultivo (Allen *et al.*, 1998).
- e) *Características esperadas de las cosechas.* Esto implica que las cosechas pueden ocurrir durante distintos estados del cultivo: raíz (zanahoria), tubérculo (papa), tallo (espárrago), inflorescencia (alcachofa), fruta (tomate), granos (quinua), hojas (aloe), vainas secas (algarrobo), etcétera.
- f) *Método de riego usado.* Los métodos de riego presurizados permitirán un mejor control del riego y del agua aplicada que los riegos gravitacionales.

Por otra parte, el cálculo de la tasa de riego, a partir de la evapotranspiración de cultivo, estima un caudal de riego para un rendimiento óptimo, lo que puede llegar a definir mayores requerimientos de agua. El desafío planteado por este artículo es el de regar en un escenario donde el agua de riego disponible para el riego de cultivos es cada vez más escasa. A partir del escenario anterior es que se define el llamado riego deficitario controlado (RDC). Al respecto, la FAO (1999) define la estimación de un déficit de agua que afectaría los rendimientos del cultivo (Ecuación 1):

$$\left[1 - \left(\frac{R_{\text{actual}}}{R_{\text{potencial}}} \right) \right] = K_y * \left[1 - \left(\frac{ET_{\text{actual}}}{ET_c} \right) \right] \quad \text{Ecuación 1}$$

donde

R_{actual}	Rendimiento del cultivo con déficit
$R_{\text{potencial}}$	Rendimiento del cultivo sin déficit
K_y	Efecto del déficit de agua sobre el rendimiento
ET_{actual}	Evapotranspiración del cultivo sometido al déficit hídrico (mm/período)
ET_c	Evapotranspiración del cultivo sin déficit (mm/período)

Los valores de K_y (Tabla 1) dependen, principalmente, del cultivo y del estado fenológico de este cuando se produce el déficit hídrico. Un aspecto altamente relevante es que previo a una aplicación directa de los indicadores de la Tabla 1, es necesario realizar una validación de estos indicadores para las condiciones locales en donde se desea aplicar esta restricción de riego, así como la tolerancia al estrés según etapa fenológicas de los cultivos.

Tabla 1. Valores de K_y para diferentes cultivos

Cultivo	Período vegetativo			Floración	Formación de cosecha	Maduración	Total
	Inicial	Final	Total				
Alfalfa			0,7 - 1,1				0,7 - 1,1
Cebolla			0,45			0,3	1,1
Maíz			0,4	1,5	0,5	0,2	1,25
Maravilla	0,25	0,45		1,	0,8		0,9
Papa	0,45	0,8			0,7	0,2	1,1
Poroto			0,2	1,1	0,75	0,2	1,15
Quinoa	0,8			1,2	0,8	0,5	1,1
Tomate			0,4	1,1	0,8	0,4	1,05
Vid							0,85
Fuente:	FAO 1981. Pronóstico agrometeorológico del rendimiento de los cultivos. Fao 73 https://es.slideshare.net/rubenramiromiranda/riego-deficitario-de-la-quinoa-y-modelizacin-de-la-productividad-del-agua-del-cultivo-geerts-sam-y-et-al-rm						

Fuente: FAO, 1981.

Mientras mayor sea el valor de K_y mayor será el efecto del déficit hídrico sobre el rendimiento, tanto en la cosecha como en la calidad de la misma. Así, conociendo la fenología de cada cultivo, será posible la definición de un calendario de riego para cada cultivo, considerando un uso más eficiente del agua y en donde se relacione el uso de agua y el rendimiento esperado para las condiciones locales en donde se desee aplicar esta restricción de riego.

En el caso de la quinua, Yucra *et al.* (s/a) proponen un esquema de aplicación de RDC que permite, a partir del decimotercer par de hojas, someter a las plantas a un déficit hídrico por espacio de 50 días hasta la emisión del botón floral. Posteriormente, debe mantenerse con riego suplementario hasta grano lechoso por 65 días. A partir de granos pastosos se suspende el riego. Este modelo propuesto debería ser validado para otras variedades de quinua y otras regiones y debería mejorarse considerando también la sequía post-antesis (Geerts *et al.*, 2008). Los valores reportados de rendimiento de semilla por unidad de agua consumida (EUA) fueron bastante

bajos: oscilaron entre 0,3 y 0,6 kg/m³ en la que puede tener mucha influencia la baja fertilidad del suelo (Geerts *et al.*, 2009). El riego deficitario controlado es una técnica que, de manera intuitiva, ya aplican algunas comunidades del altiplano boliviano-chileno desde tiempos ancestrales, donde el déficit hídrico es frecuente (Delatorre-Herrera *et al.*, 2008). La siembra se realiza entre setiembre-octubre en terrenos con suelos que han descansado dos años, lo que implica que han acumulado agua en las estratas inferiores del suelo, a 40 cm de profundidad. Cuando siembran, lo hacen a esa profundidad para aprovechar la humedad almacenada y que le permite a la quinua mantenerse sin riego hasta las primeras lluvias que ocurren a partir de noviembre-diciembre. En la eventualidad que las lluvias sean insuficientes, se deben aplicar riegos suplementarios (Lanino *et al.*, 2008).

En el caso de aloe, los riegos deficitarios pueden ser más extremos, por su gran capacidad de tolerar el déficit hídrico. Al respecto, Delatorre-Castillo (2019) determinó que plantas de aloe sometidas a 222 días de déficit hídrico pierden solamente el 15% del volumen foliar. Por su parte, Oyarce (2019) encuentra resultados análogos, evidenciando una disminución del contenido hídrico en hojas de *Aloe vera* a medida que avanza el periodo de restricción, aunque con un aumento en la EUA a valores de 14,7 kg de materia seca por m³ de agua en plantas con 25% de riego y de 12 kg de materia seca por m³ de agua en los tratamientos con 100% de riego.

El problema planteado respecto de cómo mejorar la EUA es un desafío mayor, en especial en el área de los cultivos extensivos, ya que, en el caso de los cultivos intensivos como las hortalizas, esta mejora pasa por el control de las condiciones ambientales. Se alcanzan altos rendimientos con la misma cantidad de agua en condiciones controladas y con tecnologías avanzadas, lo que demuestra que la demanda atmosférica juega un rol fundamental en el uso del agua para la producción agrícola. Las necesidades de agua de los cultivos bajo invernadero son menores que los cultivos a campo abierto (Salazar-Moreno *et al.*, 2014). En regiones con alta radiación solar, un invernadero de plástico puede reducir el uso del agua en un cultivo en 30%. En Almería, España, por ejemplo, se reduce el uso del agua entre un 40 y un 50% debido a la disminución de la radiación solar y el viento (FAO, 1991; Fernández y Camacho, 2005). La evapotranspiración en invernadero se puede reducir hasta en un 70% respecto de la existente al aire libre (Antón *et al.*, 2003).

Fernández y Camacho (2005) reportan que la producción de tomate en Almería, España, requiere de 27 m³/ton (37 kg/m³), en comparación con la producción a campo abierto, que usa de 50 a 60 m³/ton (16-20 kg/m³); las cifras anteriores muestran un notable incremento en la productividad del agua al pasar de campo abierto a invernaderos (Salazar-Moreno *et al.*, 2014). El desafío es cómo mejorar la EUA en cultivos extensivos, donde la demanda de agua es alta y la planta presenta mecanismos de cierre estomático que reducen la tasa de fotosíntesis y con ello bajan la EUA. Es en esta situación que el RDC toma sentido, porque son pocas las alternativas de manejo que pueden aplicarse para la reducción del consumo de agua, junto con mejorar la eficiencia de los sistemas de irrigación y de optimizar la fertilidad del suelo.

Conclusiones

La evidencia indica que el cambio climático tendrá un fuerte impacto en la producción de alimentos y en la seguridad alimentaria hacia 2050 en el mundo, siendo los continentes más afectados Asia y Europa. Los patrones de tolerancia que presentan los cultivos analizados, como quinua, aloe y prosopis, les confiere la capacidad de adaptarse a una amplia variación de cambio ambiental que implique aumento de temperaturas o déficit hídrico, según el escenario optimista

de cambio climático (1,7 °C). La productividad de los cultivos tradicionales y los analizados en este estudio puede ser mejorada con la aplicación de RDC, en especial en el caso de la quinua. El riego deficitario es una herramienta que puede ser aplicada a cualquier cultivo, habidas las consideraciones técnicas descritas en este artículo, como lo son la validación de la información a las realidades locales y de cada cultivo.

Al respecto se hace necesario determinar, por parte de los investigadores, la tolerancia al estrés hídrico en las etapas fenológicas menos críticas que permitan aplicar RDC en los diversos cultivos.

Referencias bibliográficas

- Acevedo, E.; Sotomayor D.; Zenteno, V. (1985). "Parámetros hídricos de tejidos foliares en *Prosopis tamarugo* Phil". En: *Resúmenes Mesa Redonda: Estado Actual del conocimiento sobre el Prosopis tamarugo*. (Ed). M. Habit. FAO. p 271 277.
- Adolf, V. I.; Jacobsen, S-E.; Shabala, S. (2013). "Salt tolerance mechanisms in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.)". *Env. Exp. Bot.* 92: 43-54.
- Allen, R.; Pereira, L.; Raes, D.; Smith, M. (1998). "Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements". FAO, *Irrigation and drainage paper N.º 56*. 300 p.
- Andressen, L. R.; Monasterio, M.; Terceros, L. (2007). "Regímenes climáticos del altiplano sur de Bolivia: una región afectada por la desertificación. Climatic regimes of the Bolivian Southern High Plateau: A region affected by desertification". *Revista Geográfica Venezolana*, 48(1): 11-32.
- Antón, A.; Montero, J. I.; Muñoz, P. (2003). Necesidades de agua del cultivo de tomate en invernadero. Comparación con el cultivo al aire libre. IRTA, proyecto de investigación INIA SC00 080 C2. Barcelona. Disponible en: <http://biblioteca.idict.villaclara.cu/UserFiles/File/CI%20Cultivos%20en%20invernaderos/24.pdf>
- Baas, P.; Wheeler, E. A. (2011). "Wood anatomy and climate change". En T. Hodkinson, M. Jones, S. Waldren, J. Parnell (Eds.), *Climate Change, Ecology and Systematics*, pp. 141–155. Cambridge University Press. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511974540.007>
- Bastin, J-F.; Clark, E.; Elliott, T.; Hart, S.; van den Hoogen, J.; Hordijk, I.; Ma, H.; Majumder, S.; Manoli, G.; Maschler, J.; Mo, L.; Routh, D.; Yu, K.; Zohner, C. M.; Crowther, T. (2019). Understanding climate change from a global analysis of city analogues. PLOS ONE | <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217592>.
- Bates, B. C.; Z. W. Kundzewicz, S. Wu; J. P. Palutikof. Eds. (2008). *El Cambio Climático y el Agua*. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Secretaría del IPCC, Ginebra, 224 págs.
- Bedregal, C. (2012). *Rendimientos decrecientes de la tierra y la producción de quinua en Bolivia*. Tesis. Universidad Mayor San Andrés, 109 p.
- Cai, Z-Q.; Gao, Q. (2020). "Comparative physiological and biochemical mechanisms of salt tolerance in five contrasting highland quinoa cultivars". *BMC Plant Biology* 20:70. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s12870-020-2279-8>
- Canedo, C.; García, M. (2015). "Evaluación del requerimiento de agua en zonas productoras de quinua bajo condiciones de cambio climático". *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, La Paz. 2(1): 14-24.

- Carevic, F.; Delatorre-Herrera J.; Arenas, J. (2014). "Physiological strategies during frost periods for two populations of *Prosopis burkartii*, an endangered species endemic to the Atacama Desert". *Journal of Arid Environments*. 114: 79-83.
- Cock, I. E. (2015). The Genus Aloe: Phytochemistry and Therapeutic Uses Including Treatments for Gastrointestinal Conditions and Chronic Inflammation. *Novel Natural Products: Therapeutic Effects in Pain, Arthritis and Gastro-Intestinal Diseases*, 179-235. doi: 10.1007/978-3-0348-0927-6_6
- Delatorre, J.; Pinto, M.; Cardemil, L. (2008). "Effects of water stress and high temperature on photosynthetic rates of two species of *Prosopis*". *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 92(2), 67-76. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2008.04.004>.
- Delatorre-Castillo, J. P. (2019). *Efecto del déficit hídrico sobre la fotosíntesis en plantas de aloe vera (Aloe vera Burm f)*. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología; Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Iquique. 106 p.
- Delatorre-Herrera, J.; Sánchez, M.; Challapa, E. (2009). "Manejo cultural de la quinua". En: *Cultivo de la quinua*. Editores: J. Delatorre, A. Salinas y M. Sánchez. Pp. 21-26.
- Delatorre-Herrera, J.; Delfino, I.; Salinas, C.; Silva, H.; Cardemil, L. (2010). "Irrigation restriction effects on water use efficiency and osmotic adjustment in *Aloe vera* plants (*Aloe barbadensis* Miller)". *Agricultural Water Management* 97: 1564-1570.
- Delatorre-Herrera, J.; Rojas-Urrutia, J.; Rojo, L. E.; Graf, B. L. (2019). "Osmotic stress in *Chenopodium quinoa* Willd.: Variations in osmoprotectants at different phenological stages". *African Journal of Agricultural Research*. 14(6): 361-368, 7 doi: 10.5897/AJAR2018.13484. Article Number: AB7D83C60206.
- Domínguez, A.; de Juana, J. A.; Tarjuelo, J. M.; Martínez, R. S.; Martínez-Romero, A. (2012). *Determination of optimal regulated deficit irrigation strategies for maize in a semi-arid environment*.
- Doorenbos, J.; Kassam, A. H. (1979). "Yield response to water". *FAO irrigation and drainage paper No. 33*. FAO, Rome, 193 pp.
- Ewens, M.; Gezan, S.; Felker, P. (2012). Five Year Field Evaluation of *Prosopis alba* Clones on pH 9–10 Soils in Argentina Selected for Growth in the Greenhouse at Seawater Salinities (45 dS m⁻¹). *Forests*, 3, 95-113; doi: 10.3390/f3010095
- IPCC (2007). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R. K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, 104 págs.
- FAO (1981). "Pronóstico agrometeorológico del rendimiento de los cultivos". *FAO 73*.
- FAO (1991). Protected Cultivation in the Mediterranean Climate. Plant Protection Paper [en línea]. FAO, pp. 90-317.
- FAO (2012). "Respuesta del rendimiento de los cultivos herbáceos al agua: El modelo de simulación AquaCrop". Editores: Steduto P.; Raes D. *Estudio FAO: Riego y Drenaje* N.º 66.
- Fernández, R. E.; Camacho F. (2005). "Eficiencia en el uso del agua". *Revista Viveros*. Universidad de Almería, pp. 86-89.
- Garrido, I. (2018). *Estudio de la arquitectura hidráulica y estrategia hidráulica de Prosopis taraugo como mecanismo de aclimatación bajo condiciones de descenso de nivel freático*. Tesis para optar al Grado de Doctor en Ciencias Silvoagropecuarias. U. de Chile.

- Geerts, S.; D. Raes, M. García, J. Mendoza, R. Huanca (2008). "Crop water use indicators to quantify the flexible phenology of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) in response to drought stress". *Field Crops Research* 108: 150-156.
- Geerts, S.; Raes, D.; García, M.; Taboada, C.; Miranda, R.; Cusicanqui, J.; Mhizha, T.; Vacher, J. (2009). "Modelling the potential for closing quinoa yield gaps under varying water availability in the Bolivian Altiplano". *Agricultural Water Management* 96: 1652-1658.
- Geerts, S. *et al.* (2010). Riego deficitario de la Quinoa y modelización de la productividad del agua del cultivo. Disponible en: <https://es.slideshare.net/rubenramiromiranda/riego-deficitario-de-la-quinoa-y-modelizacion-de-la-productividad-del-agua-del-cultivo-geerts-sam-y-et-al-rm>
- Gil-Marín, A.; Rodríguez, R.; Jasso-Cantú, D.; Zermeño, A. (2006). "Resistencia estomática, transpiración y potencial hídrico en sábila con diferentes condiciones ambientales". *Terra Latinoamericana*, 24(3): 355-365.
- Hargreaves, G. H.; Samani, Z. A. (1984). "Economic considerations of deficit irrigation". *J. Irrig. Drain. Eng.* 100: 343-358.
- Hariadi, Y.; Marandon, K.; Tian, Y.; Jacobsen, S-E.; Shabala, S. (2011). "Ionic and osmotic relations in quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) plants grown at various salinity levels". *J. Exp. Bot.* 62: 185-193
- Hirich, A.; Allah, R. C.; Jacobsen, S. E.; Yousfsi, L. E.; Omari, H. E. (2012). "Using deficit irrigation with treated wastewater in the production of quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) in Morocco". *Revista Científica UDO Agrícola* 12 (3): 570-583.
- Huanca, R. (2008). *Evaluación de diferentes niveles de abono orgánico y riego deficitario sobre el desarrollo y rendimiento de quinua (*Chenopodium quinoa* Willd.) en el altiplano central*. Tesis. Universidad Mayor San Andrés. La Paz. 159 p.
- Lanino, M.; Riquelme, A.; Arenas, J. (2008). "El riego del cultivo de la quinua en el altiplano". En: *Cultivo de la quinua*. Editores: J. Delatorre, A. Salinas y M. Sánchez. Pp. 27-37.
- Marengo, J. A.; Chou, S. C.; Kay, G.; Alves, L. M.; Pesquero, J. F.; Soares, W. R.; Santos, D. C.; Lyra, A. A.; Sueiro, G.; Betts, R.; Chagas, D. J.; Gomes, J. L.; Bustamante, J. F.; Tavares, P. (2012). "Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins". *Clim. Dyn.*; 38: 1829-1848.
- Ministerio de Desarrollo Rural y Tierras-Bolivia (2014). Plan de Desarrollo del Sector Agropecuario de Bolivia. La Paz, enero. 109 p.
- Nelson, G.; Rosegrant, M.; Koo, J.; Robertson, R.; Sulser, T.; Zhu, T.; Ringler, C.; Msangi, S.; Palazzo, A.; Batka, M.; Magalhaes, M.; Valmonte-Santos, R.; Ewing, M.; Lee, D. (2009). *Informe Cambio Climático. El impacto en la agricultura y los costos de adaptación*. Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias IFPRI. Washington, D.C. Actualizado en octubre 2009.
- Nilsen, E.; Rundel, P.; Sharifi, R. (1981). "Summer water relations of the desert phreatophyte *Prosopis glandulosa* in the Sonora Desert of Southern California". *Oecologia (Berl)* 50: 271-276.
- Orsini, F.; Accorsi, M.; Gianquinto, G.; Dinelli, G.; Antognoni, F.; Ruiz-Carrasco, K. B.; Martínez, E. A.; Alnayef, M.; Marotti, I.; Bosi, S.; Biondi, S. (2011). "Beyond the ionic and osmotic response to salinity in *Chenopodium quinoa*: Functional elements of successful halophytism". *Funct. Plant Biol.* 38: 1039-1044.
- Oyarce, A. (2019). *Efecto del estrés hídrico y la radiación, sobre la producción de azúcares tipo fructanos y su relación con el contenido de agua en el hidrénquima y la actividad fotosintética*

- en las plantas de (Aloe vera (l) burm f.)*. Tesis para optar al grado de Ingeniero en Biotecnología; Facultad de Recursos Naturales Renovables, Universidad Arturo Prat, Iquique. 184 p.
- Palacios, E. R. (2017). *Relación entre la distribución intra-anual de los vasos xilemáticos en la madera de Prosopis sp. (Algarrobo) y la variabilidad climática durante un año de evento El Niño*. Tesis para optar por el título profesional de Licenciada en Biología. Lima.
- Pérez, A.; Leyva, D.; Gómez F. (2018). "Desafíos y propuestas para lograr la seguridad alimentaria hacia el año 2050". *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 9(1): 175-189
- Rodríguez, A. (2007). "Cambio climático, agua y agricultura". *COMUNIICA*. Edición N.º 1, II Etapa: 16-23.
- Rodríguez, R.; Rázuri, L.; Swarowsky, A.; Rosales, J. (2014). "Efecto del riego deficitario y diferentes frecuencias en la producción del cultivo de pimentón". *Interciencia*, vol. 39 (8): 591-596.
- Ruiz, K.; Biondi, S.; Martínez, E. A.; Orsini, F.; Antognoni, F.; Jacobsen, S. E. (2015). "Quinoa - a model crop for understanding salt tolerance mechanisms in halophytes, Plant Biosystems. *An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*, doi: 10.1080/11263504.2015.1027317
- Salazar-Moreno, E.; Rojano-Aguilar, A.; López-Cruz, I. (2014). "La eficiencia en el uso del agua en la agricultura controlada". *Tecnología y Ciencias del Agua*. (2): 177-183.
- Salinas, C.; Handford, M.; Pauly, M.; Dupree, P.; Cardemil, L. (2016). "Structural modifications of fructans in Aloe barbadensis Miller (Aloe Vera) grown under water stress". *Ploss one*, doi: 10.1371/journal.pone.0159819.
- Sánchez, M.; Olave, J. (2019). "Revisión: ¿Puede el cambio climático afectar la producción de quinoa (*Chenoponium quinoa* Willd.) en el Altiplano chileno?". *IDESIA*. 37(1): 19-23.
- Shabala, L.; Mackay, A.; Tian, Y.; Jacobsen, S-E.; Zhou, D.; Shabala, S. (2012). "Oxidative stress protection and stomatal patterning as components of salinity tolerance mechanism in quinoa". *Physiol. Plant*. 146: 26-38.
- Segura, P. (1995). *El agua para riego en regiones semiáridas. Riego deficitario controlado*. Murcia: MUNDI PRENSA. pp. 15-42.
- Silva, H.; Sagardia, S.; Ortiz, M.; Franck, N.; Opazo, M.; Quiroz, M.; Baginsky, C.; Tapia, C. (2014). "Relationships between leaf anatomy, morphology, and water use efficiency in Aloe vera (L) Burm f. as a function of water availability". *Revista chilena de historia natural*, 87, 1-10.
- The World Bank (2012). *4° Turn Down the Heat. A Report for the World Bank by the Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics*. 106 p
- Urrutia, R.; Vuille, M. (2009). "Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century". *J. Geophys. Res. Atmos.*; 114: 1-15.
- Yucra, E.; García, M.; Majes, J.; Cusicanqui, J. (s/f). *Análisis social en el proceso productivo del cultivo de la quinoa con aplicación de riego deficitario en la comunidad de Canquella*. Universidad Mayor de San Andrés. Facultad de Agronomía. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Consejo Universitario Flamenco.
- Zurita-Silva, A.; Jacobsen, S. E.; Razzaghi, F.; Alvarez-Flores, R.; Ruiz, K. B.; Morales, A.; Silva, H. (2014). "Respuestas a la sequía y adaptación de la Quinoa". Capítulo 2.4. En: Bazile, D. et al. (Editores), *Estado del arte de la quinoa en el mundo en 2013*. FAO (Santiago de Chile) y CIRAD, (Montpellier), pp. 185-201.

Sistema automatizado para producción de forraje hidropónico con bajo consumo hídrico

Automated system for the production of hydroponic forage with low water consumption

Gabriel Mancilla¹ y Christopher Vivanco²

Resumen: La Región de Coquimbo (Chile) se caracteriza por poseer climas áridos y semiáridos, con precipitaciones que oscilan entre 80 mm y 300 mm anuales. Allí, la ganadería caprina es una actividad tradicional que genera sustento para cientos de familias rurales. Sin embargo, las frecuentes sequías, el cambio climático y el incremento de la demanda agrícola por agua han causado una considerable reducción en la producción forrajera natural de los campos, sustento de dicha actividad ganadera. Por otra parte, el pastoreo caprino acelera la compactación de los suelos, favorece la escorrentía superficial y erosión de los suelos, además de reducir la recarga de napas freáticas. Para ayudar a resolver este problema de baja disponibilidad de forraje natural para la alimentación caprina en la región, se testeó un sistema automatizado de producción de forraje hidropónico acelerado, que constó de un contenedor acondicionado con siete hileras de bandejas productoras de pasto, riego automático programado, luminosidad extendida y temperatura controlada. Su producción mensual fue de 4,8 toneladas de forraje verde, con consumo de 8,59 m³ de agua, vale decir 1,79 litros/kg producido. Esto equivale a solo 1,49% del agua empleada para un kilogramo de materia seca de alfalfa en forma natural. Por tanto, la eficiencia en uso del agua fue cerca de 600 veces mayor. Por otra parte, análisis nutricionales, proteicos y energéticos, así como pruebas alimentarias en animales en etapas de adultez y juveniles, mostraron respuestas satisfactorias. En consecuencia, el sistema probado permitiría no solo una mayor eficiencia en el uso productivo del agua, sino que a) Resolvería en parte el problema de carencia de forraje en los campos; b) Permitiría mantener los caprinos estabulados, con lo que se aminoraría el daño sobre los suelos y c) Permitiría a los crianceros planificar su actividad con base en una disponibilidad de forraje más concreta.

Palabras clave: Adaptabilidad; eficiencia de uso del agua; forraje verde hidropónico acelerado (FVHA); producción caprina; sistema automatizado de producción de FVHA.

Abstract: The region of Coquimbo (Chile) is characterized by arid and semi-arid climates, with rainfall ranging from 80 mm to 300 mm per year. Goat farming is a traditional activity in this region, generating sustenance for hundreds of rural families. However, frequent droughts, climate change, and the increase of agricultural demands for water, have caused a considerable reduction in the natural forage production of the fields. On the other hand, goat grazing accelerates the compaction of soils, favours surface runoff and soil erosion, in addition to reducing the recharge of groundwater. To help solving this problem, an automated system for the production of accelerated hydroponic forage was tested, consisting of a container conditioned with 7 rows of pasture-producing trays, programmed automatic irrigation, extended light exposure, and controlled temperature. Its monthly production was close to 5 tons of green fodder in 83.1 m² of cultivated area in sowing trays, with consumption of 8.59 m³ of water, ie 1.7 liters / kg produced. This equates to only 1.49% of the water used for one kilogram of dry matter of alfalfa in natural form. Therefore, the efficiency in water use was about 600 times greater. On the other hand, nutritional, protein and energy analyze, as well as food tests in adult and young animals, showed good responses. Consequently, the proven system would not only allow greater efficiency in the productive use of water, but also a) It would partially solve the problem of lack of forage in the fields; b) It would allow

1 Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC). Correo electrónico: gmancilla@cazalac.org

2 Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC). Correo electrónico: cvivanco@cazalac.org

keeping the goats stabled, which would reduce the damage to the soil and c) It would allow breeders to plan based on a more specific forage availability.

Keywords: Adaptability; efficiency of water use; hydroponic green forage accelerated (FVHA); goat production; automated production system of FVHA.

Introducción

La hidroponía comenzó en el siglo XVII, cuando el científico irlandés Robert Boyle experimentó con cultivos en agua (FAO, 2001). El forraje verde hidropónico (FVH) consiste en la germinación de granos y su crecimiento posterior, bajo condiciones controladas de luz, temperatura, aireación y humedad, pero en ausencia de suelo. Cuando se realiza para fines de alimentación, el FVH ocupa, principalmente, semillas de cereales o de leguminosas. Las ventajas del FVH son múltiples, mencionando entre otras: menor cantidad de agua por unidad de materia seca producida; menor susceptibilidad a plagas y enfermedades; posibilidad de programar la producción de FVH conforme a las necesidades; no requiere de grandes extensiones de terreno para su producción; es independiente de la calidad del suelo local; etcétera (Romero *et al.*; 2009; Salas *et al.*; 2012). El FVH es entonces una técnica ideal para contar con alimentación para animales en zonas de baja disponibilidad hídrica, ya sea por aridez o por sequías (FAO, 2001; López-Aguilar *et al.*; 2009; Maldonado *et al.*; 2013), como ocurre en vastos territorios de Latinoamérica.

La producción caprina es una de las actividades tradicionales de la Región de Coquimbo, Chile. Se estima que existen alrededor de 5.000 productoras/es caprinas/os en esta región (INE, 2007), con un promedio de entre 60 y 70 cabras por productor/a. Con estos parámetros, la crianza de cabras es básica para la subsistencia de muchas familias. En los últimos 30 años, la Región de Coquimbo ha sufrido recurrentes procesos de sequía vinculados a la variabilidad climática habitual de las zonas áridas y semiáridas, pero también a los efectos del cambio climático. Entre las múltiples consecuencias de la menor disponibilidad hídrica, las praderas naturales han mermado su producción de forraje, por lo que las cabras deben recorrer mayores distancias para conseguir alimento, reduciendo su ganancia en peso y vigor, pero también afectando mayores extensiones de suelos. Como resultante de estos procesos, la crianza de animales caprinos ha disminuido sus réditos, ocasionando que la población de cabras en la región pase de más de 405.000 animales en el año 2007 a alrededor de 310.000 cabezas en 2017 (INE, 2007; Contreras *et al.*; 2018a).

Como una medida de adaptabilidad a los procesos descritos es que se estimó conveniente probar una tecnología para evitar el pastoreo de las cabras en los campos y mejorar la ganancia de peso y vigor de los animales. Para ello se implementó un sistema automatizado productor de forraje verde hidropónico acelerado (FVHA), con un método de recirculación de agua para su mayor eficiencia de uso, que proporcionó alimento complementario a animales de razas criolla y saanen. El sistema demostró ser útil, el alimento fue bien aceptado por los animales y la productividad caprina en crecimiento y producción de leche no tuvo problemas. El sistema fue mucho más eficiente en el uso del agua para la producción de forraje comparado con condiciones naturales, sin embargo, el costo de inversión sugiere modificar el diseño u obtener subsidios estatales para su adopción a condiciones reales de producción caprina en zonas rurales de la región.

Materiales y métodos

El estudio se efectuó entre los años 2016 y 2018 en la Comunidad Agrícola de Romeralcillo, ubicada en la provincia de Limarí, Región de Coquimbo, Chile (Figura 1). Allí, se instaló un módulo

de producción consistente en un sistema automatizado para producción de FVHA y un corral que se inició con ocho animales de raza criolla y ocho animales de raza saanen para la prueba del alimento producido (Figura 2).

Figura 1. Área de ubicación del estudio de campo



Fuente: Elaboración propia a partir de imágenes de Google Earth.

Figura 2. Módulo de producción de FVHA. En primer plano se observa el sistema automatizado y detrás, el corral con caprinos



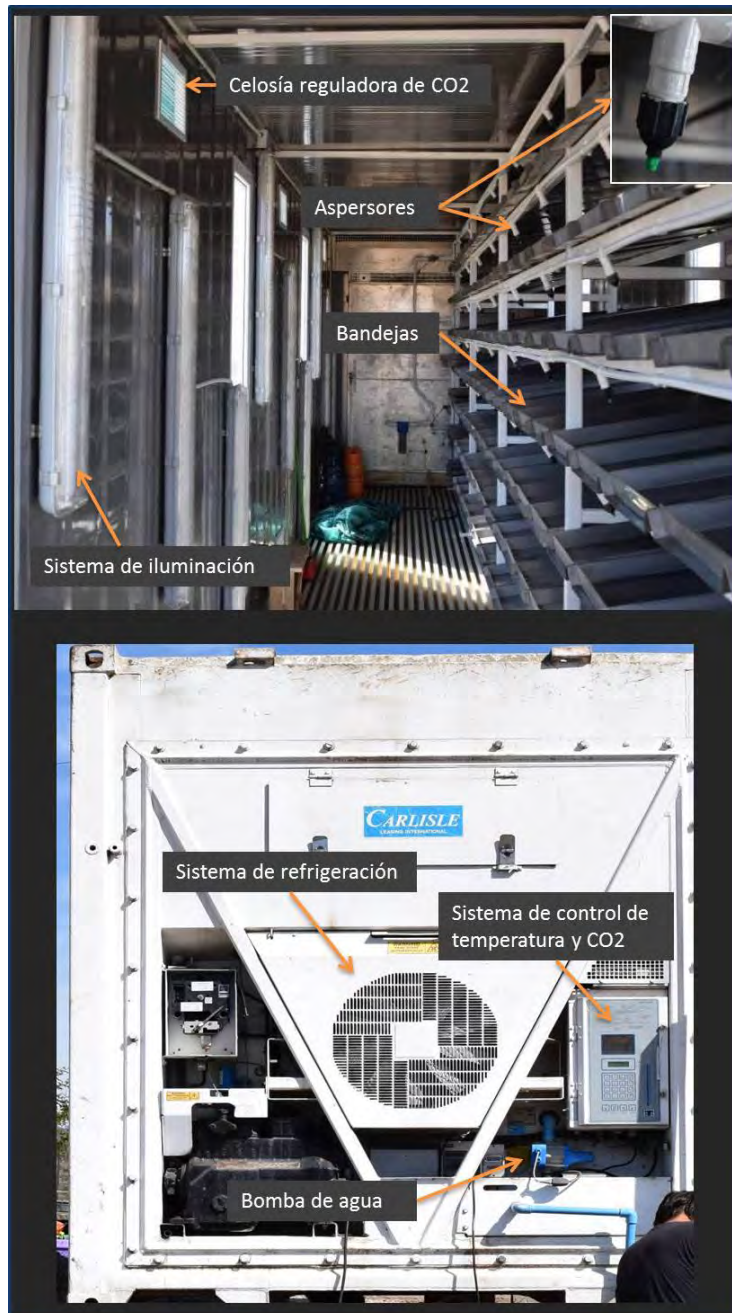
Fuente: Fotografía tomada por los autores.

El sistema automatizado correspondió a un contenedor de 12,19 m de longitud, 2,44 m de ancho y 2,90 m de alto, con 68 m³ de capacidad. En su interior se implementó un sistema de repisas en hierro que contenía siete hileras, separadas 25 cm una de otra. Cada hilera tenía como fin contener 25 bandejas en donde se sembrarían las semillas y crecería el forraje hidropónico,

y cada bandeja medía 95 cm de largo por 50 cm de ancho. Constó también de luminarias fluorescentes con el fin de mantener la luminosidad y, por ende, la actividad fotosintética, cuando no hubiese luz solar. El sistema también disponía de riego automático, compuesto por una serie de 10 aspersores en cada una de las hileras de bandejas, regulados por válvulas solenoides y un programador de riego que activaba una bomba de 1 HP (Figura 3). Al activarse, la bomba extraía agua mediante una manguera conectada a un tonel de 500 litros de capacidad localizado fuera del sistema automatizado, correspondiendo a la fuente de suministro hídrico del sistema.

Figura 3. Componentes del sistema automatizado

En la imagen superior se observan los componentes internos, destacándose en detalle uno de los 70 aspersores existentes. En la imagen inferior se observan los componentes externos, responsables de controlar el ambiente interior de la siembra.



Fuente: Fotografía tomada por los autores.

La temperatura interna del sistema era regulada por el sistema de refrigeración original del contenedor y un serpentín. Además, existía aislación térmica mediante poliuretano inyectado entre las paredes del contenedor. Para la ventilación había seis celosías por pared, mientras que la humedad ambiente era testada por un higrómetro. La producción de FVHA se realizó con semillas de cebada, avena y, en menor medida, maíz. Antes de la siembra, las semillas eran lavadas, limpiadas y desinfectadas, para luego ser ingresadas a un proceso de pregerminación durante 24 horas en agua fresca. Similarmente, las bandejas fueron desinfectadas antes de cada siembra. Luego, las semillas eran distribuidas en cada bandeja de manera uniforme, formando un espesor de 1 a 1,5 cm. La siembra era entonces cubierta con plástico oscuro durante un par de días, para estimular la germinación de las semillas. Tras ello, el plástico fue retirado de las bandejas y el proceso de riego por aspersores se efectuaba de manera directa y automática cada cuatro horas a razón de 6,48 litros por minuto, durante 20 segundos (12,9 litros diarios por cada aspersor). El agua sobrante era reciclada a través de cañerías colectoras que devolvían el líquido a un tonel de 500 litros de capacidad, desde el que la bomba extraía el agua para el proceso de riego. El sistema admitía luz natural durante el día y artificial durante la noche y mantuvo siempre el CO₂ inferior a 0,2% y temperatura ambiente de 20 °C.

Tras cinco días en este régimen, el forraje verde hidropónico estaba listo para su cosecha. Es decir, el proceso desde siembra a cosecha tardó siete días. El pasto cosechado tenía entre 20 y 30 cm de longitud (Figura 4).

Figura 4. Bandejas con la siembra de semillas, previo al riego (imagen superior) y FVHA pronto a ser cosechado (imagen inferior) En la imagen inferior puede apreciarse el FVHA pronto a ser cosechado



Fuente: Fotografía tomada por los autores.

Alrededor del 88% del FVHA cosechado estaba compuesto por agua, lo que hacía que el pasto no fuese apetecible para las cabras. Por esta razón, era secado tres días al aire antes de entregárselo a los animales de prueba.

Se registró el peso y producción de leche de animales de prueba originales y de los nuevos individuos nacidos, cada 15 días, durante un año y ocho meses. Además, se llevaron a cabo análisis de laboratorio para determinar la calidad de la leche producida y de las características nutritivas del FVHA. Para ello fueron establecidos los siguientes tratamientos:

- Tratamiento T1: Conformado por cuatro cabras saanen adultas, con suministro de FVHA. La dieta consistía en entregarles alimento equivalente a 3% de su peso diariamente, y estaba compuesta por forraje (70% de alfalfa seca y 30% de FVHA), 30 gramos de maíz y sales minerales de libre consumo. Para el estudio de peso de los nuevos individuos se asignaron tres cabras saanen nacidas en corral, que recibieron dietas similares a la ya descrita.
- Tratamiento T2 (control): Conformado por cuatro cabras saanen adultas, sin suministro de FVHA. La dieta consistió en alimentación diaria equivalente a 3% de su peso, y estaba compuesta por forraje (100% de alfalfa seca), 30 gramos de maíz y sales minerales de libre consumo. Para el estudio de peso de nuevos individuos, se destinaron tres cabras saanen nacidas en corral, que recibieron dietas similares a la ya descrita, sin FVHA.
- Tratamiento T3: Conformado por cuatro cabras criollas adultas, con suministro de FVHA. Similarmente, la dieta entregó alimento equivalente a 3% de su peso cada día, y estuvo compuesta por forraje (70% de alfalfa seca y 30% de FVHA), 30 gramos de maíz y sales minerales de libre consumo. Para el estudio de peso de nuevos individuos, se asignaron tres cabras criollas nacidas en corral, que recibieron dietas similares a la ya especificada.
- Tratamiento T4 (control): Constó de cuatro cabras criollas adultas, sin suministro de FVHA. La dieta diaria significó alimentación equivalente a 3% del peso del animal, y estuvo compuesta por forraje (100% de alfalfa seca), 30 gramos de maíz y sales minerales de libre consumo. Para el estudio de peso de nuevos individuos, se destinaron tres cabras criollas nacidas en corral, que recibieron dietas similares a la ya descrita, sin FVHA.

A fin de determinar la eficiencia en el uso del agua de este sistema de producción de forraje verde, se cuantificó cuidadosamente los volúmenes empleados en cada etapa de la producción.

Resultados y discusión

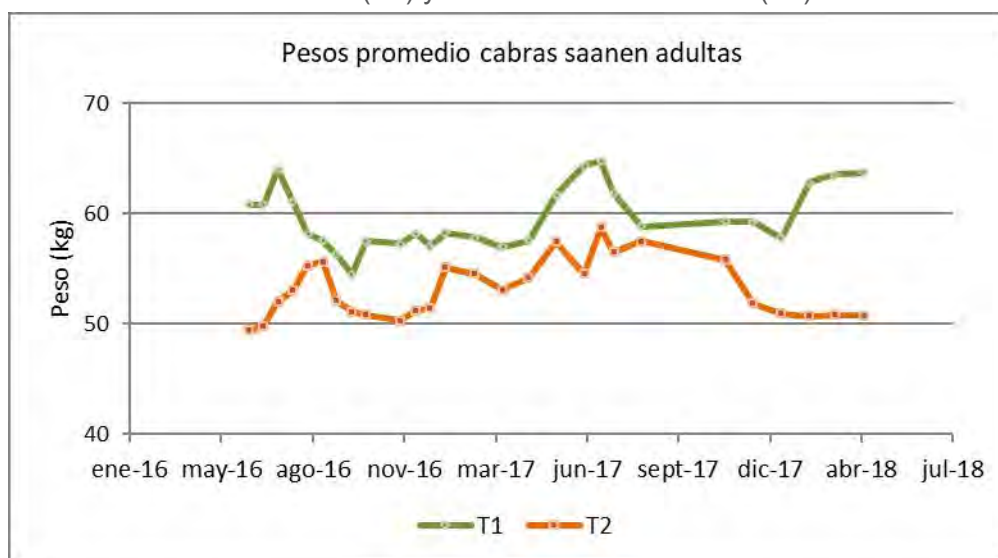
Pesos de animales adultos

Previo a este ensayo, los animales adultos ya tenían un régimen propio de alimentación, por lo que debían pasar por un período de adaptación al suministro de FVHA. El grado en que dicha adaptación pudo haber afectado los resultados no logró ser determinado, pero no pareció ser relevante.

En el caso de los caprinos de raza saanen (Figura 5), hubo diferencias de magnitud en los pesos medios de las cabras de ambos tratamientos (T1 y T2-control), que se manifestaron hasta el final de las determinaciones. Para ambas series de datos la prueba de homogeneidad de varianza de Shapiro-Wilk señaló normalidad, por lo cual se realizó una prueba t Student para muestras pareadas, indicando diferencias significativas entre los pesos medios de ambos tratamientos, con nivel de significancia de 0,05, que se mantuvo durante todo el proceso, independiente de

variaciones que se generan por los procesos de llenado (preñez), pariciones o muerte de algunos individuos. Esto enfatiza que la provisión de FVHA a algunos animales no alteró sus patrones de desarrollo, por lo que se reafirma como un complemento alimenticio confiable.

Figura 5. Secuencia de los pesos de cabras saanen adultas con suministro de FVHA en su dieta (T1) y sin suministro de FVHA (T2)



Fuente: Elaboración propia.

Las cabras de raza criolla (Figura 6) se dividieron en los tratamientos T3 y T4 (control). Las pruebas estadísticas (prueba t para muestras pareadas de pesos medios) indicaron diferencias significativas al nivel de significancia de 0,05. Esto permite señalar que hubo diferencias entre los pesos medios de los tratamientos a través del ensayo. Al inicio, los pesos medios de las cabras de ambos tratamientos eran similares, pero tras respectivos procesos de alumbramientos entre fines de 2016 y comienzos de 2017, las recuperaciones posteriores de peso fueron más rápidas en los individuos de T4 (control, sin FVHA en su dieta) y ello fundamentó la diferencia estadísticamente significativa. Después del segundo proceso de alumbramientos (fines de 2017 y comienzos de 2018), hubo mayor uniformidad en las ganancias de peso posteriores, por lo que se estimó que los factores explicativos de la tardanza en recuperación de peso observada entre 2016 y 2017 se habría debido a dos factores:

- i) Las cabras criollas adultas pudieron tardar más en acostumbrarse al FVHA, ya que se alimentaban originalmente en praderas;
- ii) Las cabras criollas adultas no provenían de un régimen estabulado y, por lo tanto, pasaron por un período de estrés que afectó su alimentación.

Figura 6. Secuencia de los pesos de cabras criollas adultas con suministro de FVHA en su dieta (T3) y sin suministro de FVHA (T4)



Fuente: Elaboración propia.

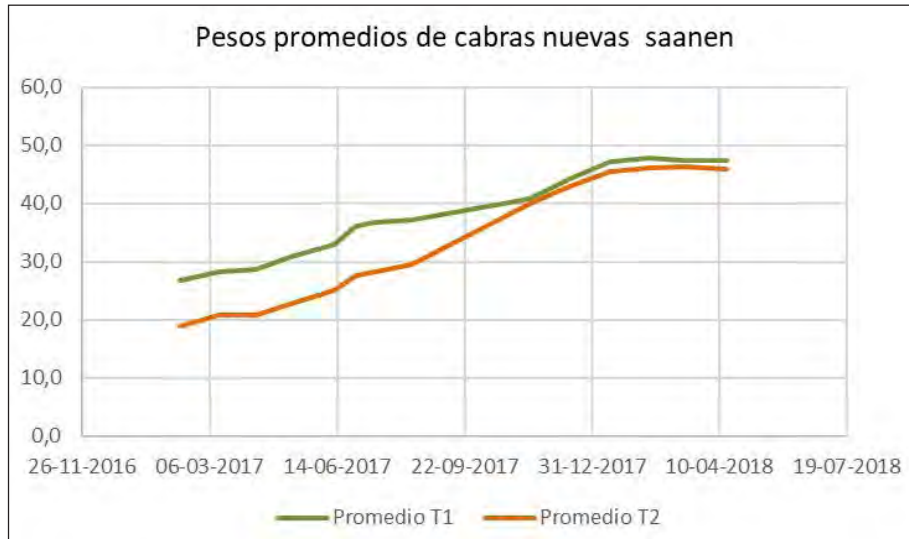
Por consiguiente, las diferencias manifestadas en los resultados anteriores no pueden atribuirse al tipo de alimentación entregada. Esto coincide con las experiencias de Contreras *et al.* (2018a) en la que cabras criollas alimentadas con alfalfa seca y FVH en distintas proporciones, pero con un máximo de 50%, no mostraron cambios que pudiesen adjudicarse al alimento suministrado. López-Aguilar *et al.* (2009), en cabras de raza nubia alimentadas con FVH de maíz en su dieta, mostraron conclusiones algo diferentes. En dicho caso, se estimó que las ganancias en peso diario de cabras con 25% y 70% de FVH en sus respectivas dietas fueron mayores que las del tratamiento testigo (sin FVH en dieta), lo que sugiere que los efectos del FVH podrían diferir conforme a la raza de los animales.

Pesos de animales juveniles

El análisis de prueba del FVHA en animales juveniles tuvo la ventaja de que las cabras comenzaron de inmediato a utilizar este tipo de alimento en su dieta tras el destete, es decir, no debieron pasar por un período de adaptación extenso como en el caso de los adultos. Tampoco los individuos juveniles tenían un régimen de pastoreo en campo como el que traían los adultos criollos, hecho que facilitaba la prueba de FVHA que se había diseñado.

La comparación directa entre los pesos promedios de las cabras jóvenes asignadas a T1 y T2 puede ser revisada en Figura 7, que muestra las líneas de peso medio desde el momento en que los animales fueron asignados a los tratamientos respectivos, es decir, febrero de 2017. Se observa que las cabras saanen asignadas a T1 (con FVHA en dieta) tuvieron un peso medio inicial mayor a sus pares asignadas a T2 (sin FVHA en dieta), pero hacia el final del ensayo la diferencia se redujo bastante. Esto se debió al efecto puntual de un individuo asignado a T2, que tuvo una ganancia de peso muy acelerada, elevando el valor medio de los pesos de animales en T2. No obstante, la tendencia general del desarrollo en peso de cabras saanen nacidas en corral, con y sin FVHA en sus dietas, fue muy similar. Con ello, el FVHA pareció brindar los insumos para el crecimiento sano y consistente de animales caprinos saanen desde su inicio.

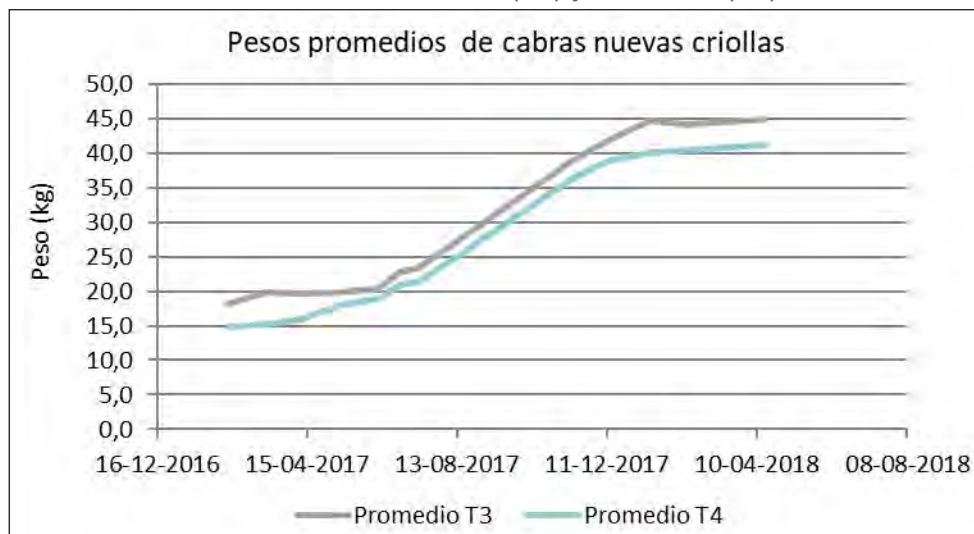
Figura 7. Secuencia de pesos de animales saanen juveniles nacidos en corral, con FVHA en su dieta (T1) y sin FVHA (T2)



Fuente: Elaboración propia.

Para el caso de las cabras criollas jóvenes asignadas a T3 y T4, la dinámica de crecimiento en peso promedio se efectuó desde el instante en que fueron asignadas a sus respectivos tratamientos. En la Figura 8 podrá notarse que ambos grupos de cabras pasan inicialmente por un período de acostumbramiento a la disminución del consumo de leche materna y su reemplazo por forraje. Luego, aproximadamente desde junio de 2017, ambos grupos de cabras equipararon su tasa de crecimiento en peso, lo que representa la plena asimilación de sus respectivas dietas. Tras ello, los pesos se estancaron debido a procesos de alumbramientos que incidieron en las disminuciones de masa de los animales. De estos resultados se obtienen algunas conclusiones importantes para las cabras criollas, citadas a continuación.

Figura 8. Secuencia de pesos de animales criollos juveniles nacidos en corral, con FVHA en su dieta (T3) y sin FVHA (T4)



Fuente: Elaboración propia.

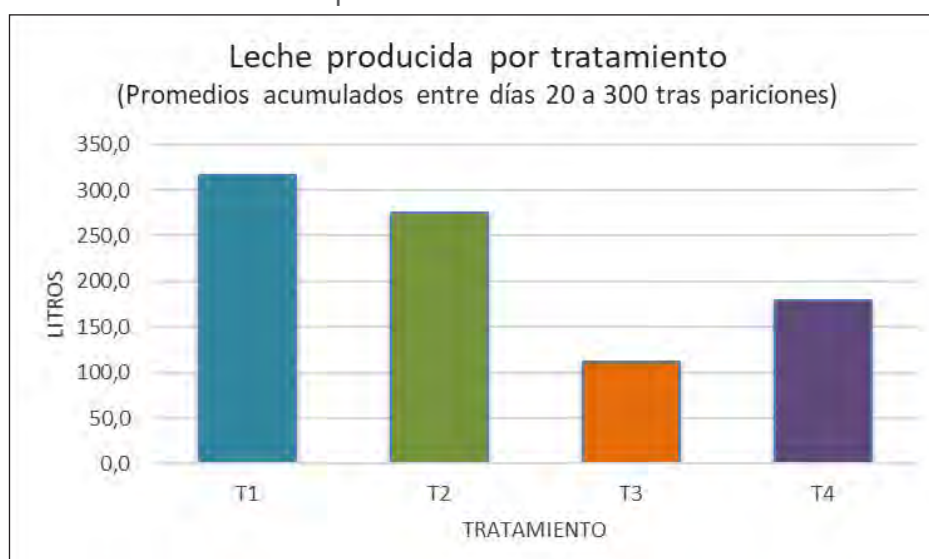
- El FVHA es un complemento alimenticio asimilable por las cabras, que no demuestra ser mejor ni peor que la alimentación tradicional, por lo tanto, puede emplearse sin ningún problema en la dieta de animales criollos (también en saanen).
- La producción de FVHA debe ser incentivada con confianza como suplemento alimenticio caprino cuando eventos de sequía hagan disminuir el forraje disponible en las praderas. No obstante, es recomendable también para favorecer un mejor manejo de las praderas, liberando carga animal.
- Ha quedado demostrado con estos resultados que es mejor que los animales criollos comiencen su consumo de FVHA desde pequeños, una vez ocurrido el destete. Se requiere, eso sí, mayor investigación en cuanto a tipos de FVHA y cantidades a proveer, grado de humedad que le haga más apetecible, entre otras.

Producción y propiedades de calidad de leche

Antes del análisis de producción y propiedades de la leche, vale recordar que existen diferencias marcadas entre los dos tipos de razas en cuanto a este producto. Las cabras saanen se caracterizan por ser mejores productoras de leche, hecho constatado en esta investigación, en la que se observó que los animales de esta raza producían leche hasta los 300 días posteriores a las pariciones. Por su parte, los animales de raza criolla, por lo general, producen leche en menores cantidades diarias y durante menos días tras los alumbramientos. Esto último se verificó plenamente en este estudio.

La Figura 9 representa los promedios de producción lechera acumulada por las cabras asignadas a los tratamientos respectivos, entre los días 20 y 300 tras haber parido. Se observa que las cabras saanen (T1 y T2) tuvieron volúmenes bastante superiores a las criollas (T3 y T4), hecho que reafirma el carácter lechero de la raza saanen. En producción diaria, las cabras saanen de este proyecto tuvieron una media de 2,1 litros, mientras que las cabras criollas tuvieron una producción de 0,89 litros diarios.

Figura 9. Totales de leche producidas por cabra y tratamiento entre días 20 y 300 tras respectivos alumbramientos



Fuente: Elaboración propia.

La producción lechera de cabras saanen con y sin FVHA en sus dietas mostró diferencias significativas. La producción lechera promedio acumulada entre los días 20 y 300 tras las pariciones fue de 317 litros para T1 y 275 litros para T2. A pesar de ello, no puede concluirse que la adición de FVHA tenga un efecto directo en los mayores volúmenes de producción, pues para ello se requerirían muchos más datos, pero sí es pertinente aseverar para este estudio que el FVHA fue un complemento alimenticio confiable y no alteró la capacidad de producción de leche de esta raza de caprinos. A su vez, al contrastar la producción de leche promedio entre cabras criollas con y sin FVHA en sus dietas, se observa una tendencia opuesta a las de las cabras saanen. En este caso, la producción lechera promedio acumulada entre los días 20 y 300 tras las pariciones, fue de 111 litros para T3 y 180 litros para T4. Acá tampoco puede deducirse que el FVHA sea un factor negativo para la producción de leche de las cabras criollas, ya que faltarían muchos datos para poder ser concluyentes y se debe además aislar la variabilidad genética de los animales criollos. Por el momento, sí es factible concluir que el FVHA no altera el desarrollo de las cabras de esta raza. Al comparar los resultados de este estudio con otros de la misma índole hay similitudes y diferencias. Así, por ejemplo, García-Carrillo *et al.* (2013) usaron FVH de maíz en proporciones de 15% y 30% de sus dietas respectivas en cabras saanen, siendo el resto complementado con alfalfa seca. De esta forma, determinaron que la producción de leche fue de 1.73 L/cabra/día en el tratamiento testigo (sin FVH en su dieta), 1,68 L/cabra/día en el caso de alimentación con 15% de FVHA en la dieta, y 2.06 L/cabra /día cuando se suministró un 30% de FVH en la dieta. Vale decir, se advierte que el FVH podría estar asociado a una mayor producción de leche de cabras saanen. Por su parte, Contreras *et al.* (2018a), en cabras criollas alimentadas hasta en un 50% de su dieta con FVH, no establecieron diferencias en la producción de leche respecto a sus pares sin FVH en la alimentación.

Es conveniente recordar que, debido a enfermedades y muerte de animales, T1 promedió las producciones de leche de tres cabras saanen, T2 de solo una cabra saanen, mientras que los tratamientos T3 y T4 consideraron dos cabras criollas cada uno.

En cuanto a las propiedades de calidad de la leche producida en cada tratamiento, la Tabla 1 permite observar los parámetros encontrados.

Tabla 1. Propiedades de la leche de cabras asignadas a cada tratamiento

Tratamiento	pH	Grasa (%)	Sólidos no grasos (%)	Sólidos Totales (%)	Densidad (gr/cm ³)	Proteína (%)
T1	6,47	2,09	7,30	9,39	1,025	3,01
T2	6,63	2,33	7,79	10,12	1,027	3,20
T3	6,46	4,03	8,94	12,97	1,029	3,78
T4	6,45	3,90	9,75	13,65	1,032	4,27

Fuente: Elaboración propia.

Conforme con ello, la leche de cabras criollas tuvo más grasa, sólidos y proteínas que la leche de cabras saanen, hecho que es habitual y apetecido para la producción de quesos. La ventaja de las cabras saanen es su mayor producción de leche. Ahora bien, es importante observar la tendencia de cabras con FVHA en su dieta frente a cabras sin FVHA en su dieta. Tanto para la raza saanen como para la criolla, los sólidos totales, la densidad y las proteínas de la leche tienden a ser levemente mayores cuando no se consumió FVHA. Este es un hecho que puede ameritar una investigación anexa, ya que, como se discutirá en un apartado posterior, las propiedades

nutricionales del forraje hidropónico no serían muy distintas a las del forraje en el campo o la alfalfa seca, y esto debiese representarse en el análisis lácteo. Lo relevante de este análisis es que las diferencias son marginales y permite demostrar que el FVHA es un alimento complementario que no afecta significativamente la calidad de la leche producida por los caprinos. Una referencia de empleo de FVH en cabras saanen determinó porcentajes levemente mayores de sólidos totales, sólidos no grasos y proteína en leche de animales con 30% de FVH en su dieta respecto a pares con 15% de FVH en dieta y los testigos que no consumieron FVH (García-Carrillo *et al.*; 2013), lo que difiere con lo encontrado en el presente estudio.

Consumo de agua del sistema automatizado durante el proceso de producción de FVHA

Uno de los puntos relevantes de esta investigación, en especial por estar situados en una región con escasez hídrica permanente, era el consumo de agua que tenía la producción de FVHA por parte del sistema automatizado. Los resultados en esta materia fueron muy auspiciosos. En una producción completa del sistema, vale decir siete hileras de 25 bandejas cada una, se ocuparon 6,34 m³ de agua en riego. De ellos, son efectivamente consumidos por el cultivo 2,86 m³, y el sobrante (3,48 m³) es recuperado y vuelto a emplear para otra producción. Considerando que cada producción completa de FVHA genera alrededor de 1.600 kg de pasto verde, el consumo efectivo de agua es de 1,79 l/kg de pasto. El FVHA así producido contenía un 88% de agua, vale decir el peso equivalente en materia seca de cada producción del sistema automatizado correspondió a 192 kg, y la eficiencia de uso de agua fue entonces de 14,9 l/kg de materia seca de forraje.

La razón de eficiencia del uso del agua de este sistema de producción de FVHA, comparando materia seca, es bastante positiva. Se estima que 1 kg de materia seca de alfalfa emplea entre 324 (con riego subsuperficial) y 1.500 litros de agua (Godoy-Ávila *et al.*; 2003; Montemayor *et al.*; 2010; Camilo González, 2015, ingeniero agrónomo, comunicación personal). Con estos valores, el sistema probado en el presente estudio ocupó entre 22 y 100 veces menos de agua por kilo de materia seca de forraje. En el caso de avena, un kilogramo de materia seca en campo emplearía unos 1.000 litros, es decir, el sistema probado en este estudio es 67 veces más eficiente en el uso del agua.

Las figuras siguientes esquematizan de forma comparativa estos resultados, presentando, respectivamente los volúmenes de agua consumidos (Figura 10) y el equivalente de producción en materia seca llevado a hectárea (Figura 11), asumiendo este último que el sistema automatizado emplea una superficie de 29,74 m² (12,19 m de longitud por 2,44 m de ancho).

Figura 10. Consumo de agua por kilogramo de materia seca de forraje producido
 Se compara el sistema empleado en este ensayo (FVHA) con datos encontrados en bibliografía y comunicaciones personales



Fuente: Elaboración propia.

Figura 11. Equivalencia de producción de forraje con base en una hectárea
 Se compara el sistema empleado en este ensayo (FVHA) con datos encontrados en bibliografía y comunicaciones personales



Fuente: Elaboración propia.

Como complemento, la revisión de diversos estudios (Tabla 2) permitió realizar una comparación de algunos parámetros nutricionales de FVHA de distintos cultivos (avena, cebada y trigo) con alfalfa verde y heno de alfalfa. En promedio, los niveles de proteína total fueron un 23% superior en FVHA respecto a heno de alfalfa, mientras que el suministro energético aportado por el FVHA sería un 7% superior. Los niveles de lignina y FDN (fibra detergente neutro) de los cultivos de FVHA mostraron ser menores a sus pares de heno de alfalfa, lo que indica una mejor digestibilidad del alimento. Dado esto, el FVHA responde a ser una muy buena alternativa nutricional para la alimentación de los animales caprinos.

Tabla 2. Parámetros nutricionales de FVHA de avena, cebada y trigo según diversas fuentes bibliográficas y su comparación con heno de alfalfa

Forraje	MS (%)	Proteína (%)	Energía (MCal/kg)	FDN (%)	Lignina (%)	Celulosa (%)	Fuente
FVHA Avena	28	13,9	1,7	63,5	8,8	24,3	Contreras <i>et al.</i> (2018b)
FVHA Avena	-	23,3	-	56,1	7,0	28,2	Arias <i>et al.</i> (2019)
FVHA Avena	-	13,9 -17	2,1 - 2,4	46,8 - 55,3	3,4 - 3,8	23,8 - 24,1	Cerrillo <i>et al.</i> (2012)
FVHA Cebada	4,6	17,2	2,3	50,4	4,7	20,2	Contreras <i>et al.</i> (2018b)
FVHA Trigo blanco	3	22,6	2,4	56,5	5,2	23,9	Contreras <i>et al.</i> (2018b)
FVHA Trigo candeal	29,4	27,3	2,6	48,1	6,5	17,2	Contreras <i>et al.</i> (2018b)
Alfalfa verde	15,5	26,15	2,42	31,1	-	-	Anrique <i>et al.</i> (2014)
Heno de alfalfa	85,1	16,2	2,1	56	11	29	Contreras <i>et al.</i> (2018b)

Fuente: recopilación del autor de las fuentes especificadas.

Conclusiones

El forraje verde hidropónico acelerado, de bajo consumo hídrico, es una alternativa adecuada y segura para complementar la nutrición caprina de animales adultos y crías saanen y criollas. En este estudio no se advirtieron impactos negativos en el uso del FVHA, ya sea en peso, producción de leche o calidad de esta misma. Es importante y recomendable proveer de FVHA a los animales desde el comienzo de su alimentación tras el destete. De esa manera se evitará un lapso de asimilación o acostumbramiento a este complemento alimenticio, no incurriéndose en retrasos en el desarrollo de las cabras.

La tecnología de FVHA es vista como un alimento de emergencia o de casos excepcionales. Estabular los animales no parece ser una opción deseable para las/los crianceras/os, aunque sí tienen el convencimiento de que el cambio climático y las sequías les pueden obligar a hacerlo. El consumo de agua de un kilogramo de FVHA producido en el módulo en estudio es bastante reducido y, por lo tanto, es muy eficiente. Los cálculos señalan que el consumo de agua es de un máximo de 4,5% de la que emplean los pastos forrajeros en la naturaleza. Este ahorro de agua justifica el espíritu del proyecto, en el sentido de proporcionar forraje en condiciones de sequía extrema, en donde el agua disponible es mínima.

Reconocimientos

Los autores agradecen al Gobierno Regional de Coquimbo, Chile, el que, en el marco del Fondo Regional para la Innovación y Competitividad (FIC) financió el proyecto “Investigación Producción Acelerada Forraje de Bajo Consumo Hídrico - Provincia de Limarí”, estudio desde el que se preparó el presente artículo.

Referencias bibliográficas

Anrique, R.; Molina, X.; Alfaro, M.; y R. Saldaña (2014). *Composición de alimentos para el ganado bovino*. Cuarta Edición. Chile: Imprenta América Ltda. ISBN N.º 978-956-8765-04-0. Consorcio Lechero. 96 p.

- Arias, R.; Muro, M.; Boccanera, M.; Trigo, M.; Boyezuk, D.; y C. Cordiviola (2019). "Aporte nutricional del Forraje Verde Hidropónico en la alimentación de cabras cruza criollas x Nubian". *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* (2019) Vol. 118 (1): 127-134.
- Cerrillo, M.; Juárez, A.; Rivera, J.; Guerrero, M.; Ramírez, R.; y H. Bernal (2012). "Producción de biomasa y valor nutricional del forraje verde hidropónico de trigo y avena". *Interciencia*, vol. 37, núm. 12, diciembre, 2012, pp. 906-913.
- Contreras C.; Burgos, G.; Portilla, S.; y A. Rojas, (2018a). "Forraje verde hidropónico de avena y su efecto en producción de leche en cabras". INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile). *Informativo N.º 76*.
- Contreras C.; Burgos, G.; Portilla, S.; y A. Rojas (2018b). "Valorización económica nutricional como criterio de selección de especies para la producción de Forraje Verde Hidropónico (FVH)". INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Chile). *Informativo N.º 79*.
- FAO, 2001. *Forraje verde hidropónico. Manual técnico*. Oficina FAO para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. 11 p.
- García-Carrillo, M.; Salas-Pérez, L.; Esparza-Rivera, J.; Preciado-Rangel, P.; y J. Romero-Paredes (2013). "Producción y calidad fisicoquímica de leche de cabras suplementadas con forraje verde hidropónico de maíz". *Agronomía Mesoamericana* 24(1): 169-176.
- Godoy, C.; Pérez, A.; Torres, C, Hermosillo, L.; e I. Reyes (2003). "Uso de agua, producción de forraje y relaciones hídricas en alfalfa con riego por goteo subsuperficial", *Agrociencia*, 37(2): 107-115. Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas) (2007). Censo Agropecuario y Forestal 2007, Chile. http://historico.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07_comunas.php, fecha de acceso 10/07/2019.
- López-Aguilar, R.; Murillo-Amador, B.; y G. Rodríguez-Quezada (2009). "El forraje verde hidropónico (FVH): Una alternativa de producción de alimento para el ganado en zonas áridas". *Interciencia*, vol. 34, núm. 2, febrero 2009, pp. 121-126.
- Maldonado, R.; Álvarez, M.; Acevedo, D.; y E. Ríos (2013). "Nutrición mineral de forraje verde hidropónico". *Revista Chapingo serie Horticultura* 19(2): 211-223.
- Montemayor, J.; Aguirre, H.; Olague, J.; Román, A.; Rivera, M.; Preciado, P.; Montemayor, I.; Segura, M.; Orozco, J.; y P. Yescas (2010). "Uso de la alfalfa (*Medicago sativa*) con riego por goteo subsuperficial". *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 1(2):145-156.
- Romero, M.; Córdova, G.; y E. Hernández (2009). "Producción de Forraje Verde Hidropónico y su Aceptación en Ganado Lechero". *Acta Universitaria*, vol. 19, núm. 2, mayo-agosto, 2009, pp. 11-19. Universidad de Guanajuato. México.
- Salas, L.; Esparza, J.; Preciado, P.; Álvarez, V.; Meza, J.; Velázquez, J.; y M. Murillo (2012). "Rendimiento, calidad nutricional, contenido fenólico y capacidad antioxidante de forraje verde hidropónico de maíz (*Zea mays*) producido en invernadero bajo fertilización orgánica". *Interciencia*, vol. 37, núm. 3, marzo, 2012, pp. 215-220.

Estrategias para el manejo eficiente del riego en el cultivo de la caña en Colombia

Strategies for efficient irrigation water use in Colombian sugarcane crop fields

Edgar Hincapié G.¹

Resumen: Durante los últimos años la disponibilidad de agua para el riego de los cultivos ha disminuido notoriamente, debido a la variabilidad climática local y global, a la alteración hidrológica de las cuencas, a la alta carga de sedimentos y contaminantes y a la creciente demanda para consumo humano e industrial, de tal forma que a futuro se percibe una posible escasez de agua para suplir los requerimientos hídricos de los cultivos, lo que es una alerta que obliga a la búsqueda de estrategias que permitan aumentar la eficiencia del uso del agua para la agricultura. En el cultivo de la caña de azúcar en Colombia se están evaluando e implementando estrategias que permiten reducir el uso de agua para el riego de este cultivo, entre las cuales están la programación oportuna de los riegos, la aplicación de la cantidad de agua requerida de acuerdo con las características de los suelos y del cultivo, el uso de métodos eficientes de aplicación según el tipo de suelo y la disponibilidad y calidad del agua y la evaluación de la calidad del riego. Con la adopción de estas estrategias por los cultivadores de caña, se pretende llegar al riego de precisión, con lo que se busca obtener un equilibrio entre producción, rentabilidad, y calidad a la vez que se conserven y protejan los recursos suelo y agua. En este documento se describe la programación oportuna de los riegos en el cultivo de la caña de azúcar como una de las estrategias que contribuye al mejoramiento de la gestión del riego.

Palabras clave: Programación de riegos, balance hídrico, potencial mátrico del suelo, sensores.

Abstract: Water availability for crop irrigation has diminished markedly as a result of local and global climatic variability, the hydrological alteration of basins, the high sediments and pollutants load, as well as the increasing demand for human consumption and industrial purposes. As a consequence, there will be a water shortage to meet the requirements of crops in the future, which must be considered as an alert that obliges to search for strategies to increase the water use efficiency for agriculture. In Colombia, strategies pursuing the reduction of water use for irrigation of sugarcane crop are being evaluated and implemented, *i.e.* irrigation scheduling, adaption of the amount of water required to soils and the crop characteristics, use of efficient application methods according to the soil type and both water availability and quality followed by the evaluation of the irrigation quality. With the adoption of these strategies by cane growers, it is intended to achieve precision irrigation, aiming to obtain a balance between production, profitability and quality, conserving and protecting soil and water resources. This document describes the irrigation scheduling in sugarcane cultivation, as one of the strategies that contributes to the improvement of irrigation management.

Keywords: Irrigation scheduling, water balance, soil matric potential, sensors.

¹ Centro de Investigación de la Caña de Azúcar de Colombia, Programa Agronomía. Cali, Colombia. Correo electrónico: ehincapie@cenicana.org

Introducción

La programación de los riegos es un conjunto de técnicas que permiten determinar el momento oportuno para aplicar la cantidad apropiada de agua que requiere un cultivo en un momento determinado. Existen diversos métodos para la programación de los riegos, unos basados en la cuantificación de los diferentes componentes del balance hídrico para estimar un nivel de agotamiento permisible del agua en el suelo y otros basados en el monitoreo del estado hídrico del suelo o la planta (Howell y Meron, 2007).

El balance hídrico es una cuantificación del recurso hídrico que ingresa al sistema y que sale del mismo en un volumen de suelo e intervalo de tiempo determinados. Es un método ampliamente utilizado para la programación de los riegos en diferentes cultivos. En la caña de azúcar en el valle del río Cauca, Torres *et al.* (2004) y Cruz (2015) recomiendan este método como estrategia para mejorar la eficiencia del uso del agua. Allen *et al.* (2006) hacen una descripción del método y presentan los parámetros para su uso en diferentes cultivos. El uso de este método no siempre proporciona resultados satisfactorios, debido a la incertidumbre en la distribución de agua en el suelo, a la alta variabilidad de las precipitaciones y de las propiedades físicas del suelo y a la dificultad para estimar algunos parámetros del modelo. Por lo anterior, se han generado y evaluado funciones continuas para estimar los componentes del balance hídrico del suelo de manera precisa y paralelamente, se están desarrollando otros métodos de programación de riegos entre los cuales está el uso de sensores para monitorear la disponibilidad de agua en el suelo para los cultivos.

A partir de información obtenida mediante el estudio de la dinámica del agua en el suelo, del estudio del uso de agua por el cultivo y de la determinación de las propiedades hidroedáficas, se desarrollan funciones para estimar la evapotranspiración del cultivo, los coeficientes K y la capacidad del suelo para almacenar agua. Con la información obtenida se ha simulado el flujo de agua en el suelo y se ha comparado con mediciones directas en campo, lo que ha hecho posible mejorar la programación de los riegos mediante el método del balance hídrico.

El método de programación de riegos mediante el uso de sensores consiste en la medición del contenido de humedad o de la tensión del agua del suelo. Para el monitoreo del contenido de agua se utilizan sensores de humedad que se basan en los principios de reflectometría de dominio en tiempo TDR (Topp *et al.*, 1980; Evett, 2000), de capacitancia (EM) y de conductividad eléctrica aparente, entre otros. Para el monitoreo del potencial mátrico del suelo, en tanto, se han desarrollado diferentes tensiómetros, sensores tipo bloques de yeso recubiertos de una matriz granular, sensores térmicos tipo termocupla (McCarthy *et al.*, 2014; Nolz *et al.*, 2013; Pedro *et al.*, 2013; Evett *et al.*, 2012; Iwashita *et al.*, 2011; Malazian *et al.*, 2011; Varble y Chavez, 2011; Cárdenas-Lailhacar y Dukes, 2010; Migliaccio *et al.*, 2010; Blonquist *et al.*, 2006). Los sensores de humedad o tensión se han empleado desde hace décadas en múltiples cultivos con diferentes sistemas para aplicar el riego en el momento oportuno, determinar la cantidad de agua requerida y evaluar la calidad de la labor. Desde 1951, existen reportes del uso de bloques de resistencia eléctrica para el control del riego en el cultivo de la caña en Hawái y, actualmente, en muchas regiones del mundo se continúan utilizando tanto sensores de humedad como de tensión (Paraskevopoulos y Singels, 2014; Wiedenfeld, 2004; Varble y Chávez, 2011; Blonquist *et al.*, 2006; Cárdenas-Lailhacar y Dukes, 2010). En general, se ha observado que este método de programación de riegos contribuye a un uso más eficiente del agua, dado que se puede aplicar con mayor precisión la cantidad necesaria de agua para el cultivo, evitar pérdidas excesivas por percolación profunda o por escorrentía y reducir la contaminación de aguas subterráneas.

Programación de los riegos en el cultivo de la caña de azúcar en Colombia

Método del balance hídrico

El balance hídrico es una cuantificación del recurso hídrico que ingresa al sistema y que sale del mismo en un volumen de suelo e intervalo de tiempo determinados y que permite estimar la cantidad de agua disponible para los cultivos. Se calcula mediante la siguiente función:

$$LARA = Pe + R - ETc - D$$

Donde, LARA corresponde a la lámina de agua rápidamente aprovechable (disponible), Pe la precipitación efectiva, R el riego, ETc la evapotranspiración y D la percolación profunda o drenaje. Para las condiciones del valle del río Cauca, Colombia, se ha determinado cada una de las anteriores variables.

Evapotranspiración

Se calcula mediante la relación $ETc = ETo * Kc$, donde ETo es la evapotranspiración potencial y Kc un factor del cultivo. Para el caso del cultivo de la caña de azúcar, se generó un modelo para estimar la ETo, para las diferentes condiciones del valle del río Cauca, a partir de variables meteorológicas medidas en una Red de Estaciones Meteorológicas del Sector Agroindustrial de la Caña de Colombia (Torres *et al.*, 2004). Los valores del factor del cultivo Kc se determinaron mediante el uso de lisímetros de drenaje y actualmente se han ajustado para las nuevas variedades mediante el uso de lisímetros de pesaje. En la Tabla 1, se presentan los valores de Kc para estimar la ETc según la edad de la caña de azúcar cultivada en el valle del río Cauca, Colombia.

Tabla 1. Valores de **Kc** obtenidos para las variedades comerciales de caña de azúcar sembradas en el valle del río Cauca, Colombia

Valor de Kc	Edad del cultivo (meses)
0,3	1-3
0,4	3-4
0,6	4-5
0,7	5-6
0,8	6-8
0,7	8-9
0,6	9-11

Fuente: Cruz, 2015.

Lámina de agua rápidamente aprovechable (LARA)

Esta se calculó para los diferentes suelos cultivados con caña de azúcar y clasificados por consociaciones de suelo, mediante el método recomendado por la American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). Esta información está disponible para los usuarios a través de una aplicación automatizada disponible desde cualquier lugar a través de una conexión a internet.

Precipitación efectiva (Pe)

Para el caso de la caña de azúcar, se emplea el método del porcentaje variable, que consiste en considerar la Pe como un 90% de la precipitación total para los meses lluviosos del año y del 80% para los meses secos.

Dado que la Pe tiene un impacto determinante en la precisión del método del balance hídrico, actualmente se estudia este proceso mediante el uso de un simulador de lluvia, con el fin de generar una función que permita estimar la Pe a partir de variables como intensidad de la lluvia, cantidad, tipo de suelo, pendiente del terreno, estado inicial de humedad, entre otras.

Aporte de agua mediante riego

La determinación del porcentaje de agua que se almacena en el suelo después del riego corresponde a la eficiencia de este y es fundamental para realizar el cálculo del balance hídrico y para tomar decisiones en la gestión del riego. Se calcula para los diferentes sistemas mediante la medición del contenido de humedad en el suelo antes y 24 horas después de aplicado el riego. En la Tabla 2 se presentan algunos resultados de eficiencia para sistemas de riego empleados en el cultivo de la caña en el valle del río Cauca, Colombia.

Tabla 2. Eficiencia de dos sistemas de riego utilizados en el valle del río Cauca, Colombia para riego de la caña de azúcar

Sistema de riego	Eficiencia (%)
Gravedad/Surcos	49
Aspersión con cañón viajero	71
Aspersión con pivote central	80
Goteo con cinta superficial	90
Goteo con cinta enterrada	95

Fuente: Elaboración propia.

Uso del método del balance hídrico

En el sector agroindustrial de la caña de Colombia se utiliza este método de balance hídrico para determinar las necesidades de riego en el cultivo de caña, en el valle del río Cauca, para lo que se ha desarrollado el aplicativo Balance Hídrico Priorizado que funciona en ambiente web y que está vinculado con una red de 38 estaciones climatológicas automatizadas, con el estudio detallado de suelos y con la información geográfica de cada una de las suertes cultivadas con caña (Torres *et al.*, 2004). Esta aplicación permite a los usuarios ingresar información de las haciendas, precipitaciones, riegos y cosechas, y hacer los cálculos para la programación de los riegos y el control administrativos de estos.

Adecuación del método

El método del balance hídrico para la programación de los riegos puede extenderse a otros cultivos y regiones, para lo que es necesario determinar y definir métodos para estimar cada uno de los parámetros del balance.

Ventajas y limitaciones

- Es un método sencillo, de bajo costo, de fácil manejo que permite conocer de manera aproximada la disponibilidad de agua en el suelo para los cultivos y de esta manera programar y priorizar los riegos.
- Puede ser aplicado a cultivos de gran extensión.
- Es una herramienta que permite mejorar la gestión de los riegos en los diferentes cultivos.
- La precisión del balance hídrico depende de la exactitud con que se determine cada uno de sus componentes o parámetros, por lo que es necesario hacer mediciones para cada sitio específico.
- La implementación del método del balance hídrico para la programación de los riegos en el cultivo de la caña en Colombia ha permitido reducir el uso de agua hasta en 50%, al compararlo con otros métodos de programación, tales como el método del calendario fijo o la observación del cultivo.

Programación del riego mediante el uso de sensores

Este método consiste en la medición del contenido de humedad o de la disponibilidad de agua en el suelo para las plantas mediante el uso de sensores, con el fin de programar los riegos en el cultivo de la caña con base en estas variables (Hincapié, 2018; Shock y Wang, 2011).

El trabajo se desarrolló en varias etapas. La primera consistió en la definición de la variable o variables a medir y la evaluación de diferentes sensores para medir la variable seleccionada; la segunda consistió en la definición de los criterios técnicos (rangos de valores para iniciar y finalizar el riego) para usar los sensores en la programación de los riegos; y la tercera etapa conllevó a la puesta en marcha de una red o sistema de monitoreo.

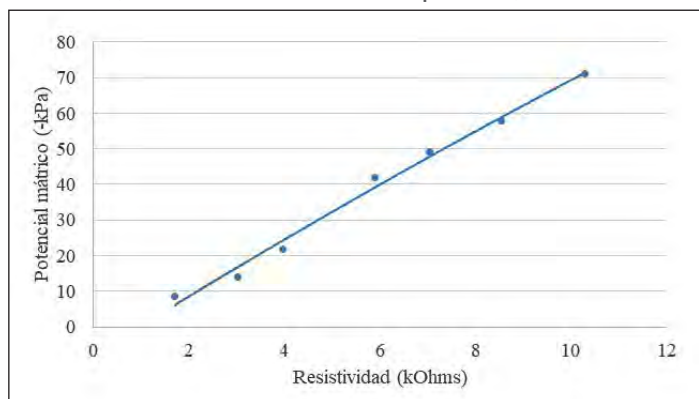
Selección de la variable y de los sensores para su medición

Basados en criterios tales como facilidad de medición, precisión, disponibilidad de sensores para su medida, costos, y posibilidad de mediciones automatizadas, entre otras, se definió el potencial mátrico o tensión del agua del suelo como la variable más adecuada, ya que esta es una medida de la energía con la que el suelo retiene el agua y, por lo tanto, un indicador de la disponibilidad de agua para ser absorbida por las plantas.

Una vez seleccionada la variable potencial mátrico del suelo, se evaluaron diferentes sensores para su medición, tales como tensiómetros con transductor electrónico, sensores tipo resistivos, sensores dieléctricos y térmicos. Se seleccionaron los sensores resistivos como los más adecuados para ser utilizados en este método de programación de riegos.

Los sensores resistivos empleados para la medición del potencial mátrico del suelo consisten de dos electrodos empotrados en un cilindro poroso envuelto en una malla metálica que permiten la entrada y salida de agua del sensor. El funcionamiento del sensor de potencial mátrico se basa en el principio de la resistencia eléctrica variable. Una vez que es insertado el sensor en el suelo, se equilibra con el contenido de humedad de este y cuando el suelo está húmedo y por lo tanto el sensor, este conduce muy bien la corriente, por el contrario, si el suelo está seco y por lo tanto el sensor también lo está, se resiste al paso de la corriente, por esta razón la medida del flujo de corriente a través del sensor se utiliza para estimar el potencial mátrico del suelo mediante una función de calibración. Los sensores de potencial mátrico de este tipo requieren ser calibrados para cada suelo donde se instale. En el sitio donde se van a instalar los sensores se toma una muestra de suelo tratando de abarcar el área de exploración del sensor, es decir, en un área de 10 cm de profundidad y 10 cm de diámetro aproximadamente. La muestra de suelo se empaqueta en bolsa, se lleva al laboratorio de suelos y se seca al aire, luego se empaqueta en cilindros y se somete a diferentes potenciales en la olla y placa de Richards. En cada potencial se mide la señal de salida del sensor y se realizan réplicas de tres o más muestras por cada calibración. Una vez obtenidos los valores, tanto de potencial mátrico como de salida del sensor, se construye la curva de calibración y se genera un polinomio. En la Figura 1 se presenta la curva de calibración para un sensor tipo resistivo, en un suelo clasificado como Pachic Haplustoll familia francosa fina.

Figura 1. Curva de calibración para un sensor de potencial mátrico, en un suelo Pachic haplustoll, francosa fina



Fuente: Elaboración propia.

Luego se determina el número de sensores que se deben instalar en campo, la distribución y profundidad a la que se deben instalar.

Definición de los criterios para el uso de sensores de potencial mátrico en la programación de los riegos en el cultivo de la caña

Se determinó el rango de potencial mátrico del suelo óptimo (RPMSO) dentro del cual la extracción de agua por las raíces de la caña de azúcar no se ve afectada. Bajo condiciones de invernadero y campo se evaluó la relación entre disponibilidad de agua en el suelo y producción de diferentes variedades de caña de azúcar (Hincapié, 2018). Los resultados de biomasa y de producción de caña por hectárea se analizan y ajustan a diferentes modelos. Se presentan los resultados de un experimento realizado en condiciones de invernadero, en plantas de caña durante la etapa de máxima extracción de agua (3,5 meses a 7 meses de edad). En las Tablas 3 y 4, se presentan el

análisis de varianza y los parámetros de ajuste de un modelo lognormal, que presentó el mejor ajuste. En la Figura 2 se presenta, por su parte, la curva de ajuste y los límites de confianza del modelo.

Tabla 3. Análisis de varianza

Fuente	DF	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Valor F	Pr > F
Modelo	3	437,20	145,70	309,42	<,0001
Error	44	20,7250	0,4710		
Total	47	458,00			

Fuente: Elaboración propia

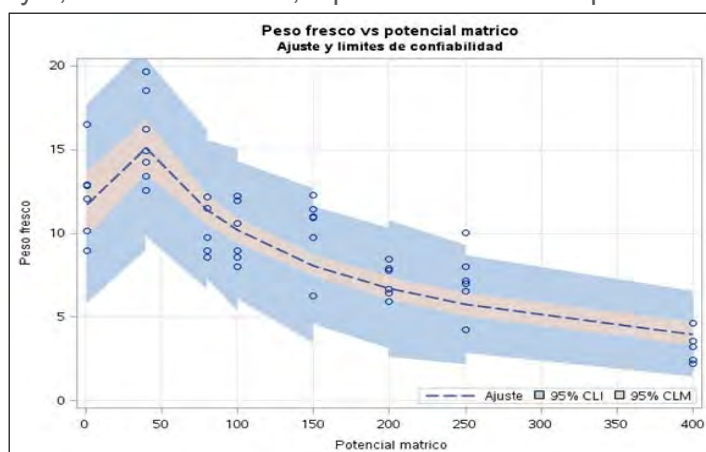
Tabla 4. Parámetros estimados del modelo lognormal

Parámetro	Valor estimado	Error estándar aprox.	Límites de confianza (95% prob.)	
a	19,4542	1,3122	16,8097	22,0987
X ₀	8,6718	0,8574	6,9439	10,3997
b	2,1496	0,1122	1,9234	2,3757

Fuente: Elaboración propia

El parámetro a corresponde al valor de tensión al cual se obtiene la máxima producción de biomasa y X₀ y b son parámetros de ajuste del modelo.

Figura 2. Modelo para estimar el rango de potencial mátrico del suelo óptimo (RPMSO), para caña entre 3,5 y 7,0 meses de edad, a partir de la variable peso fresco de biomasa



Fuente: Elaboración propia.

Una vez definido el RPMSO, este se valida en condiciones de campo mediante la programación del riego de acuerdo con dicho rango. En la Tabla 5 se presentan los resultados de producción de caña obtenidos bajo diferentes tratamientos de programación del riego en condiciones de campo en un cultivo de caña, en un suelo de la consociación Manuelita, clasificado taxonómicamente *Fluventic Haplustolls*, familia francosa fina.

En general, se ha encontrado que la máxima extracción de agua por el cultivo de la caña y la máxima producción se presentan cuando el suelo se encuentra en condiciones hídricas cercanas a -30 kPa (capacidad de campo) y se reduce drásticamente cuando el suelo sobrepasa un nivel de -150 kPa, lo que ha permitido determinar que el rango de potencial mátrico óptimo en el que la producción del cultivo no se ve afectada oscila entre -20 kPa y -75 kPa. Cuando no se aporta agua mediante el riego la producción se reduce hasta en un 65%, comparado con un cultivo que se mantuvo sin restricción de agua.

Tabla 5. Producción de caña obtenida bajo diferentes valores de tensión, para inicio del riego en condiciones de campo en un cultivo de caña en suelos de la consociación Manuelita

Potencial mátrico del suelo para iniciar el riego (kPa)	Producción de caña (t.ha ⁻¹)	
	Plantilla	Primera soca
-75	148,78 a	161,76 a
-100	142,00 a	134,02 b
-125	137,78 a	125,84 b
-150	137,71 a	122,30 b
Testigo (sin riego)	76,79 b	56,10 c

Letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas al 95% según prueba Tukey.

Fuente: Elaboración propia.

Implementación de una red piloto para el monitoreo del potencial mátrico del suelo

La primera versión, consistió en una red IoT híbrida, con estaciones de monitoreo basadas en tecnologías inalámbricas Zig-Bee y móviles (GPRS, HSDPA, UMTS) que integran funciones de adquisición, procesamiento y comunicación, implementadas mediante módulos de radiofrecuencia XBee® y módems celulares.

Una estación está compuesta por uno o varios nodos y un concentrador. Un concentrador es el conjunto entre receptor XBee® y módem celular, que se conectan entre ellos por RS232. Estos configuran un enlace inalámbrico para enviar los datos vía mensajes de texto a un módem receptor; los datos se almacenan tanto en un *data logger* como en un servidor. Luego que los datos llegan al servidor, estos son administrados por una aplicación móvil.

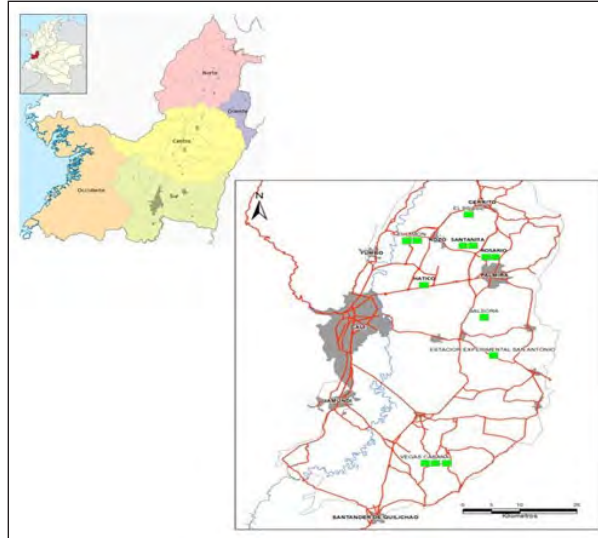
Cada nodo está compuesto por un Cenilogger (*data logger*) al que se encuentran conectados seis sensores de potencial mátrico, además de un módulo XBee®; los módulos de radiofrecuencia proporcionan la red local entre los nodos y el concentrador de cada sitio, conformando las estaciones de monitoreo.

El cenilogger es un circuito electrónico diseñado en Cenicafé para la lectura de sensores y almacenamiento de datos. En una primera versión de prueba se basó en la plataforma Arduino (Ruiz *et al.*, 2018; Popovic *et al.*, 2017; Mohanraj *et al.*, 2016) por ser de fácil manejo de hardware y software libre, asequible y con diferentes microcontroladores según los requerimientos de la aplicación. En una segunda versión, se diseñaron y construyeron cenilogger, robustos, compactos, resistentes a la intemperie y de bajo consumo de energía.

Se implementó una red piloto con ocho estaciones automáticas y trece nodos, para el monitoreo del potencial mátrico del suelo, localizadas en la zona central del departamento del Valle del

Cauca, Colombia. En la Figura 3 se presenta la ubicación de cada una de las estaciones y los nodos instalados.

Figura 3. Mapa de ubicación de las estaciones de monitoreo de potencial mátrico



Fuente: Archivo propio.

Funcionamiento y desempeño de las estaciones de monitoreo

Uno de los objetivos de la implementación de la red piloto fue evaluar su funcionamiento y desempeño bajo condiciones de intemperie en campos cultivados con caña de azúcar. Algunas de las fallas más comunes fueron la descarga de baterías debido al alto consumo de energía por los componentes de la estación y la pérdida de comunicación debido a la baja cobertura de la señal de red celular, que ocasiona intermitencia en la transmisión de datos y alto consumo de corriente.

Basados en el desempeño de la red piloto, se desarrolló y construyó una segunda versión de la red IoT, que consistió en:

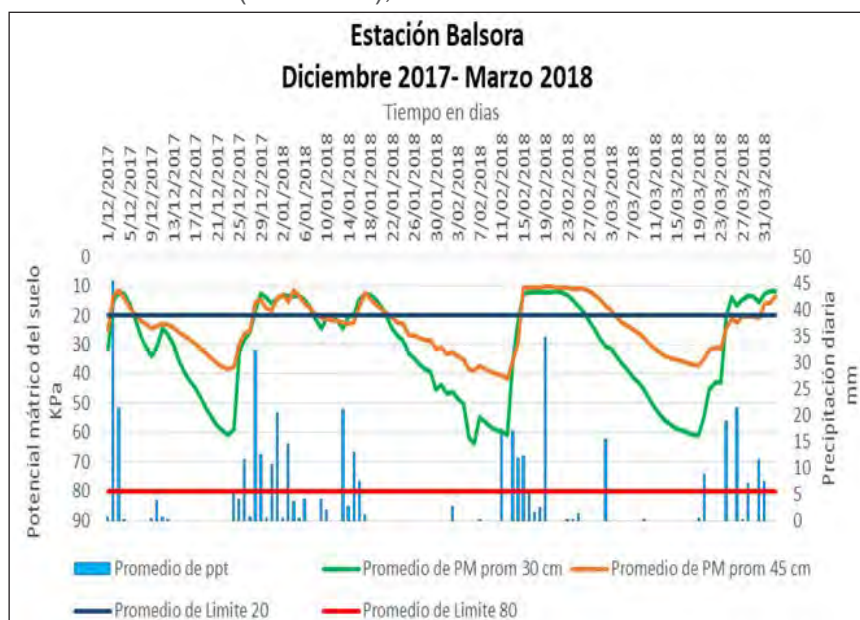
- Una serie de estaciones de monitoreo compuestas por una batería de seis sensores tipo resistivos, un sensor de temperatura para corregir el efecto de esta variable en los sensores resistivos, un cenilogger robusto, de bajo consumo de energía, resistente a la intemperie y de bajo costo y un panel solar.
- Un sistema de comunicación IoT basada en plataforma LoRaWAN, con estaciones o repetidoras localizadas estratégicamente a lo largo del valle del río Cauca.
- Una aplicación móvil para la visualización de la información y como herramienta para la toma de decisiones.

Uso del método para la programación de los riegos en el cultivo de la caña

Los datos de potencial mátrico del suelo registrados en cada una de las estaciones de monitoreo fueron usados para la programación de los riegos en cada uno de los cultivos de caña donde se instaló la estación.

En la Figura 4 se presenta la dinámica del potencial mátrico del suelo medido en un ciclo del cultivo de caña a dos profundidades, 30 cm y 45 cm. Los registros obtenidos con los sensores instalados a 30 cm se utilizan para la programación de los riegos con base en los criterios antes mencionados para el cultivo de la caña de azúcar, y los registros obtenidos con los sensores instalados a 45 cm de profundidad se utilizan para verificar que el agua aplicada mediante el riego alcanzó dicha profundidad, esto como un indicador de la calidad del riego.

Figura 4. Comportamiento del potencial mátrico del suelo durante un ciclo de producción de caña (13 meses), en un suelo clase textural francosa fina



Fuente: Elaboración propia.

Se pueden observar los cambios del potencial mátrico del suelo debido a los aportes de agua por precipitación y riego (picos ascendentes) y a la salida de agua por la extracción del cultivo (evapotranspiración). Después de una precipitación o un evento de riego, parte del agua se infiltra y acumula en el perfil del suelo, lo que hace que aumente la disponibilidad de agua para el cultivo. Este proceso se refleja en el sensor y genera un cambio en la señal de salida. Por ejemplo, para de un valor de -60 kPa a -10 kPa. Por otro lado, a medida que el cultivo extrae el agua del suelo por efecto de la evapotranspiración, igualmente se refleja en el sensor, pasa de valores altos (menos negativos) por ejemplo -10 kPa a valores bajos (más negativos) -70 kPa, que indica la reducción paulatina de la disponibilidad de agua en el suelo para las plantas. Una vez los sensores alcanzan valores medios de -80 kPa \pm 5 kPa, indica el momento oportuno para el inicio del riego.

Los datos de potencial mátrico son presentados a los usuarios mediante una curva similar a la presentada en la Figura 4, que se puede visualizar en la aplicación móvil, esta es una herramienta que permite la toma de decisiones oportunas para el manejo del riego en el cultivo de la caña en el valle del río Cauca, Colombia.

Este método de programación de riegos puede ser utilizado en otros cultivos. Previamente es necesario definir los criterios técnicos, tanto los relacionados con el cultivo como con los sensores.

Ventajas y limitaciones del método

- Es una herramienta que permite mejorar la toma de decisiones, tanto en la programación del riego como del drenaje.
- Permite determinar la disponibilidad de agua en el suelo en un momento determinado, lo que contribuye con la optimización del uso del agua en el cultivo de la caña y ha permitido reducir la aplicación de riegos hasta del 100%.
- Permiten conocer la precipitación efectiva.
- Se puede disponer de información en tiempo real y, por lo tanto, conocer la dinámica de la disponibilidad de agua en el suelo a lo largo del ciclo del cultivo.
- Monitorear la tensión del agua del suelo (potencial mátrico) ayuda a los agricultores a optimizar la producción, conservar agua, reducir los impactos ambientales y ahorrar dinero.
- Para su uso es necesario conocer criterios técnicos relacionados con el cultivo y el sistema de monitoreo.
- Requiere personal calificado para su implementación y manejo.
- En algunos casos su costo puede ser alto.

Referencias bibliográficas

- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. (2006). "Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos". *Estudio FAO Riego y Drenaje N.º 56*. Roma: FAO. 299 p.
- Blonquist, J. M.; Jones, S. B.; Robinson, D. A. (2006). "Precise irrigation scheduling for turfgrass using a subsurface electromagnetic soil moisture sensor". *Agricultural Water Management* 84. 153-165.
- Cárdenas-Lailhacar, B.; Dukes, M. D. (2010). "Precision of soil moisture sensor irrigation controllers under field conditions". *Agricultural Water Management* 97. 666-672.
- Cruz, J. R. (2015). *Manejo eficiente del riego en el cultivo de la caña de azúcar en el valle geográfico del río Cauca*. Cenicaña. 192 p.
- Evelt, S. R. (2000). "The TACQ program for automatic time domain reflectometry measurements. I. Design and operating characteristics". *Trans. ASAE* 43(6):1939-1946.
- Evelt, S. R.; Schwartz, R. C.; Casanova, J. J.; Heng, L. K. (2012). "Soil water sensing for water balance. ET and WUE". *Agricultural Water Management* 104. 1-9.
- Hincapié, G. E. (2018). "Uso de sensores para el control del riego". *Cartilla didáctica N.º 4*. Programa de Aprendizaje y Asistencia Técnica, Cenicaña. 23 p.
- Howell, T. A.; Meron, M. (2007). "Irrigation Scheduling". En: *Microirrigation for Crop Production*. Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. (Eds). p. 61-130. Elsevier B.V.

- Iwashita, T.; Katayanagi, H.; Miki, N. (2011). "Needle-type in situ water content sensor with polyethersulfone polymer membrane". *Sensors and Actuators B* 154:41-45.
- Malazian, A.; Hartsough, P.; Kamai, T.; Campbell, G. S.; Cobos, D. R.; Hopmans J. W. (2011). "Evaluation of MPS-1 soil water potential sensor". *Journal of Hydrology* 402. 126-134.
- McCarthy, A. C.; Hancock, N. H.; Raine, S. R. (2014). "Development and simulation of sensor-based irrigation control strategies for cotton using the VARlwise simulation framework". *Computer and Electronics in Agriculture* 101:148-162.
- Migliaccio, K. W.; Schaffer, B.; Crane, J. H.; Davies F. S. (2010). "Plant response to evapotranspiration and soil water sensor irrigation scheduling methods for papaya production in south Florida". *Agricultural Water Management* 97. 1452-1460.
- Mohanraj, I.; Kirthika, A.; Naren, J. (2016). "Field Monitoring and Automation using IOT in Agriculture Domain". *Procedia - Procedia Comput. Sci.*; vol. 93, no. September, pp. 931-939.
- Nolz, R.; Kammerer, G.; Cepuder, P. (2013). "Calibrating soil water potential sensors integrated into a wireless monitoring Network". *Agricultural Water Management* 116. 12-20.
- Paraskevopoulos, A. L.; Singels, A. (2014). "Integrating soil water monitoring technology and weather-based crop modelling to provide improved decision support for sugarcane irrigation management". *Computers and Electronics in Agriculture* 105. 44-53.
- Pedro, C. M.; Giménez, A.; Porto, L. F.; Porto, L. H. (2013). "Principles and applications of a new class of soil water matric potential sensors: the dihedral tensiometer". *Procedia Environmental Sciences* 19. 484-493.
- Popovic, T.; Latinovic, N.; Pešic, A.; Zecevic, Z.; Krstajic, B.; Djukanovic, S. (2017). "Architecting an IoT-enabled platform for precision agriculture and ecological monitoring: A case study". *Comput. Electron. Agric.*; vol. 140, pp. 255-265.
- Ruiz, A.; Oates, M.; Pérez, J. J.; Molina, J. M. (2018). Sensores de bajo coste aplicados al control de los cultivos. In: *interempresas.net*. [en línea]. Disponible en: <https://www.interempresas.net/Horticola/Articulos/208300-Sensores-de-bajo-coste-aplicados-al-control-de-los-cultivos.html>. [Accessed: 03-Jul-2018].
- Shock, C. C.; Wang, F. (2011). "Soil water tension, a powerful measurement for productivity and stewardship". *Hort Science* 46: 178-185.
- Topp, G. C.; Davis, J. L.; Annan, A. P. (1980). "Electromagnetic determination on soil-water content: Measurement in coaxial transmissions lines". *Water Resour. Res.* 16:574-582.
- Torres, J. S.; Cruz, J. R.; Villegas, F. (2004). "Avances técnicos para la programación y el manejo del riego en caña de azúcar". Segunda ed. *Serie técnica* N.º 33. Cali. Cenicaña. 66 p.
- Varble, J. L.; Chávez, J. L. (2011). "Performance evaluation and calibration of soil water content and potential sensors for agricultural soils in eastern Colorado". *Agricultural Water Management* 101. 93-106.
- Wiedenfeld, B. (2004). "Scheduling water application on drip irrigated sugarcane". *Agricultural Water Management* 64. 169-181.

Remoción de nitrato mediante barreras reactivas para su aplicación en agua subterránea

Nitrate removal using reactive barriers for groundwater application

D'Angelo Sandoval,¹ Ana Elisa Silva,² Anne M. Hansen,³ Rolando García⁴

Resumen: La contaminación de agua subterránea con nitrato (NO_3^-) se debe a la infiltración asociada al uso de fertilizantes nitrogenados, ganadería y descargas de agua residual. El consumo de agua con NO_3^- en concentraciones mayores a 50 mg/l tiene efectos en la salud de niños menores de un año, provocando metahemoglobinemia, con déficit en el transporte de oxígeno en la sangre. Las barreras reactivas permeables (BRP) son técnicas de remediación de agua subterránea contaminada con NO_3^- , que se colocan perpendicular al flujo de agua y promueven una reacción para la remoción de NO_3^- . Se diseñaron dos tipos de BRP, el primero es una barrera biológica (BB) en que se evaluaron cuatro posibles fuentes de consorcios microbianos basados en dos lodos activados de plantas de tratamiento de agua residual y dos muestras de suelo agrícola. En base a las curvas de crecimiento de los consorcios analizados, se seleccionó el lodo que presentó mayor crecimiento y remoción de NO_3^- , se multiplicó y se fijó como biopelícula sobre una roca volcánica porosa conocida localmente como "tezontle". El segundo tipo es una barrera de intercambio aniónico (BIA), para lo cual se acondicionó una zeolita natural con una solución de NaOH 0,1 M. Se operaron las BRP suministrando 1,8 l/d de agua subterránea enriquecida con 100 mg/l de NO_3^- durante 30 días. En laboratorio, la BB presentó una eficiencia de remoción de NO_3^- promedio del 80% mientras que la eficiencia de la BIA fue de solo 35%. En la BIA se identificó competencia entre los aniones presentes en el agua subterránea con el nitrato por los sitios de intercambio aniónico.

Palabras clave: Lodos activados, biopelícula, zeolita, capacidad de intercambio aniónico.

Abstract: Groundwater pollution by nitrate NO_3^- is caused by infiltration of nitrogen fertilizers, cattle and discharges of untreated wastewater. The ingestion of NO_3^- above 50 mg/l by infants under the age may cause methaemoglobinaemia. This condition provokes a deficiency of oxygen transportation in the blood stream. Reactive permeable barriers (RPB) are a technology for pollutant attenuation in groundwater built perpendicular to the water flow in which geochemical reactions remove or stabilize the pollutant. In this study, two RPB were designed for this purpose. The first, a biological barrier (BB) for which four possible sources of microbial consortia based on activated sludge from wastewater treatment plants and from two different agricultural soils. From the performance in growth curves of the consortia and the NO_3^- removal, sludge was selected as the best of the evaluated consortia for NO_3^- removal. This consortium was multiplied and fixed as a biofilm on a porous material locally known as "tezontle", from volcanic origin. The second RPB was an anion exchange reactive barrier (BIA). For this, natural zeolite was physically and chemically conditioned with 0.1 M NaOH . The RPB was operated by providing 1.8 l/d of groundwater enriched with 100 mg/l of NO_3^- for 30 days. In laboratory, the BB had 80% removal efficiency while BIA only 35%. In the BIA competition of NO_3^- and anions present in groundwater for the anion exchange sites was identified.

Keywords: Activated sludge, biofilm, zeolite, anion exchange capacity.

1 Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Correo electrónico: dangelo.sandoval@gmail.com

2 Facultad de Ingeniería, UNAM. Correo electrónico: anasvega@unam.mx

3 Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Correo electrónico: ahansen@tlaloc.imta.mx

4 Facultad de Química, UNAM. Correo electrónico: rolandoga2000_a@yahoo.com

Introducción

La contaminación de aguas subterráneas con nitrato (NO_3^-) se reporta desde 1970 alrededor del mundo (OMS, 2011), relacionada con la oxidación microbiana (nitrificación) por el uso de fertilizantes nitrogenados, ganadería (Pastén *et al.*, 2014) y descargas de agua residual, así como a deposición atmosférica por lluvia ácida (Hsu *et al.*, 2016). Además, es un contaminante móvil que infiltra desde suelos hacia acuíferos (Montiel, 2015) y al no tender a adsorberse ni precipitarse como mineral, se acumula en el agua (Pacheco *et al.*, 2004). La ingesta prolongada de agua con NO_3^- en cantidades superiores al nivel máximo permisible de 50 mg/l (OMS, 2011) representa un riesgo para la salud de los niños menores de un año, por el desarrollo de metahemoglobinemia o síndrome de niño azul (Fewtrell, 2004; Martínez *et al.*, 2017). Al ingerir agua contaminada con NO_3^- , este se reduce a NO_2^- en la boca y, al ingresar a la corriente sanguínea, oxida al Fe_{2+} en la hemoglobina a Fe_{3+} , evitando que el oxígeno pueda unirse al primero.

Los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y adsorción son ineficientes en la remoción de NO_3^- , sin embargo, los procesos basados en intercambio iónico y tratamientos biológicos han mostrado elevadas eficiencias de remoción de NO_3^- (De Gennaro *et al.*, 2014), aunque se han utilizado principalmente como tratamientos *ex situ*. Una alternativa para atenuar la contaminación por NO_3^- en aguas subterráneas es el uso de BRP *in situ*, que consisten en sistemas en el subsuelo que generen un gradiente por donde pasa el agua y el contaminante se retiene, inmovilizado o convertido en una especie que no sea perjudicial a la salud (Powell *et al.*, 1998). En este trabajo se evalúa la eficiencia de remoción de NO_3^- mediante dos barreras reactivas permeables (BRP) una biológica y otra basada en el intercambio iónico, aplicables para uso en agua subterránea.

Materiales y métodos

El trabajo experimental fue desarrollado en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LISA), Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Para el desarrollo de la BB se evaluaron cuatro consorcios microbianos: i) lodos activados granulares de un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor por su sigla en inglés), ii) lodos activados de un reactor de tres fases Anaerobio-Anóxico-Aerobio (A-A-A) y dos profundidades del perfil de suelo agrícola de una chinampa de Xochimilco, Ciudad de México: iii) 20-30 cm y iv) 30-40 cm.

Se obtuvieron alícuotas de las muestras de lodos activados y de suelo, que se colocaron en solución de agua sintética sin oxígeno disuelto, simulando un solución nutritiva (164 mg/l KNO_3 , 31 mg/l KH_2PO_4 , 26 mg/l CaCl_2 , 0,68 mg/l MgSO_4 y 0,2 ml/l). Para determinar el crecimiento de los consorcios microbianos, se muestrearon periódicamente los cultivos y se determinaron: sólidos totales volátiles (STV), demanda química de oxígeno (DQO), concentración de NO_3^- , pH y Eh. De acuerdo con las curvas de crecimiento se seleccionó el consorcio que presentó mejores condiciones para la desnitrificación biológica y la formación de biopelícula. El consorcio seleccionado se multiplicó y se adhirió a un material poroso localmente conocido como "tezontle", de tamaño entre 20 y 50 mm. Para ello se recirculó el consorcio por 4 kg del tezontle colocado en un reactor de PCV de 1 m de altura y 10,2 cm de diámetro durante 30 d, determinando periódicamente los parámetros de STV, DQO, NO_3^- , pH y Eh.

Para el desarrollo de las BIA se utilizó un tectosilicato natural llamado zeolita clinoptilolita, que se cribó para obtener tamaños de partícula entre 0,5 y 2 mm. El material se lavó con agua destilada y se secó durante 24 h a 103 °C. Posteriormente se obtuvieron alícuotas del material lavado y secado y se equilibraron en una solución de NaOH (0,1 M) mediante agitación 150 r/min a 40 °C durante 24 h. Posteriormente, se lavó con agua desionizada para remover el exceso de NaOH, y se secó nuevamente a 103 °C durante 24 h. Para determinar la capacidad de intercambio aniónico (CIA) se obtuvieron alícuotas de la zeolita acondicionada que se equilibraron en 0,1 N HCl bajo agitación mecánica durante 1 h. Se titularon con una solución de 0,2 N NaOH las alícuotas condicionadas antes y después del tratamiento con HCl y la CIA fue determinada como la diferencia entre estos resultados.

Para el diseño de la BB se determinó el tiempo de retención hidráulica (θ) de acuerdo con Eckenfelder (1989), para lo cual se consideró la concentración de NO_3^- en el influente (S_0) y en el efluente (S) como parámetro de eficiencia de remoción, los sólidos volátiles suspendidos (X), la temperatura promedio (T), tasa de desnitrificación específica (U_{DN}), tasa de desnitrificación (U'_{DN}) y concentración de oxígeno disuelto (O_d) en el agua subterránea (Ecuaciones 1 y 2).

$$U'_{\text{DN}} = U_{\text{DN}} \times 1.09^{(T-20)}(1 - O_d) \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\theta [\text{d}^{-1}] = (S_0 - S)/U'_{\text{DN}} \times X \quad (\text{Ec. 2})$$

Para determinar la altura de la BB se consideró el reactor de PVC con 10,2 cm de diámetro. Además, se analizaron las conductividades hidráulicas (K_s), que tienen materiales de arena gruesa ($0,596 < d < 2$ mm), media ($0,250 < d < 0,596$ mm) y fina ($d < 0,250$ mm), para seleccionar las condiciones experimentales. Aplicando la ley de Darcy se determinó que el K_s de la arena fina es similar a la permeabilidad que se puede encontrar en un acuitardo superior de material no consolidado (Sen, 2015). Considerando el gasto (Q) que permite la arena seleccionada y el (θ) de la ecuación 2, se calculó la altura de la BB, despejando la Ecuación 3.

$$Q [\text{vol}/\text{tiempo}] = V/\theta \quad (\text{Ec. 3})$$

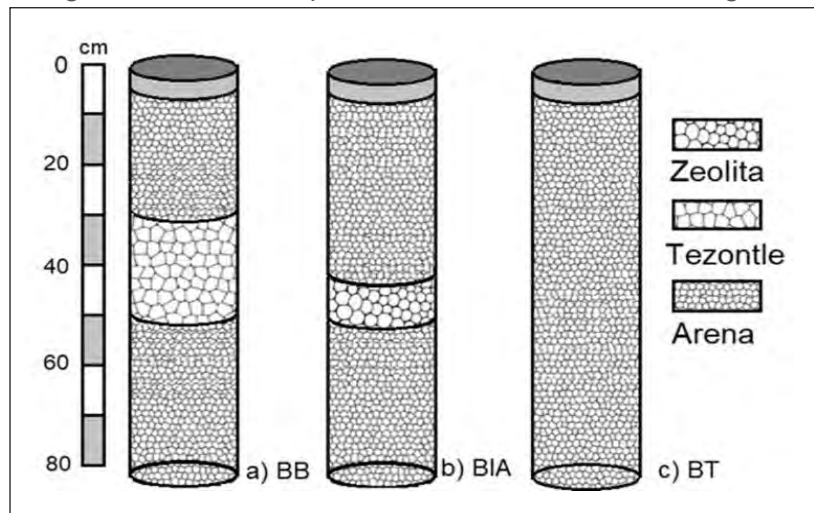
Para el diseño de la BIA se caracterizó el contenido de aniones presentes en el agua subterránea de un pozo ubicado en Ciudad Universitaria de la UNAM, así como la CIA de la zeolita acondicionada. Además, se consideró el Q utilizado para el diseño de la BB, el diámetro del reactor y el flujo másico de NO_3^- . Con lo anterior se determinó la altura de la BIA. En la Figura 1 se observa la configuración que tuvieron las BRP. Para realizar la comparación de las eficiencias de remoción de NO_3^- , se realizaron duplicados de cada reactor con los diferentes BRP, así como de un reactor testigo (BT), que no tiene BRP alguno. Con bomba peristáltica se suministró 1,8 l/d de agua subterránea enriquecida con NO_3^- a cada reactor, donde a la BB se agregó solución nutritiva.

Para la evaluación del proceso de remoción de nitrato por las barreras reactivas, se obtuvo la eficiencia de remoción (ER) como se describe en la Ecuación 4.

$$\text{ER} (\%) = (C_0 - C_f)/C_0 \times 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde C_0 es la concentración inicial y C_f , la concentración final de nitrato.

Figura 1. Diagrama de las BRP para la remoción de nitrato en agua subterránea

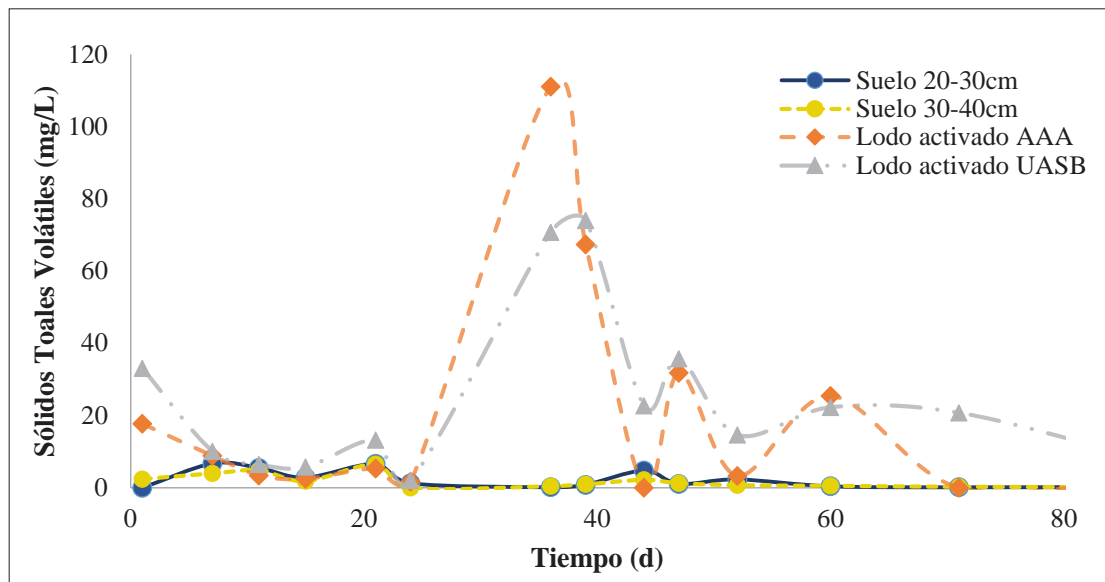


Fuente: Elaboración propia.

Resultados y discusión

Se encontró que los lodos activados alcanzaron STV de 110 mg/l en 30 d con crecimiento máximo a la cuarta semana (Figura 2), mientras que las muestras de suelo no superaron 20 mg/l de STV, aunque su máximo desarrollo se presentó alrededor de la tercera semana. Intervinieron, en esto, factores como pH, concentración de NO_3^- y la presencia de algunos compuestos que pueden resultar tóxicos para los consorcios (Rizvi *et al.*, 2015).

Figura 2. Cinética de crecimiento (STV) para selección del consorcio microbiano a utilizar en la BB



Fuente: Elaboración propia.

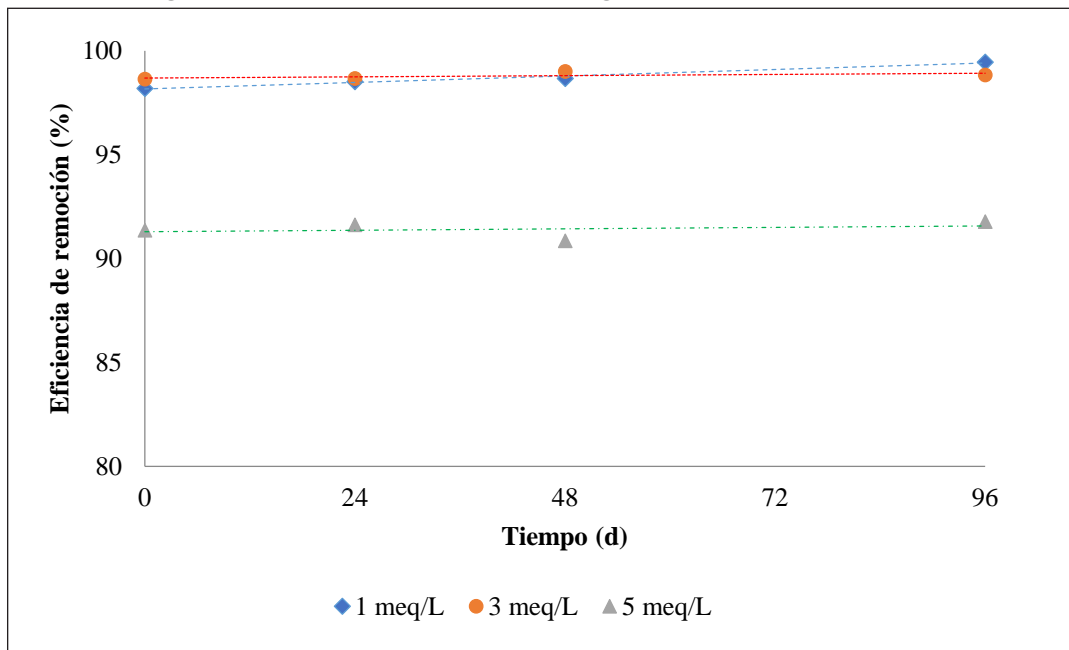
A nivel laboratorio, se han reportado periodos de desarrollo o aclimatación de consorcios microbianos hasta los 120 d, generando entre 50 y 3000 mg/l de STV (He *et al.*, 2016). En este estudio se encontró que el consorcio procedente de lodos del reactor UASB mantuvo las

condiciones óptimas de pH (Ovez, 2006) y de Eh (Brettar *et al.*, 2002) para la desnitrificación biológica, con pH entre 6,5 y 7 y Eh entre -50 y 0 mV, respectivamente, además de una remoción de DQO de 44%. El consorcio procedente del reactor A-A-A, presentó valores de STV, pH y Eh similares a los mostrados por el consorcio UASB; sin embargo, la remoción de NO_3^- fue menor (87%) en el reactor A-A-A mientras que en el consorcio UASB fue del 96%. Considerando lo anterior se seleccionó el consorcio UASB para la etapa de la formación de la biopelícula en la BB.

Las dimensiones de la BB se calcularon a partir de una ER esperada de NO_3^- de 70% (Gilbert *et al.*, 2008). Al considerar las Ecuaciones 1 y 2 se obtiene una $U_{DN} = 0,45$ y un $\theta = 20,5$ h. Para mantener la θ calculada, la altura de la BB (biopelícula adherida al tezontle) fue de 20 cm. Utilizando la ecuación de Darcy y tomando la K_s de la arena fina ($2,35 \times 10^{-4}$ m/s), se determinó que la BB se ubicaría posterior a una capa de 30 cm de arena fina para mantener la Q de 1,8 l/d. Por su parte, la zeolita acondicionada presentó una CIA de 0,94 meq/g. Con lo anterior, la altura de la BIA se calculó en 10 cm, basado en la concentración de aniones presentes en el agua subterránea (5,5 meq/l) y un flujo másico de 10,4 meq/l.

La CIA obtenida fue similar a la que se encuentra en resinas comerciales basadas en el intercambio de aniones como OH^- y Cl^- aniones (ResinTech, 2019). En una prueba batch (por lotes) se determinó la ER de NO_3^- en la zeolita acondicionada. En la Figura 3 se aprecia que la zeolita acondicionada remueve hasta el 98% del NO_3^- presente en una solución de entre 1 y 3 meq/l de NO_3^- . La eficiencia disminuye a mayor concentración de NO_3^- debido a la saturación de los sitios de intercambio iónico. Además, la remoción estuvo acompañada de un incremento en el pH de la solución, debido al intercambio que ocurrió con los iones OH^- .

Figura 3. Remoción de nitrato en 5 g de zeolita acondicionada

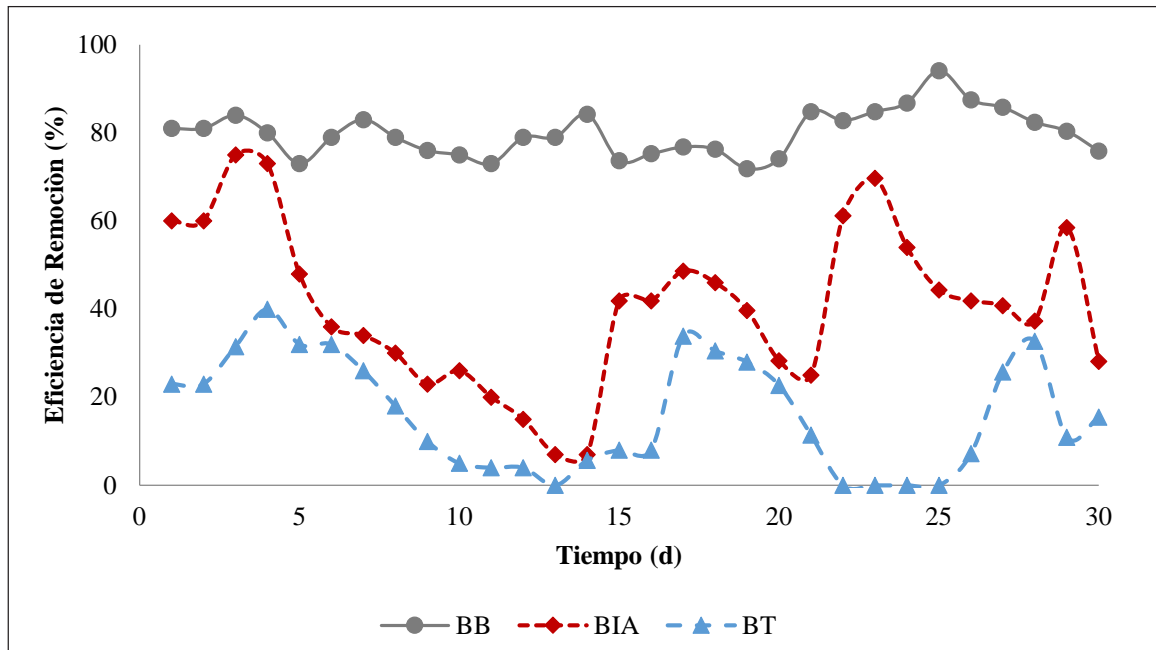


Fuente: Elaboración propia.

Al término del periodo de operación, la BB presentó mayor ER de NO_3^- , con una diferencia significativa ($\alpha = 0,05$), con respecto a la BIA y BT. El porcentaje promedio de remoción de la BB fue de 80%, mientras que para la BIA fue de 35% (Figura 4). A nivel laboratorio, se han encontrado

ER de NO_3^- en BRP de desnitrificación biológica entre un 44 y 93% (Hunter, 2002) y entre 73 y 96% (Gilbert *et al.*, 2008).

Figura 4. Remoción de nitrato en agua subterránea. Se realizaron cambios de la BIA los días 10, 17, 22 y 28 del experimento



Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a la eficiencia mostrada por la zeolita acondicionada, los valores de ER fluctuaron de acuerdo con los cambios de la BIA, que se realizaron los días 10, 17, 22 y 28 de la evaluación. La pérdida de eficiencia de la BIA se puede atribuir a dos factores. El primero es la presencia de aniones muy solubles en el agua subterránea tales como bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) y Cl^- , que compiten con NO_3^- por el intercambiador aniónico. De acuerdo con Samatya *et al.* (2006), la presencia de estos aniones aumenta la competencia por los sitios de intercambio. Asimismo, en mediciones realizadas en el agua subterránea de la Ciudad Universitaria durante el periodo de investigación, se encontraron variaciones en las concentraciones de aniones, principalmente de HCO_3^- y de NO_3^- , que parcialmente pueden explicar estas variaciones. Como segundo factor, al analizar la zeolita por difracción de Rayos X (DRX), se encontró que la composición del material comercial utilizado corresponde únicamente a 50% de zeolita natural tipo clinoptilolita, el otro 50% se constituye por calcita ($43 \pm 2,65\%$) y cuarzo ($5 \pm 3\%$), respectivamente. Estos minerales no contribuyen con sitios de intercambio iónico. En cuanto al tratamiento testigo fue posible observar una ER de hasta un 40%, debido a que la arena utilizada presentó una CIA de 0,082 meq/g que, combinado con las dimensiones del reactor, proporcionaron hasta 332,18 meq de CIA. No obstante, los días 13, 23-25 de evaluación, se obtuvieron concentraciones de NO_3^- en la salida del BT por encima de las aportadas en la entrada al sistema, por lo que se supone que, en estos momentos al saturarse los sitios, hubo liberación del NO_3^- . La aplicación de una barrera permeable biológica con dimensión de 1 m³ permitiría tratar 1,2 m³ de agua subterránea por día, removiendo 80 mg/l de nitrato, operando al menos durante 30 días. Por otro lado, una barrera de intercambio aniónico de la misma dimensión removería 35 mg/l de nitrato en el mismo flujo de agua durante máximo seis días.

Conclusiones

Se comprobó que una barrera reactiva biológica en ausencia de oxígeno disuelto es más eficiente para realizar un proceso de desnitrificación en agua subterránea debido al desarrollo de microorganismos específicos para la remoción de nitrato, en comparación con una barrera de zeolita natural acondicionada, que se satura por la concentración de aniones presentes en el agua subterránea.

La menor eficiencia de la barrera de intercambio aniónico se atribuye a la competencia entre nitrato y otros aniones del agua subterránea por los sitios de intercambio aniónica (IA) en la zeolita acondicionada, así como al contenido de minerales con baja capacidad de IA tales como cuarzo y calcita, que influye en el corto periodo de operación efectiva antes de su saturación.

Reconocimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-SENER CVU 780094) y a la Oficina de Asuntos Internacionales y Cooperación Externa de la Universidad de Costa Rica, por el financiamiento otorgado.

Referencias bibliográficas

- Brettar, I.; Trémolieres, M.; Sánchez, J. M. (2002). "Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain - correlation with redox potential and organic matter". *Hydrobiologia*. 469 (1): 11- 21.
- De Gennaro, B.; Catalanotti, L.; Bowman, R.; Mercurio, M. (2014). "Anion exchange selectivity of surfactant modified clinoptilolite-rich tuff for environmental remediation". *Journal of Colloid and Interface Science*. 430 (1) 178-183.
- Eckenfelder, W. (1989). *Industrial Water Pollution Control*. United State: McGraw Hill Book Company. 400 p.
- Fewtrell, L. (2004). "Drinking water nitrate, methamoglobinemia and global burden of disease: a discussion". *Environmental Health Perspective*. 112 (14) 1371-1374.
- Gilbert, O.; Pomierny, S.; Rowe, I.; Kalin, R. (2008). "Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB)". *Bioresource Technology*. 99 (16): 7587-7596.
- He, Q.; Feng, C.; Peng, T.; Chen, N.; Hu, Q.; Hao, C. (2016). "Denitrification of synthetic nitrate-contaminated groundwater combined with rice washing drainage treatment". *Ecological Engineering*. 95 (2016) 152-159.
- Hsu, Y.; Bytnerowicz, A.; Fenn, M.; Percy, K. (2016). "Atmospheric dry deposition of sulfur and nitrogen in the Athabasca oil sands region, Alberta, Canada". *Science of the total Environment*. 568 (1) 285-295.
- Hunter, W. (2002). "Bioremediation of Chlorate or Perchlorate Contaminated water using Permeable Barriers Containing Vegetable Oil". *Current Microbiology*. 45 (1) 287-292.
- Martínez de Zabarte, J. M.; García, J. P.; Domínguez, M. (2017). "Metahemoglobinemia en lactantes mayores de un año". *Medicina Clínica*. 88 (6) 335-340.

- Montiel, S. (2015). *Comportamiento hidrogeoquímico del nitrato en el agua subterránea de la zona suroeste de la cuenca de México*. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. 136 p.
- Organización Mundial de la Salud - OMS (2011). *Nitrate and nitrite in drinking water*. World Health Organization. Geneva. 31 p.
- Ovez, B. (2006). "Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra* and *Gracilaria verrucosa* as carbon source". *Process Biochemistry*. 41 (6) 1289-1295.
- Pacheco, J.; Cabrera, A.; Pérez, R. (2004). "Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México". *Ingeniería*. 8 (2) 165- 179.
- Pastén, E.; Ledesma, R.; Harter, T.; Ramírez, A.; Mahlkecht, J. (2014). "Assessment of sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area by using a multi-tracer approach". *Science of the Total Environment*. 470-471 (1) 855- 864.
- Powell, R.; Blowes, D.; Gillham, R.; Schultz, D.; Sivavec, T.; Puls, R.; Vogan, J.; Powell, P. (1998). *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation*. United States Environmental Protection Agency. Washington DC. 102 p.
- ResinTech (2019). Ion Exchange. [en línea]. Disponible en: <https://www.resintech.com/products/mixed-bed-resins>. [consultado julio 8, 2019]
- Rizvi, H.; Ahmad, N.; Abbas, F.; Hussain, I.; Yasar, A.; Ali, S.; Yasmeen, T.; Riaz, M. (2015). "Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance". *Arabian Journal of Chemistry*. 8 (6) 780 -786.
- Samatya, D.; Kabay, N.; Yüksel, Ü.; Arda, M.; Yüksel, M. (2006). "Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins". *Reactive & Functional Polymers*. 66 (11) 1206-1214.
- Sen, Z. (2015). *Practical and applied hydrogeology*. Elsevier Inc. 1st Ed. Oxford. 209 -278 p.

Métodos para evaluación y propuesta de control de la eutroficación en cuerpos de agua

Methods for Evaluation and Proposal of Eutrophication Control in Water Bodies

Abel A. Ruiz Castro¹ y Anne M. Hansen²

Resumen: En México, al menos 50% de los lagos y embalses se clasifican como eutróficos (Conagua, 2019). Es decir, presentan elevada acumulación de nutrientes como fósforo (P) y nitrógeno (N), resultando en condiciones indeseables de calidad y limitando los potenciales usos del agua. Existen diferentes métodos para recuperar lagos y embalses eutrificados, los que también se enfocan en el control de cargas externas e internas de nutrientes. Los balances de masa representan herramientas indispensables para dimensionar estos métodos. En este trabajo se examinan métodos para evaluación y control de cargas externas e internas de nutrientes en cuerpos de agua con la finalidad de proponer las estrategias de saneamiento más adecuadas. Se presentan dos estudios de caso. Uno sobre la futura presa El Arcediano, México, en el que se formularon estrategias de prevención y control de la eutroficación mediante elaboración de inventarios de emisión, modelación de la carga externa y evaluación de escenarios para su control. El otro caso presentado fue la evaluación de cargas externa e interna en la presa Valle de Bravo, México, donde se realizaron balances de masas de nutrientes y demanda de oxígeno para dimensionar diferentes métodos de control de la eutroficación. Se concluye que es necesario considerar las cargas tanto externa como interna para el saneamiento de cuerpos de agua y que la carga interna de nutrientes hace indispensable la aplicación de tecnologías dentro de los cuerpos de agua.

Palabras clave: Cargas de nutrientes, eutroficación, modelación, balance de masas, evaluación de escenarios, dimensionamiento.

Abstract: At least 50% of Mexican lakes and reservoirs are eutrophied, which means that they present accumulation of nutrients such as phosphorus (P) and nitrogen (N), leading to undesirable water quality conditions that limit the potential uses of these water bodies. There exist different methods to recover eutrophied lakes and reservoirs, which focus on the control of external and internal nutrient loads. Mass balances represent essential tools for dimensioning such methods. This paper examines methods for evaluation and control of external and internal nutrients loads in water bodies in order to propose the most adequate sanitation strategies. Two case studies are presented. One of these for the future El Arcediano dam, Mexico, for which eutrophication prevention and control strategies were formulated through the elaboration of emission inventories, modelling of the external nutrient loads and evaluation of control scenarios. The other case was the evaluation of both external and internal loads in the Valle de Bravo dam, Mexico, where nutrients and oxygen demand mass balances were developed and different eutrophication control strategies were dimensioned. It is concluded that it is necessary to consider both external and internal nutrient loads for the eutrophication control in water bodies and that internal nutrient loads make necessary the application of in-lake technologies.

Keywords: Nutrient loads, Eutrophication, Modelling, Mass balance, Scenario evaluation

1 Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Correo electrónico: abruca24@hotmail.com

2 Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Correo electrónico: ahansen@tlaloc.imta.mx.

Introducción

La eutroficación es un problema de contaminación del agua que se observa a nivel mundial. Las estadísticas indican que en Estados Unidos el 65% de los estuarios presenta esta condición (Bricker *et al.*, 2008) mientras que, analizando los resultados de calidad del agua en lagos y embalses en México (CONAGUA, 2019), se observa que al menos 50% de estos cuerpos de agua se clasifican como eutróficos. Esto es, que presentan una elevada acumulación de los nutrientes fósforo (P), nitrógeno (N) o ambos, condición que puede ocasionar incrementada producción primaria, florecimiento de algas tóxicas, disminución de oxígeno disuelto y otros cambios indeseables en calidad del agua (Cooke *et al.*, 2005). En consecuencia, se ven afectados los usos a los que se destina el agua, tales como recreación, vida acuática, agropecuario y como fuente de abastecimiento de agua.

Los cuerpos de agua reciben cargas de nutrientes provenientes de fuentes externas e internas. La carga externa (CE) se refiere a nutrientes provenientes de emisiones de fuentes puntuales de agua residual y de fuentes difusas de escurrimientos urbanos, agrícolas, pecuarios y de otros usos de suelo, situadas en las cuencas hidrológicas. La carga interna (CI) de nutrientes se refiere a los aportes de N y P que son liberados de sedimento depositado o de partículas suspendidas en los cuerpos de agua, haciendo disponibles estos nutrientes para el crecimiento de algas y bacterias (Nürnberg, 1994). Diversos procesos tales como la disolución reductiva de sustratos de hierro y manganeso durante condiciones anaerobias (Márquez Pacheco *et al.*, 2013) y mineralización microbiana de materia orgánica, favorecen la liberación de nutrientes al agua (Jensen y Andersen, 1992).

Existen diferentes métodos para recuperar lagos y embalses eutrofificados y mejorar la calidad del agua para diferentes usos. Estos métodos se enfocan en la aplicación de tecnologías que actúan ya sea dentro y/o fuera del cuerpo de agua. Para selección y dimensionamiento de las tecnologías más apropiadas, es indispensable analizar la problemática específica que causa la eutroficación, así como conocer el balance de nutrientes en el cuerpo de agua. En este trabajo se examinan diferentes tecnologías para evaluación y control de la eutroficación en cuerpos de agua con el fin de proponer las estrategias de saneamiento más adecuadas.

Métodos

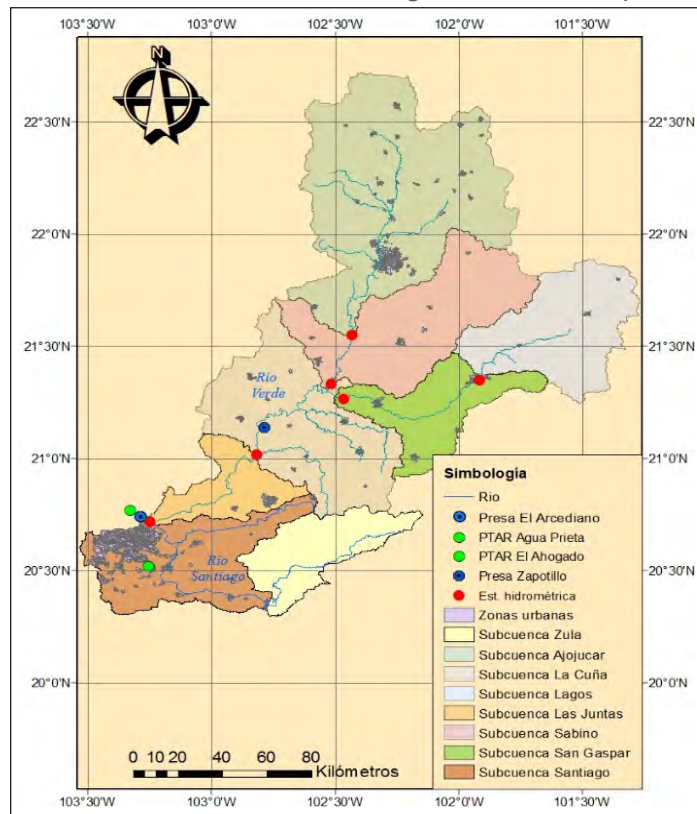
A continuación, se describen las tecnologías aplicadas para evaluación y propuesta de control de la eutroficación en dos cuerpos de agua en México.

- Futura presa El Arcediano. Evaluación de cargas externas de nutrientes y propuestas para su control en la cuenca hidrológica.
- Presa Valle de Bravo. Evaluación de los balances de masa de fósforo y demanda de oxígeno, cargas externa e interna para dimensionamiento de métodos de control de la eutroficación.

Futura presa El Arcediano

Mediante aplicación de un inventario de emisiones de N y P y un modelo de transporte de nutrientes en cuencas hidrológicas, Ruiz Castro *et al.* (2017) evaluaron la carga externa de estos nutrientes en la cuenca de la Presa El Arcediano que, una vez construida, abastecerá de agua potable a la población de la zona metropolitana de Guadalajara, México. La cuenca de la presa El Arcediano tiene un área aproximada de 25.568 km² incluyendo las subcuencas de los ríos Verde y Santiago (Figura 1).

Figura 1. Delimitación de la cuenca hidrológica de la futura presa El Arcediano



Fuente: Ruiz Castro et al., 2017.

Estos ríos acarrean importantes cargas de N y P debido a las actividades antropogénicas en las subcuencas y las presas construidas sobre estos ríos presentan eutroficación (Hansen y Corzo Juárez, 2011).

Los modelos de transporte de nutrientes en cuencas hidrológicas incorporan variables que influyen en el transporte reactivo de nutrientes, desde la emisión hasta su destino final. Estas variables incluyen propiedades biogeoquímicas e hidrológicas de la cuenca, así como emisiones contaminantes por usos de suelo y por descargas directas, y su transporte y atenuación natural en agua y suelo, permitiendo así evaluar la magnitud de las cargas de nutrientes en las desembocaduras de las cuencas. Estos modelos constituyen herramientas indispensables en la formulación de acciones de control de nutrientes (Kroeze *et al.*, 2012). Para este caso de estudio, se seleccionó el modelo NEWS2 (Global Nutrient Export from WaterSheds) desarrollado por Mayorga *et al.* (2010), que evalúa las cargas de nutrientes en forma tanto disuelta como particulada, orgánica e inorgánica, en las desembocaduras de cuencas hidrológicas.

Ruiz Castro *et al.* (2017) describen las metodologías aplicadas para obtención de datos de entrada al modelo aplicado a la cuenca de la presa El Arcediano. Los resultados de la modelación fueron verificados con resultados de cargas de P y N calculadas con base en mediciones de concentraciones de estos nutrientes y gastos obtenidos en el río. Asimismo, para valorar el impacto de la carga externa en la desembocadura de la cuenca de la presa El Arcediano, aplicando los límites establecidos por OECD (1982) y CEPIS (2001), se determinó el intervalo aceptable de cargas de N y P a la presa, que permite concentraciones de estos nutrientes en agua correspondientes al nivel mesotrófico. Finalmente, se examinaron los escenarios para control de emisiones, que se presentan en la Tabla 1 y la correspondiente reducción en cargas de nutrientes que llegarían a la desembocadura de la cuenca de la presa El Arcediano.

Tabla 1. Escenarios de control de carga externa de nutrientes en la desembocadura de la cuenca de la presa El Arcediano

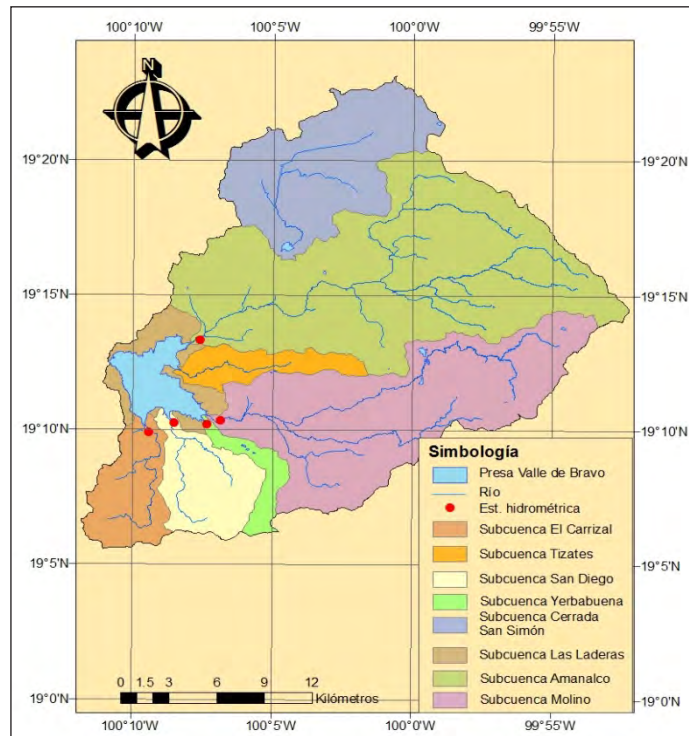
Número	Escenario
1	Retención de nutrientes en una presa localizada aguas arriba de la presa El Arcediano y extracción de 3,8 m ³ /s de agua fuera de la cuenca
2	Aumento en la eficiencia de remoción de N y P de 40-45% a 80-90%, respectivamente, en la planta de tratamiento El Ahogado, localizada aguas arriba de la presa El Arcediano
3	Reducción de 50% de las emisiones por desechos pecuarios en toda la cuenca El Arcediano
4	Continuar desviando fuera de la cuenca 1,5 m ³ /s de agua residual
5	Combinación de escenarios 1, 2, 3 y 4
6	Combinación de 1, 2, 3 y 4 más retención de nutrientes por sedimentación en la presa

Fuente: Ruiz Castro, 2018: 201.

Presa Valle de Bravo

La presa Valle de Bravo es un embalse eutrófico con área aproximada de 1.680 ha y volumen de almacenamiento de 328 millones de m³. La cuenca hidrológica tiene un área de 615 km² y se compone por ocho subcuencas (Figura 2). La condición eutrófica de este embalse compromete su uso como fuente importante de abastecimiento de agua para la zona metropolitana de la Ciudad de México.

Figura 2. Delimitación de la cuenca hidrológica de la presa Valle de Bravo



Fuente: Ruiz- Castro *et al.*, 2017

Balance de masa de fósforo

Fósforo es el nutriente limitante para el crecimiento de biomasa en la presa Valle de Bravo y, por tanto, los métodos para control de la eutroficación se enfocan en este nutriente. Márquez Pacheco *et al.* (2013) determinaron la dinámica anual de P en el embalse y con esta información dimensionaron el control de la eutroficación considerando la aplicación de Phoslock®, un adsorbente altamente selectivo para este nutriente (Afsar y Groves, 2009).

Para ello desarrollaron el balance de P para la presa (Ec. 1), considerando dos escenarios: (i) carga externa actual y (ii) carga externa reducida.

$$\Delta P = CE + CI - P_{ext} - P_{sed} - ([P] - LM) V \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde

- ΔP = variación de P en el agua (t/año)
- CE = carga externa de P (t/año)
- CI = carga interna de P (t/año)
- P_{ext} = P extraído como biomasa o disuelto en agua (t/año)
- P_{sed} = P sedimentado (t/año)
- $[P]$ = concentración inicial de P en agua (mg/l)
- LM = límite de P para agua mesotrófica (mg/l)
- V = volumen de agua en la presa (Mm³)

Balance de masa de demanda de oxígeno

Otro método que permite controlar la eutroficación en cuerpos de agua es la oxigenación hipolimnética, que consiste en el suministro y la disolución de oxígeno en el fondo de cuerpos de agua (Beutel y Horne, 1999), que es más eficiente a mayor profundidad y menor temperatura. El oxígeno reacciona con donadores de electrones en la interfaz agua-sedimento, causando la disminución en demanda de oxígeno y la formación de sustratos oxidados de hierro y manganeso, que actúan como adsorbentes de P, controlando así la carga interna de este nutriente. Con la finalidad de determinar la dinámica de oxígeno y su demanda en la presa Valle de Bravo y así dimensionar el control de la eutroficación mediante oxigenación hipolimnética, Hansen *et al.* (2017) desarrollaron la ecuación que describe el balance de oxígeno en cuerpos de agua (Ec. 2). Los mismos autores describen la metodología para obtención de cada término del balance de oxígeno y su demanda y aplican la ecuación para dimensionar el saneamiento del embalse mediante oxigenación hipolimnética. Considerando las condiciones de temperatura y presión en el fondo de la presa Valle de Bravo, suponen que un sistema de oxigenación hipolimnética instalado en el fondo de la presa puede disolver aproximadamente 6 t/día o 2,190 t/año de oxígeno (Alex Horne, comunicación personal, 2015).

$$DO_{fin} = DO_{ini} + DO_{sed} + DO_{CE} - DO_{ext} - OD_{nat} + OD_{SOH} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde

DO_{fin} = demanda de oxígeno en el hipolimnio al término de un periodo de tiempo

DO_{ini} = demanda de oxígeno en el hipolimnio al inicio de un periodo de tiempo

DO_{ext} = demanda de oxígeno extraída del cuerpo de agua

DO_{sed} = demanda de oxígeno en el sedimento

DO_{CE} = demanda de oxígeno por carga externa de nutrientes

OD_{nat} = oxígeno disuelto suministrado por fotosíntesis e interacción con atmósfera

OD_{SOH} = oxígeno disuelto suministrado por sistema de oxigenación hipolimnética

Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para cargas externas de nutrientes que llegarán a la futura presa El Arcediano, México, y se evalúan diferentes escenarios para su control. Asimismo, se presentan los resultados de cargas externa e interna de nutrientes en la presa Valle de Bravo, México, los balances de masas de nutrientes y de demanda de oxígeno y sus aplicaciones para dimensionar los usos de diferentes tecnologías para controlar la eutroficación en este embalse.

Futura presa El Arcediano

A partir del inventario de fuentes emisoras de P y N en la cuenca hidrológica de la futura presa El Arcediano, Ruiz Castro *et al.* (2017) estimaron emisiones totales de 148.500 t/año de N y 53.240 t/año de P, siendo la ganadería y las descargas de agua residual doméstica, las fuentes con mayor emisión. Aplicando el modelo NEWS2, estos autores reportan que se atenúa la mayor parte de estas emisiones, siendo transportado solo 1,6% de P y 3,6% de N a la desembocadura de la cuenca. Se puede explicar la elevada retención de nutrientes en la cuenca por la acumulación de estos en suelo y presas construidas sobre los ríos Verde y Santiago. Con base en curvas de retención de nutrientes en cuerpos de agua en función de los tiempos de residencia hidráulica (Beusen *et al.*, 2005; Dumont *et al.*, 2005; Harrison *et al.*, 2005), Ruiz Castro (2018) encontró retenciones de 85% de P y 30% de N en las presas.

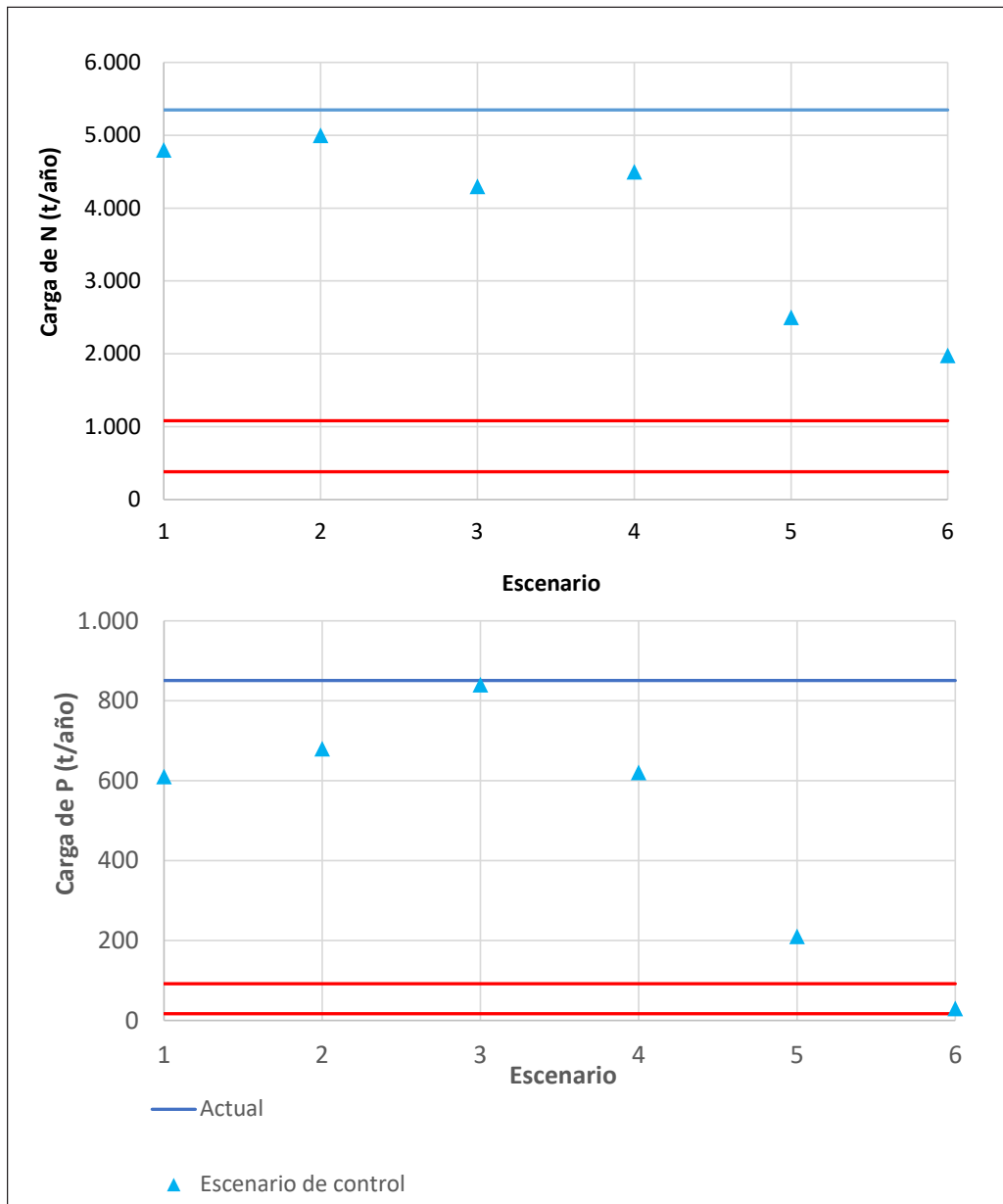
De acuerdo con Ruiz Castro (2018) y Jayme-Torres y Hansen (2018), las cargas de nutrientes obtenidas con el modelo NEWS2 en los ríos se encontraron dentro de la variabilidad de los resultados observados mediante monitoreo de gastos y concentración de contaminantes.

No solo la magnitud, sino también la forma de emisión de los nutrientes influye en su transporte en la cuenca. De esta manera, aunque la ganadería representa mayor emisión, es baja su contribución a la carga de nutrientes en la desembocadura del río, dado que se retiene más por ser depositado en el suelo, mientras que la emisión de agua residual se retiene menos por descargarse directamente a los ríos (Jayme-Torres y Hansen, 2018).

Como se observa en la Figura 3, Ruiz Castro (2018) estima que las cargas actuales de P y N sobrepasan los intervalos recomendados para cuerpos de agua mesotrófica. En la misma figura se muestran los resultados de escenarios de control de N y P, observándose que, para controlar la

eutroficación en la futura presa El Arcediano, se deben combinar todas las medidas de reducción de emisiones y considerar la retención de nutrientes en la misma presa (Tabla 1) para alcanzar cargas de P que aseguren agua mesotrófica. Se observa también que, aun implementando estas medidas, N no alcanza la carga límite para agua mesotrófica. Estos resultados dan directrices para la formulación de una estrategia completa e integral, que debe implementarse en su totalidad para prevenir y controlar las cargas de P, permitiendo así controlar el crecimiento excesivo de algas en la futura presa El Arcediano.

Figura 3. Cargas de nitrógeno y fósforo en la desembocadura de la cuenca de la futura presa El Arcediano, bajo los escenarios de control descritos en la Tabla 1



Fuente: Ruiz Castro, 2018.

Presa Valle de Bravo

Balance de masa de fósforo

Márquez-Pacheco *et al.* (2013) reportan las cantidades anuales de carga externa, extracción, acumulación y carga interna de P en la presa Valle de Bravo. Con esta información y aplicando la Ec. 1, los mismos autores dimensionaron el control de la eutroficación mediante aplicación de adsorbente selectivo de P en agua y sedimento, bajo diferentes escenarios de aplicación y de carga externa (Tabla 2).

Tabla 2. Cantidad requerida de adsorbente y frecuencias de aplicación para el control de P en la presa Valle de Bravo

Escenario	Aplicación de adsorbente		
	Agua (t)	Sedimento (t)	Total (t)
<i>CE estimada por Villanueva Beltrán (2011)</i>			
Primera aplicación anual	1.998	9.288	11.286
Aplicaciones futuras anuales	431	1.592	2.023
Primera aplicación quinquenal	1.998	19.968	21.966
Aplicaciones futuras quinquenales	431	10.681	11.112
<i>Con 36% reducción de CE</i>			
Primera aplicación anual	1.480	5.944	7.424
Aplicaciones futuras anuales	0	1.019	1.019
Primera aplicación quinquenal	1.480	12.780	14.260
Aplicaciones futuras quinquenales	0	6.836	6.836

Fuente: Márquez-Pacheco *et al.*, 2013.

El escenario con carga estimada para el año 2011 muestra que se requiere una primera aplicación de 11.286 t de adsorbente selectivo y reaplicaciones anuales de 2.023 t cada año. Con aplicaciones quinquenales, la cantidad inicial sería de 21.966 t con reaplicaciones quinquenales de 11.112 t. Por su parte, el escenario que involucra 36% reducción de la CE de P sugiere menores aplicaciones iniciales y la necesidad de solo controlar cargas internas en futuras aplicaciones (Márquez Pacheco *et al.*, 2013).

Balance de masa de demanda de oxígeno

Hansen *et al.* (2017) reportan las demandas de oxígeno en agua y sedimento, por carga externa, por extracción y las entradas naturales de oxígeno disuelto por fotosíntesis y disolución, así como suministro de oxígeno con sistemas de oxigenación hipolimnética en la presa Valle de Bravo. Con esta información, dimensionaron el control de la eutroficación mediante aplicación de estos sistemas, especificando el número de oxigenadores y tiempo requerido para obtener y mantener exceso de oxígeno disuelto en el hipolimnio, bajo diferentes escenarios de carga externa de demanda de oxígeno (Tabla 3).

Tabla 3. Número de oxigenadores y tiempo requerido para obtener y mantener exceso de oxígeno disuelto en el hipolimnio de la presa Valle de Bravo, con y sin reducción de carga externa

Número de oxigenadores	Carga externa de demanda de oxígeno (t/año)	Tiempo requerido (años)
1	65,9	20
	48,5	10
2	65,9	6
	48,5	5
3	65,9	4
	48,5	3

Fuente: Hansen, 2018.

Con base en estos resultados, Hansen (2018) recomienda la instalación y operación de dos oxigenadores durante tiempo completo por seis años. En este escenario y suponiendo que la carga externa estimada en 2011 no ha incrementado, se obtendría suficiente oxígeno disuelto en el hipolimnio a partir de seis años con dos oxigenadores operando tiempo completo. Con carga reducida, este tiempo disminuye a cinco años. Con un solo oxigenador, estos tiempos incrementan a veinte y diez años, respectivamente, con los escenarios de CE estimada para 2011 y CE reducida. Asimismo, dado que los tiempos de oxigenación no se reducen notablemente con tres oxigenadores en lugar de dos, no se recomienda esta opción.

La ventaja de aplicación de adsorbente es que actúa más rápidamente que la oxigenación; sin embargo, se requiere realizar aplicaciones continuas mientras sigue habiendo carga externa. El rendimiento de la oxigenación es mucho más lento que el uso de adsorbente y, además, se debe asegurar que existe suficiente hierro en el sistema para formar sustrato adsorbente de P. Sin embargo, se prevé que, una vez que se alcanza exceso de oxígeno en el sistema, con suficiente aplicación de oxígeno se podrá tener agua de fondo oxigenada durante todo el año. Estos resultados sugieren que una combinación de adsorbente de P y oxigenación hipolimnética puede ofrecer la mejor solución general para el control de la eutroficación en la presa Valle de Bravo.

Conclusiones

En este trabajo se examinan métodos para evaluación y control de la eutroficación en cuerpos de agua, con la finalidad de proponer las estrategias de saneamiento más adecuadas. Se describen dos estudios de caso donde el primero expone la elaboración de inventarios de emisión, modelación de carga externa de nutrientes y evaluación de escenarios de control para la formulación de estrategias de prevención y control de nutrientes en la futura presa El Arcediano, México. El segundo estudio muestra metodologías para dimensionar tecnologías de control de la eutroficación en la presa Valle de Bravo, México, a partir de evaluaciones de cargas externa e interna, desarrollo y aplicación de balances de masa de P y de demanda de oxígeno, así como evaluación de escenarios de reducción de carga externa.

Los estudios de caso presentados en este trabajo nos llevan a concluir que las estrategias de saneamiento más adecuadas se enfocan no solo en el control de la carga externa sino también en el de la carga interna, por lo que se vuelve indispensable la aplicación de tecnologías de control dentro de los cuerpos de agua.

Agradecimientos

A la UNESCO, por la oportunidad de divulgación de estos resultados en el seminario “Hacia una gestión sostenible del agua en América Latina y el Caribe: intercambio de experiencias de métodos para conservar, aumentar la disponibilidad y mejor la eficiencia del uso del agua” (Lima, Perú, 5-6 de agosto, 2019). A Suhaila Díaz Valencia, por revisar y aportar comentarios a este trabajo.

Referencias bibliográficas

- Afsar, A.; Groves, S. (2009). Comparison of P-inactivation efficacy and ecotoxicity of alum and Phoslock. PWS Report Number IR 015/09, 2009. Phoslock Water Solutions. Disponible en: http://www.phoslock.eu/media/7401/Comparison_of_P-inactivation_efficacy_and_ecotoxicity_of_Alum_and_Phoslock_July_2009.pdf Última consulta: 15 de julio, 2019.
- Beusen, A. H. W.; Dekkers A. L. M.; Bouwman A. F.; Ludwig W. y Harrison J. A. (2005). “Estimation of global river transport of sediments and associated particulate C, N and P”. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 19, pp. 1-17.
- Beutel, M. W.; Horne, A. J. (1999). “A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality”. *Lake and Reservoir Management*, Vol. 15, pp. 285-297.
- Bricker, S. B.; Longstaff, B.; Dennison, W.; Jones, A.; Boicourt, K.; Wicks, C.; Woerner I. (2008). “Effects of nutrient enrichment in the nation’s estuaries: a decade of change”. *Harmful Algae*, Vol. 8, Núm. 1, pp. 21-32.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria - CEPIS (2001). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Lima: Organización Panamericana de la Salud.
- Cooke, G. D.; Welch, E. B.; Peterson, S.; Nichols, S. A. (2005). *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Tercera edición, USA: CRC press.
- Comisión Nacional del Agua - CONAGUA (2019). Calidad del agua en México. Disponible en: www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua
- Dumont, E.; Harrison, J. A.; Kroeze, C.; Bakker E. J.; Seitzinger, S. P. (2005). “Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: results from a spatially explicit, global model”. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 19, Núm. 2, pp. 1-13.
- Hansen, A. M.; Corzo Juárez, C. (2011). “Evaluation of the pollution of hydrological river basins: priorities and needs”. En: *Water Resources in Mexico. Scarcity, degradation, stress, conflicts, management, and policy, Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace*. U. Oswald Spring ed. 201-215 p.
- Hansen, A. M. (2018). “Approaches for eutrophication control in a Mexican reservoir”, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 34 Proceedings: 6th International Symposium on Sediment Management San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, p. 29-34.

- Hansen, A. M.; Hernández-Martínez, C.; Falcón-Rojas, A. (2017). "Evaluation of eutrophication control through hypolimnetic oxygenation", *Procedia Earth and Planetary Science*, Vol. 17, pp. 598-601.
- Harrison, J. A.; Seitzinger, S. P.; Bouwman, A. F.; Caraco, N. F.; Beusen A. H. W.; Vorösmarty, C. (2005). "Global distribution and sources of dissolved inorganic phosphorus export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model". *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 19, Núm. 2, pp. 1-15.
- Jayme-Torres, G.; Hansen, A. M. (2018). "Nutrient loads in the river mouth of the Río Verde basin in Jalisco, Mexico: how to prevent eutrophication in the future reservoir?". *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-017-0334-2, Vol. 25, pp. 20497-20509.
- Jensen, H. S.; Andersen, F. O. (1992). "Regeneration of inorganic phosphorus and nitrogen from decomposition of seston in a freshwater sediment". *Hydrobiologia*, Vol. 228, pp. 71-81.
- Kroeze, C.; Bouwman, L.; Seitzinger, S. (2012). "Modeling global nutrient export from watersheds". *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Vol. 4, Núm. 2, pp. 195-202.
- Márquez-Pacheco, H.; Hansen, A. M.; Falcón-Rojas, A. (2013). "Phosphorous control in a eutrophied reservoir". *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-013-1701-2, Vol. 20, pp. 8446-8456.
- Mayorga, E.; Seitzinger, S. P.; Harrison, J. A.; Dumont, E.; Beusen A. H. W.; Bouwman, A. F.; Fekete, B. M.; Kroeze, C.; Van Drecht, G. (2010). "Global nutrient export from watersheds 2 (NEWS 2): model development and implementation". *Environmental Modelling and Software*, Vol. 25, pp. 837-8.
- Nürnberg, G. K. (1994). "Phosphorus release from anoxic sediments: what we know and how we can deal with it". *Limnética*, Vol. 10, Núm. 1, pp. 1-4.
- Organisation for Economic Cooperation and Development - OECD (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. París.
- Ruiz Castro, A. A. (2018). *Evaluación de cargas de fósforo y nitrógeno en el sitio de la presa El Arcediano y propuesta para su control*. Tesis de maestría, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Disponible en: <http://oreon.dgbiblio.unam.mx/F?RN=109335033>.
- Ruiz-Castro, A. A.; Hansen, A. M.; Jayme-Torres, G. (2017). "Evaluación de cargas de P y N en la presa El Arcediano en Jalisco". XXVII del Congreso Nacional de Geoquímica (INAGEQ), artículo *in extenso*, pp. 244. Disponible en: <http://congresosgeoquimica.ipicyt.edu.mx/>
- Villanueva Beltrán, J. T. (2011). *Evaluación de la carga externa de fósforo y nitrógeno en la presa Valle de Bravo y propuesta de solución*. Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Disponible en: <http://oreon.dgbiblio.unam.mx/F?RN=109335033>.

Conclusiones

En general, la región de América Latina y el Caribe tiene una relativa abundancia de recursos hídricos, los que, sin embargo, deben conservarse, recuperarse y mantenerse pues, como muestran las distintas experiencias presentadas en este documento, la sobreutilización y una visión enfocada única y exclusivamente en el consumo pueden alterar el equilibrio hídrico en cualquier área de la región, incluso aquellas con abundancia del recurso.

En este marco de repensar el manejo de agua desde un punto de vista ya no de abundancia, sino de su restricción en cualquier área considerada (ya sea húmeda o árida), la visión del manejo hídrico debe enfocarse menos hacia la oferta, y mucho más hacia la demanda y el uso racional del agua. Inversamente, el uso irracional se constituye en uno de los problemas mayores que está enfrentando la región, probablemente debido a su mal entendida abundancia. De esta manera, se aprecia que los esfuerzos por incrementar la oferta no podrán cubrir las demandas crecientes, si estas últimas no son adecuadamente gestionadas mediante un uso adecuado e, incluso, con visión optimista, de ahorro permanente. Para ello, un adecuado y urgente monitoreo de los recursos hídricos es necesario, haciendo uso de nuevas tecnologías disponibles.

Desde el punto de vista de la oferta, la falta de agua con calidad adecuada para su utilización es un problema mayor en gran parte de LAC. Las razones principales se relacionan con las características de aridez de muchas zonas de la región, la irregular distribución geográfica de los recursos hídricos (excesos en algunas zonas y mucho déficit en otras) y la gran urbanización de la región que no ha sido acompañada del monitoreo y control de la calidad de los recursos hídricos. Al presente, urge motivar estudios sobre y para el reuso de agua, evitando así la pérdida de cantidades valiosas que son vertidas en cursos y cuerpos de agua, contaminándolos, por un lado, y disminuyendo su potencial utilización alternativa, por otro. La región necesita explorar técnicas y tecnologías innovativas de acción rápida para tratar aguas residuales y, fundamentalmente, destinar recursos para este tipo de investigación.

La falta de información de la que depende el monitoreo y la planificación del uso del agua es evidente en la región. Muchos de los trabajos presentados en este documento se basan en aproximaciones, generalizaciones o regionalizaciones que proveen de información muy importante, pero que, al mismo tiempo, conllevan un nivel de incertidumbre significativo, producto de la enorme diversidad geológica, geomorfológica, climática, hídrica, cultural y social de la región LAC. Si bien no es posible, en muchos casos, disponer de bases de datos para aquellos periodos carentes de monitoreo y registro, es posible llevar adelante proyectos de reconstrucción o aproximación de información climática, de suelos, fisiografía, vegetación, etcétera, para su uso posterior en modelos descriptivos y predictivos que sirvan a de apoyo a la gestión hídrica.

Sobre el mismo tema de la disponibilidad de información, la inclusión y el aprovechamiento de técnicas de monitoreo generalizado con sensores de bajo costo es una necesidad urgente en LAC, pues el conocimiento preciso de la cantidad de agua disponible y utilizada puede contribuir a proponer y promover acciones orientadas a incrementar la eficiencia de uso de agua, tanto urbana como rural. En otras regiones del planeta, el uso de sensores de bajo costo en sistemas computarizados de bajo costo y plataformas informáticas de libre acceso y código abierto permite un mejor monitoreo de los recursos con baja inversión. Estas tecnologías deben ser más difundidas, por lo que resulta recomendable que organismos globales como PHI-LAC u otros promuevan este tipo de tecnologías, así como capacitación en su adopción y utilización.

Un tema muy importante, recogido en los trabajos presentados, es el de la dispersión y atomización del manejo del agua bajo un enfoque sectorial. El análisis de los usos de agua en LAC es cubierto por profesionales de diversas áreas, disciplinas y visiones, y desde diferentes áreas institucionales, con baja o mínima (en algunos casos) capacidad de coordinación y articulación entre ellos. Esto reduce los niveles de integración y eficiencia de la planificación y el manejo de los recursos hídricos en muchos lugares de LAC. Se observa, con preocupación que, en los países de la región, la gobernanza del agua presenta bajos niveles de coordinación interinstitucional y transfronteriza. Es una situación común que el agua esté regulada por los ministerios de Medio Ambiente, pero también por los ministerios de Agricultura, Silvicultura, Industria, Obras Públicas e incluso Minería. Esta dispersión permite la ocurrencia de vacíos legales y solapamiento de atribuciones y funciones, las que promueven un uso ineficiente del agua. En algunos casos, lo anterior da espacio para el surgimiento de actividades ilegales en materia hídrica y la ocurrencia de eventos de contaminación sin las acciones asociadas de remediación, producto de ineficiencias en la fiscalización. Las capacidades de monitoreo, alerta temprana y regulación deberían verse integradas en una sola autoridad, contribuyendo así a reducir la atomización de atribuciones y funciones y garantizando, de esta forma, una mayor conectividad entre usuarios de agua y reguladores. Adicionalmente, las organizaciones locales involucradas en la administración del recurso hídrico necesitan avanzar en el desarrollo de trabajo colaborativo, en lugar de gestionar el agua desde un paradigma de “culturas competitivas”, por ejemplo, tendiendo a hacer pública la información colectada institucionalmente para el beneficio de la comunidad de la región.

Un tema conexo al anterior es la poca difusión de la investigación y el reducido espacio para el intercambio de experiencias locales, subregionales y regionales. Resulta evidente –y el presente documento es un reflejo de ello– que en la región se han llevado adelante muchos proyectos, investigaciones, desarrollo de tecnologías, etcétera; pero los resultados no siempre se publican, difunden y/o promueven de manera efectiva y a un mayor espectro de potenciales interesados. De esta manera se verifica algunas veces un exceso de duplicidad y obsolescencia de ciertas investigaciones o, incluso, aplicación de técnicas no aptas para la conservación del agua en contextos diferentes a aquellos en que fueron desarrolladas, o que ya mostraron sus debilidades en otros contextos, pero cuyos resultados no fueron publicados. Todo esto, lamentablemente en un contexto de recursos económicos escasos, propio de la investigación en LAC. Es necesario, frente a esto, continuar promoviendo el desarrollo de foros o espacios permanentes de intercambio de experiencias entre investigadores, técnicos y usuarios de la región, de los que se espera, además, un alto grado de compromiso y motivación para su participación e interacción intra, inter y transdisciplinaria. Al presente, son pocos los espacios de intercambio de información entre investigadores de la región y tampoco existen sistemas centralizados de información respecto de investigaciones, publicaciones o proyectos vinculados al tema hídrico en la región LAC, sistemas que contribuirían enormemente a la difusión de conocimiento y estandarización, en algunos casos particulares, de metodologías.

Por otra parte, la disposición para compartir información continúa siendo limitada, lo que dificulta la aplicación de metodologías para evaluar, con mayor grado de precisión, cómo se está llevando a cabo la gestión de los recursos hídricos en la región, mucho más aún en un contexto de cambio climático. En este marco, y sumado a las limitaciones que reducen la posibilidad de gestionar adecuadamente los recursos hídricos en la región, también se enfrenta el problema de que las proyecciones climáticas presentan grados importantes de incertidumbre en sus resultados para la región de LAC, debido a su gran heterogeneidad fisiográfica. De esta forma, las estimaciones de la vulnerabilidad a la falta o exceso de agua de los ecosistemas, producto de la heterogeneidad fisiográfica, hidrológica, climática, social y cultural en la región, afectadas por altos niveles de incertidumbre, pueden estar sesgadas según las regiones. Por ejemplo, las zonas que, en

general, son húmedas, pueden ser muy vulnerables a sequías cortas y extremas, caso que no es considerado habitualmente en los índices de vulnerabilidad. En una región de comportamiento pluviométrico altamente variable, estas consideraciones deben ser incorporadas para responder de mejor forma a la realidad local, pues las acciones de adaptación y desarrollo, con frecuencia, se basan en estos índices, sensibles a sesgos y asimetrías.

Un aspecto destacable de las contribuciones es el del papel de las comunidades locales de la región LAC, muchas de ellas significativamente empoderadas y con mucho bagaje de conocimiento, por la larga tradición de producción agrícola que cubre varias generaciones. Estos actores pueden proveer de mucha información y acciones potencialmente exitosas, las que podrían incorporarse con mayor probabilidad de éxito en los programas de acción local y, si fuera posible, se debería instalar un sistema de intercambio de información ecosistémica (especialmente termo-pluviométrica e hidrológica) con las comunidades, pues los servicios meteorológicos nacionales y regionales deben proporcionar información que pueda ser relevante para las comunidades interesadas, considerando su contexto, que podría lograrse con un intenso nivel de intercambio de información con los actores locales.

Con respecto al tema, siempre discutido, de políticas de agua, se tiene claro que, en este momento, varias políticas, leyes y regulaciones de agua están disponibles para su aplicación en la región LAC, pero no son todas conocidas y, en distintos casos, no han sido aplicadas en su totalidad. Entonces, antes de focalizar esfuerzos en la generación, adopción o aplicación de nuevas políticas hídricas, es preferible enfatizar aspectos como la educación, la difusión, la capacitación y el empoderamiento de los actores locales que aplican o requieren políticas hídricas.

Finalmente, la necesidad de tecnologías avanzadas y amigables para una mejor gestión del agua debe ser atendida de manera prioritaria. Se aprecia que, en la región, pueden aplicarse tecnologías ambientalmente amigables y relativamente baratas para la planificación, el manejo y el monitoreo de los recursos hídricos, pero muchas de estas tecnologías no están disponibles o no son ampliamente conocidas por los actores locales del agua en la región de América Latina y el Caribe.