



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
INSTITUTO DE GEOLOGÍA**

**GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA ORIENTADA HACIA
EL INDICE DE LA GOBERNANZA DEL AGUA**

T E S I S

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS DE LA TIERRA**

P R E S E N T A

FELIPE DE JESÚS ARMAS VARGAS

COMITÉ TUTOR

Dr. Oscar Escolero (Director de Tesis).
Instituto de Geología, UNAM.
Dra. Blanca Prado.
Instituto de Geología, UNAM.
Dra. Marisa Mazari-Hiriart.
Instituto de Ecología, UNAM.

JURADO EXAMINADOR

Dra. Marisa Mazari-Hiriart.
Instituto de Ecología, UNAM.
Dr. Samuel Sandoval Solís.
Universidad de California, UCD.
Dr. Oscar Escolero Fuentes.
Instituto de Geología, UNAM.
Dr. Mario Rebolledo Vieyra.
Centro de Investigación Científica de Yucatán, CICY.
Dra. Marta González del Tánago.
Universidad Politécnica de Madrid, UPM.

Dedico este trabajo:

a Jesús, a mi familia, amig@s y colegas

Comité Tutorial

Dr. Oscar Escolero, Dra. Blanca Prado, Dra. Marisa Mazari

Jurado de Candidatura

Dra. María Vicenta Esteller, Dr. Tomás González
Dr. Luis Bojórquez Tapia, Dr. Ramón Domínguez Mora

Jurado de Grado

Dra. Marta González del Tánago
Dr. Mario Rebolledo Vieyra, Dr. Samuel Sandoval Solís

Universidad Nacional Autónoma de México
Posgrado en Ciencias de la Tierra
Instituto de Geología

Dra. Leticia Flores, Dr. Gustavo Tolson
Dra. Elizabeth Solleiro, Dr. Mario Villalobos
quienes brindaron los medios y facilidades para desarrollar nuestro trabajo
a las Asistentes de Procesos Gloria Alba y María Luisa
así como al personal de ambas instituciones

al

CONACYT por la beca otorgada, al proyecto PAPIIT (IN111312) por el financiamiento otorgado; a la Dra. Olivia Zamora del Laboratorio de Cromatografía, del Instituto de Geología, al Ing. Juan Rangel, Biol. Olga Nakamura y M.C. Esther Zaragoza del Lab. Calidad del Agua de la CONAGUA Morelia; al Ing. Javier Zavala del DR-061 en Zamora; al Ing. Jorge Suárez del SAPAZ, a las Comunidades y Autoridades visitadas en la Cuenca del Río Duero.

Muchas gracias!

CONTENIDO

RESUMEN	8
ABSTRACT	9
INTRODUCCIÓN	10
JUSTIFICACIÓN	13
OBJETIVO	14
Objetivos específicos.....	14
Estructura de la tesis.....	14
HIPOTESIS	15
1. MARCO TEÓRICO	15
1.1 Gobernanza y enfoques de gestión en los recursos hídricos y ambientales....	15
1.2 El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC).....	22
1.3 Índices de evaluación en la gestión de los recursos hídricos.....	28
1.4 Caso de estudio: Cuenca del Río Duero.....	28
2. MÉTODOS	33
2.1 Modelo conceptual e insumos en la modelación....	33
2.2 Modelos matemáticos en la gestión de los recursos hídricos.....	35
2.2.1 Balance hidráulico en el río Duero.....	41
2.2.2 Interacción Weap-Modflow en la CRD.....	44
2.3 Escenarios a simular.....	46
2.4 Justificación del Prisma de la Gobernanza de Cuencas por ejes y planos.....	47
2.5 Búsqueda de índices asociados con la gestión de los recursos hídricos.....	48
2.6 Relación entre índices y ejes del prisma.....	55
2.7 Propuesta del Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).....	57

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	60
3.1 Índices para ejes y perspectivas del prisma.....	60
3.2 Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).....	61
3.3 Escenario 1: <i>Status quo</i> y requerimiento de caudal ambiental.....	64
3.4 Ecenario 2: Cambio Climático y requerimiento de caudal ambiental.....	66
3.5 Escenario 3: Fluctuaciones en el volumen de extracción.....	72
3.6 Discusión.....	73
4. CONCLUSIONES	93
5. REFERENCIAS	96
ANEXO	112
Artículo: Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico.....	112

Índice de Figuras

Figura 1. Enfoques teóricos de gestión del agua y ambiental.....	18
Figura 2. El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC).....	23
Figura 3. La Cuenca del Río Duero (CRD).....	30
Figura 4. Esquema metodológico propuesto para obtener el IPGC.....	32
Figura 5. Correlación de niveles piezométricos (1999 y 2007).....	37
Figura 6. Calibración de hidrogramas mensuales aforados en ríos de la CRD.....	39
Figura 7. Balance hidráulico del río Duero.....	42
Figura 8. Interacción Weap - Modflow (malla) en la CRD.....	45
Figura 9. Propuesta del IPGC a evaluar en la CRD.....	57
Figura 10. Esquema final de los índices del prisma a calcular.....	59
Figura 11. Evaluación del índice del eje (IE) en periodo natural, regulado y simulado...	60
Figura 12. Evaluación del índice de gobernanza del agua (IGA) en periodo natural, regulado y simulado.....	60
Figura 13. Evaluación global del IPGC por región en la CRD.....	61
Figura 14. Evaluación promedio del IPGC por región.....	63
Figura 15. Presentación de resultados (IPGC, IGA, IE) para el periodo regulado.....	64
Figura 16. Evaluación y tendencia del IPGC y de los volúmenes de escurrimiento.....	65
Figura 17. Comparación del IPGC entre escenarios de simulación.....	69
Figura 18. Comparación de volúmenes de escurrimiento entre escenarios de simulación.....	71
Figura 19. Vinculación entre agua superficial (irrigación) y subterránea (bombeo).....	73
Figura 20. Vinculación entre los ejes del PGC junto a las problemáticas de la CRD.....	75
Figura 21. Perspectivas del PGC y propuestas alternativas encaminadas a la gobernanza del agua en la CRD.....	80
Figura 22. Participación de actores en la gobernanza del agua.....	85
Figura 23. Índices adicionales a evaluar en fase próxima.....	92

Índice de Tablas

Tabla 1. Resumen de características, objetivos, principios y pilares de los enfoques....	19
Tabla 2. Algunas características de las subcuencas que integran la CRD.....	32
Tabla 3. Información obtenida y fuentes consultadas para la construcción de los modelos.....	34
Tabla 4. Estadística final de ajuste de la calibración del modelo (*n=264).....	41
Tabla 5. Características principales de los índices utilizados en la evaluación de los recursos en la CRD.....	52
Tabla 6. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza del agua.....	56
Tabla 7. Tendencia y diferencia de temperatura y precipitación del ECC B2 en la CRD	66
Tabla 8. Tendencia e incremento de temperatura y precipitación del ECC A2 en la CRD.....	67
Tabla 9. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza del agua.....	91

RESUMEN

Esta tesis consistió en establecer un esquema de índices numéricos parciales-integrales del prisma de la gobernanza de cuencas (PGC), para conocer el estatus cuantitativo de la gobernanza del agua en una cuenca; utilizando como base el marco teórico del prisma de la gobernanza de cuencas, que es un enfoque reciente en el desarrollo de la gestión de los recursos hídricos. Si bien se abordaron otros enfoques como la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, el Enfoque Ecosistémico, la Ecosalud, la Nueva Cultura del Agua y la Rueda de la Sostenibilidad, se optó utilizar el PGC por su arreglo geométrico, simplicidad al abordar y elementos temáticos. Utilizando como caso de estudio la Cuenca del Río Duero (CRD) de 2198 km² localizada al noroeste del estado de Michoacán. La CRD está integrada principalmente por los municipios Chilchota, Purepero, Tlazazalca, Tangancicuaro, Zamora, Jacona, Tangamandapio, Chavinda e Ixtlán. El límite administrativo del acuífero Zamora (1608) cubre un área de 2400 km². Cabe indicar, que la planificación del agua se puede efectuar mediante el uso de modelos matemáticos, con los cuales buscan representar los procesos físicos que suceden en una cuenca. Para simular ambas cuencas fue necesario implementar y vincular un modelo de evaluación de aguas superficiales (Weap) y uno de aguas subterráneas (Modflow). Se generó una búsqueda de índices que pudieran evaluar los recursos hídricos en la cuenca. Los cuales son capaces de conceptualizar y condensar fenómenos complejos en una cantidad significativa. Por lo que tales índices se relacionaron en función al contexto teórico de los ejes del PGC. Al llevarse a cabo los escenarios de simulación, estos fueron evaluados por los índices, presentando un esquema de resultados por ejes, perspectivas y prisma (Índice del Eje, Índice de Gobernanza del Agua e Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas, IPGC). La mayor calificación promedio del IPGC se obtuvo en la región Tenguecho (asociada a una subcuenca) y la menor evaluación en la región Urepetiro (asociada a un entorno de cuatro subcuencas). La región Camecuaro que va de la parte media a alta de la CRD, se considera ligeramente mejor evaluada que la región La Estanzuela (representación total de la CRD). La evaluación global promedio del IPGC en la CRD fue de 0.86 para el periodo natural (1936-1955) evaluado como aceptable; 0.75 para periodo regulado (1956-1999) y 0.72 para el simulado (2000-2070), ambos evaluados como marginales. Para poder evaluar el IPGC es necesario abordarlo en conjunto, para evitar sesgos al momento de visualizar e integrar la gobernanza de cuencas.

ABSTRACT

This project was to establish a scheme of partial-integral numerical indices of the watershed governance prism to know the quantitative status of water governance in a basin; using as a basis the theoretical framework of watershed governance prism (WGP), which is a recent development in water resources management approach. While other approaches were discussed, as the Integrated Management of Water Resources, the Ecosystem Approach, the Ecosalud, the New Water Culture and Sustainability Wheel, we chose to use the WGP by its geometrical arrangement, simplicity in analyzing and thematic elements. Using as case study Duero River Basin (DRB) of 2198 km², which is located northwest of the state of Michoacan. The CRD is mainly composed of the municipalities Chilchota, Purepero, Tlazazalca, Tangancicuaro, Zamora, Jacona, Tangamandapio, Chavinda and Ixtlán. The administrative boundary of the aquifer Zamora (1608) covers an area of 2400 km². It should be noted that water planning can be done by using mathematical models, which seek to represent the physical processes that occur in a watershed. To simulate both basins was necessary to implement and link an evaluation model surface water (Weap), with one of groundwater (Modflow). It was generated, a search index that could assess water resources in the basin. The indices are capable of conceptualizing and condense complex phenomena in a significant amount. So these indices were related according to the theoretical context of the axes of the PGC. Made simulation scenarios, these were evaluated by the indexes, presenting a schematic of results per axis, perspective and prism (axis index, water governance index, index prism watershed governance, IPWG). The highest average rating of IPWG Tenguecho was obtained in the region (associated with a sub-basin) and the lowest evaluation in Urepetiro region (associated with an environment four sub-basins). The Camecuaro region from the middle to high of the DRB, is considered slightly better assessed that the region La Estanzuela (total representation of the DRB). The average overall assessment of IPWG in the DRB was 0.86 for the natural period (1936-1955) evaluated as acceptable; 0.75 for regulated period (1956-1999) and 0.72 for simulated (2000-2070); both evaluated as marginal. To evaluate the IPWG, needs to be addressed together, to avoid bias when visualize and integrate watershed governance.

INTRODUCCION

Actualmente la crisis mundial del agua es motivada por una fragmentada e inadecuada gestión de los recursos; sin embargo puede afrontarse creando las condiciones necesarias para que se dé un cambio de actitud y de comportamiento en relación con los recursos hídricos y ambientales. Por ejemplo, la implementación de los modelos matemáticos facilitará la gestión operativa de los recursos hídricos, garantizando una mejor compatibilidad en el esquema de planeación, volviéndose un proceso dinámico y evolutivo. Debido a la imperante necesidad de planificar el uso sostenible de los recursos hídricos, con modelos que incorporan aspectos económicos, sociales, legales, ambientales e hidrológicos (Silva-Hidalgo *et al.*, 2009). Para Billib *et al.* (2009) los enfoques integrados e interdisciplinarios son esenciales para garantizar la sostenibilidad en los recursos hídricos y ambientales a nivel de cuenca. Mientras el gran universo de indicadores de sostenibilidad son capaces de transformar gran cantidad de información compleja de nuestro entorno en información concisa y manejable (Guo *et al.*, 2015). A continuación se citan algunos proyectos realizados en diversas regiones del mundo, empleando modelos matemáticos, enfoques integrados de evaluación-planeación e índices de evaluación de recursos hídricos y ambientales:

Parkes *et al.* (2004) presentaron los resultados de integrar aspectos ecológicos y de salud a escala de cuenca; utilizando sistemas de información geográfica (SIG) como medio para integrar disciplinas y sectores que caracterizan el cuidado de la ecología y la salud. Teniendo como objetivo utilizar el marco teórico del Prisma de la Salud y la Sostenibilidad (PHS), para evaluar el conocimiento, la experiencia y las preocupaciones en la cuenca del Río Taieri (Nueva Zelanda), bajo el proyecto *La Cuenca del Taieri y la Salud Comunitaria*. Esta investigación fomento la integración de aspectos de ecología y de salud, conduciendo a respuestas más integrales y contemporáneas hacia alcances de la salud y la sustentabilidad. La combinación de SIG y PHS proporcionó una visión sistemática del contexto socio-ecológico de los problemas de salud y de sustentabilidad en la cuenca.

Yilmaz y Harmancioglu (2010) desarrollaron un modelo de gestión de los recursos hídricos en la cuenca del Río Gediz en Turquía, empleando nueve indicadores de tipo ambiental, social y económico. Estos indicadores, en una gestión eficiente del agua son cruciales para asegurar el uso sostenible de los recursos hídricos. Utilizando al modelo WEAP (Water Evaluation And

Planning) como herramienta para simular y evaluar el desempeño de las alternativas de gestión. Estos autores citan que, enfoques similares han sido empleados en países desarrollados; sin embargo, en Turquía aún no se han implementado con eficacia, por lo que es recomendable incorporar recursos de agua subterránea, calidad del agua, demanda de agua (industrial y doméstico), siempre que se cuente con información disponible.

[Gupta et al. \(2010\)](#) desarrollaron la Rueda de la Capacidad Adaptativa (RCA) que es un marco teórico que tiene por objeto evaluar las instituciones en términos de su fortaleza, debilidad, y oportunidades de mejora. La RCA está conformada de seis dimensiones (variedad de perspectivas y soluciones, capacidad de aprendizaje, capacidad de actuación para ajustar comportamientos, liderazgo, recursos para implementación de medidas, gobernanza justa) y 22 criterios de evaluación, basados en la literatura sobre la capacidad de adaptación y cambios institucionales. Este marco teórico se aplicó en la estructura institucional de los Países Bajos, mediante la visión general de los sectores agricultura, naturaleza, agua y ordenación territorial. De esta evaluación el sector agrícola y ordenamiento territorial presentaron buen resultado en comparación al sector naturaleza, que presentó limitantes en la toma de decisiones.

[Morrison et al. \(2012\)](#) en su proyecto Las Cuencas como ajustes para la Salud y el Bienestar en Canadá (Cuenca del Río Otonabee), exploró las conexiones entre la gobernanza de cuencas y la salud humana. La aplicación del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) mostró el desarrollo de cinco casos de estudio en organismos de cuenca; identificando diferentes tipos de relaciones entre las componentes del prisma: cuencas, ecosistemas, sistemas sociales y salud; también se realizó un análisis sistemático de cómo sus programas de organizaciones de cuenca interactúan con los factores determinantes de la salud y el bienestar. Destacando que muchas provincias y territorios no tienen estructuras de gobernanza claras (como la compleja división intra-jurisdiccional) El PGC proporciona una mejor colaboración y conversación entre las organizaciones que trabajan dentro de la cuenca. Estas potenciales sinergias destacan la necesidad de equilibrar las relaciones entre comunidad, educación y salud pública.

[Bunch et al. \(2014\)](#) caracterizaron la conexión e integración entre la gestión de cuencas y la salud pública, utilizando el Prisma de la Gobernanza del Agua (PGA) como modelo

conceptual. El análisis consistió en hacer una rigurosa búsqueda de información literaria que abordara explícitamente la presencia y vinculación entre la gestión de cuencas y la salud pública. La muestra literaria fue de 84 manuscritos publicados en revistas científicas, abarcando del periodo de 2000 a 2010. El análisis indicó que la Perspectiva B (conformada por los vértices cuencas, ecosistemas y salud) fue dominante en los artículos consultados. El PGC tiene como ventaja el ilustrar deficiencias de integración; por ejemplo, los documentos asociados a la Perspectiva B mostraron especial atención a los determinantes biofísicos de la salud, pero tendieron a descuidar los aspectos sociales.

[Fulton et al. \(2014\)](#) describieron la aplicación del enfoque Evaluación de Estrategias de Gestión (EEG) en la pesca de especies múltiples y complejas en el Sur de Australia. Utilizando el *Atlantis Modelling Framework*, que es un modelo de soporte de decisiones basado en la gestión de ecosistemas. Además, se revisó y mejoró el rendimiento ecológico, económico y social de la pesca. Utilizando como referente un escenario histórico y cuatro estrategias de gestión (status quo, mejora en la gestión de cuotas, gestión integrada y dominio de conservación) para explorar las alternativas de gestión e identificar ventajas y desventajas a través de una serie de objetivos de gestión. Utilizando diversos índices (sociales, económicos, ecológicos, costos) para calcular el rendimiento y evaluar la diferencia entre objetivos y el desempeño de las estrategias. Resultando que las medidas integradas superan a las individuales.

[Schneider et al. \(2014\)](#) presentaron un enfoque conceptual-metodológico para evaluar la sostenibilidad de los sistemas interdisciplinarios de gobernanza del agua, basados a través de la Rueda de la Sostenibilidad (RS). Este enfoque combina análisis interdisciplinario, aspectos de sostenibilidad, contextualización regional mediante indicadores y evaluación sostenible de los sistemas de gobernanza del agua (SSGA). Siendo cuatro los principios fundamentales de los SSGA: 1) objetivos sociales de desarrollo regional, 2) mantenimiento a la integridad ecológica e hidrológica, 3) justicia social y 4) capacidad de adaptación. La aplicación de la SW se realizó en la región de Crans-Montana-Sierre de los Alpes suizos. El objetivo consistió en evaluar los indicadores de la sostenibilidad para un estado presente y cuatro visiones futuras, basados en el *futuro uso del agua* de los escenarios de Cambio Climático del Panel Internacional. Abordando escasez de agua a partir del desarrollo socioeconómico y multiplicidad en los usos del agua ([Schneider and Homewood, 2013](#)). La puntuación de los

indicadores fue a través de un equipo interdisciplinario de investigadores, por lo que no fue posible realizar una evaluación cuantitativa, sino cualitativa (Schneider *et al.*, 2014).

Grecksch (2015) implementó la Rueda de la Capacidad Adaptativa (RCA) en la cuenca del Río Keiskamma, Sudáfrica. Los objetivos fueron evaluar la capacidad adaptativa de la gobernanza del agua y mostrar que este enfoque puede utilizarse como herramienta de comunicación entre las partes interesadas para identificar fortalezas y debilidades. La evaluación de la capacidad de adaptación fue de 0.58 (media). En la cual las dimensiones de variedad, capacidad de aprendizaje y capacidad para actuar, fueron las mejor evaluadas. Sin embargo, aunque la base legislativa es adecuada, se requiere de una exitosa implementación para asegurar una mejor coordinación entre los tres niveles del gobierno. Así mismo, crear conciencia de los problemas, desarrollar capacidades y habilidades de los tomadores de decisiones y sector público; mayor voluntad política para superar obstáculos de adaptación. El cambio climático puede exacerbar los desafíos existentes en la región, tales como desempleo, uso y cambio de suelo y fallas gubernamentales.

JUSTIFICACIÓN

Los estudios citados anteriormente hacen referencia a diversos aspectos de la gestión de los recursos hídricos y ambientales, como es la utilización de *modelos matemáticos*, *enfoques integrados* de evaluación-planeación e *índices* de evaluación de recursos hídricos. Algunos son abordados en forma independiente; otros con vinculación directa entre índices y modelos de simulación; enfoques integrados y modelos matemáticos; así como, índices y enfoques integrados. En el caso de Fulton *et al.* (2014) utilizan índices de evaluación, modelación y un enfoque de gestión, aplicados específicamente a la gestión de pesca.

En nuestro caso, utilizamos un enfoque de gestión (marco teórico) más robusto orientado a la gobernanza del agua en cuencas; modelación matemática a través de la simulación del acuífero y de algunos recursos superficiales; así como la utilización de varios índices para evaluar recursos hídricos en la cuenca. De la interacción de estos tres aspectos se propuso desarrollar un índice que cuantificara y evaluará la gobernanza del agua en una cuenca; teniendo como base el marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas. En este

trabajo indicamos la existencia de otros enfoques de gestión orientados a los recursos hídricos y a aspectos ecológicos. Si bien cada enfoque presenta sus propias cualidades, decidimos hacer uso del prisma de la gobernanza, por incluir aspectos de otros enfoques y por su arreglo geométrico.

En este trabajo presentamos la metodología que seguimos para la obtención del índice del prisma. Si bien se definió una estructura a seguir, este índice del prisma muestra ser versátil, debido a que los índices utilizados para evaluar los recursos hídricos y ambientales quedan a criterio de los gestores, así como de los recursos que se pretendan evaluar en la cuenca.

OBJETIVO

El objetivo de este trabajo consistió en establecer un esquema de índices numéricos parciales-integrales del prisma de la gobernanza de cuencas (PGC), para conocer el estatus cuantitativo de la gobernanza del agua en una cuenca; utilizando como base el marco teórico del prisma de la gobernanza de cuencas, que es un enfoque reciente en el desarrollo de la gestión integrada de los recursos hídricos en cuencas.

Objetivos específicos

- Establecer los modelos matemáticos de simulación de agua superficial y subterránea en la Cuenca del Río Duero.
- Definir los escenarios de simulación, orientados a una tendencia inercial, cambio climático, requerimiento de caudal ambiental y extracción de agua superficial y subterránea.
- Evaluar las componentes del marco teórico (ejes y planos) que integran al Prisma de la Gobernanza de Cuencas, mediante el uso de índices utilizados comúnmente en la gestión y evaluación de los recursos hídricos.
- Definir las modalidades *Índice del eje* (vértices que forman ejes); *Índice de perspectiva o de gobernanza del agua* (ejes que forman planos); y establecer de forma global el *Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas* (IPGC).

Estructura de la tesis

Esta tesis quedo organizada en cinco capítulos. El primero presenta aspectos correspondientes a la gobernanza y la diversidad de enfoques gestión de los recursos hídricos y ambientales, seguida de los aspectos más importantes del prisma de la gobernanza de cuencas, así como la importancia de los índices en la evaluación de los recursos hídricos y el caso de estudio para aplicación. La segunda sección describe la metodología utilizada para establecer la propuesta del IPGC. La tercera ofrece la evaluación de los escenarios de simulación a través del IPGC. Posteriormente en el cuarto discutimos los resultados, así como un conjunto de conclusiones generales. En la parte del Anexo (sexto capítulo), incorporamos el artículo aceptado que enviamos para su publicación, que aborda lo referente a proponer un régimen de caudal ambiental en un tramo de río a la salida de la Cuenca del Río Duero, mediante la metodología IFIM-PHABSIM (Instream Flow Incremental Methodology-Physical Habitat Simulation Model).

HIPOTESIS

Es posible poder evaluar o conocer cuál sería el estatus cuantitativo de la gobernanza del agua en una cuenca, mediante el comportamiento y evaluación de los recursos hídricos, sin importar la escala de cuenca.

La integración pertinente en el empleo de modelos de simulación matemática, índices de evaluación de recursos y enfoque orientados a la gestión de las cuencas, nos permitirán afrontar de manera adecuada la fragmentada e inadecuada gestión de los recursos ambientales en una cuenca.

1. MARCO TEORICO

1.1 Gobernanza y enfoques de gestión en los recursos hídricos y ambientales

Para [Barreda \(2006\)](#) la crisis (capitalista) del agua es una pérdida paulatina del recurso, perdida al acceso del agua por parte de las comunidades, perdidas por sequía, contaminación, degradación, mala calidad del agua e injusta distribución; depredación y producción industrial masiva, crecimiento desordenado de ciudades y consumo destructivo del agua. Para [Nava](#)

(2013) ésta crisis persistirá hasta que se renueve, innove y adapte la gobernanza en la cuenca. Esta gobernanza se construye a partir del reconocimiento de una crisis del agua.

Gobernanza: Significa la articulación de las interacciones entre el Estado, los interesados y la sociedad respecto a una problemática común. Es un proceso integrador dentro de un marco institucional (reglas, normas, procedimientos) para resolver problemáticas e inquietudes colectivas mediante la participación de la sociedad, actores y Estado (Nava, 2013).

Un 'actor' de la gobernanza es aquel que toma parte y que, directa o indirectamente está implicado o en su caso afectado por la gestión del recurso agua. La gobernanza es posible por la participación, el compromiso y la organización de los actores (ONG, ONL, ciudadanos, agricultores, ganaderos, ingenieros civiles, académicos, autoridades, etc.) (Nava, 2013).

Gobernanza del agua: Se refiere a una gama de sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos que se usan para desarrollar y gestionar los recursos hídricos y proveer de servicios de agua a diferentes niveles de la sociedad (GWP, 2012b; Rogers and Hall, 2003). Para Nowlan and Bakker (2007) la gobernanza del agua se refiere a los procesos mediante el cual se toman las decisiones sobre el agua; mientras la gestión del agua se refiere a acciones técnicas u operativas del día a día (Nowlan and Bakker, 2007) y para Domínguez (2012) la gobernabilidad se refiere al estado resultante de la aplicación de estos mecanismos y procesos.

Gobernanza de cuencas: Es la gobernanza del agua a escala de cuenca, abordando ampliamente una gama de temas referentes a los recursos hídricos, prestación de servicios de agua, protección y conservación del agua, de ecosistemas acuáticos incluyendo la zona de ribera, y aspectos del uso de suelo con impactos en el agua (Nowlan and Bakker, 2007).

Para Fischhendler (2008) la dificultad del agua se atribuye a una crisis de gobernanza. Sin embargo, para Grigg (2008) no hay manera fácil de superar las barreras institucionales, por lo que se necesita una gobernanza eficaz para hacer frente a la mayor parte de los problemas. Para Domínguez (2012) la escasez de agua que se vive en algunas regiones, bien puede deberse a problemas de disponibilidad natural; sin embargo, es más consecuencia de mala planeación, que no solo hídrica sino territorial. De concepciones erróneas sobre los recursos

hídricos, usos excesivos, apropiación del agua, reglas inadecuadas y falta de coordinación entre políticas administrativas.

Para [van Ast and Boot \(2003\)](#) y [Domínguez \(2012\)](#) una buena gobernanza es donde la autoridad juega un rol menos protagónico. Dejando el lugar a otros participantes en la gestión del agua. Donde las políticas públicas son establecidas por consenso de todos los actores que intervienen en la gestión del agua. La participación estará en función del estilo de gobernanza que tome la autoridad hacia los participantes de la sociedad. Por ejemplo, si el gobierno toma un rol de facilitador cederá a los actores sociales tomar la iniciativa. Si es un gobierno participativo la sociedad tomará un rol de consejero. Si el gobierno o los gestores del proyecto son autoritarios, no habrá participación social en la toma de decisiones ([van Ast and Boot, 2003](#)).

Mientras más integrados estén los enfoques de colaboración en la gestión de los recursos se traducirá en un mayor desarrollo sostenible y en un mejor conocimiento científico; concentrándose en la resolución de problemas de una manera integrada y satisfactoria ([Cardwell et al., 2006](#)). En 1992, la Conferencia Internacional de Dublín sobre Agua y Medio Ambiente insistió en desarrollar enfoques holísticos de gestión integrada del agua ([FNCA, 2005](#)). Enfoques que integren aspectos sociales, ambientales, culturales, institucionales y políticos ([Domínguez, 2012](#)). Querer alcanzar sistemas sostenibles y equitativos para la gestión de los recursos, no será posible ante la ausencia de una adecuada gobernanza. La cual requiere de la participación concertada y relevante de autoridades locales, sector privado, sindicatos, ONGs, ciudadanos y academia ([FNCA, 2005](#)). Esta participación integral colectiva permitirá gestionar de mejor manera los recursos de la cuenca. Los enfoques tradicionales han privilegiado el uso específico por algunos recursos como el suelo, bosques, agua o pesca hasta propiciar su degradación y agotamiento ([Andrade-Pérez, 2007](#)). Hay una necesidad urgente de mayor compromiso en la búsqueda de soluciones a los retos. La naturaleza del problema supera la dimensión tecno-científica y demanda la adopción de enfoques inter y trans-disciplinarios ([FNCA, 2005](#)).

La Figura 1 muestra la **evolución** de seis enfoques de gestión orientados a cubrir aspectos hídricos, ambientales, de gobernanza y sustentabilidad en cuencas; por mencionar sólo cuatro aspectos. Si bien no descartamos la presencia de más enfoques, consideramos que estos son

de los más comunes y/o representativos. Como primer referente está el enfoque de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (en 1992), el Enfoque Ecosistémico para la Salud (Ecosalud) en 1996, posteriormente en el 2000 el Enfoque Ecosistémico y la Nueva Cultura del Agua. En 2008 a 2010 se presenta el Prisma de la Gobernanza de Cuencas y para 2014 la Rueda de la Sostenibilidad. Los documentos mostrados en la Figura 1 fueron emitidos por organismos gubernamentales y de investigación científica a nivel nacional e internacional.



Figura 1. Enfoques teóricos de gestión del agua y ambiental.

La Tabla 1 muestra un resumen comparativo de los seis enfoques (de la Figura 1) orientados a la gestión de los recursos hídricos y ambientales en cuencas. Así pues el objeto de esta tabla es resaltar las principales características que constituyen a cada enfoque, resaltando los principales conceptos, principios, objetivos y pilares. Sin importar que algunos atributos puedan parecer similares.

Tabla 1. Resumen de características, objetivos, principios y pilares de los enfoques (Cardwell *et al.*, 2006; CBD, 2014; Charron, 2014; CHS, 2015; FNCA, 2005; Guerrero *et al.*, 2006; GWP, 2012a; Lebel, 2003; Lebel *et al.*, 2006; Parkes *et al.*, 2010; Savenije and Van der Zaag, 2008; Schneider *et al.*, 2014; UNDP, 2010).

GIRH (Gestión Integrada de Recursos Hídricos)
<ul style="list-style-type: none"> > Recursos hídricos <ul style="list-style-type: none"> • Agua salada, salobre, verde, azul y fósil. > Usuarios del agua. <ul style="list-style-type: none"> • Hogar, industria, agricultura, ecosistemas, pesca, energía hidroeléctrica, etc. > Escalas espaciales <ul style="list-style-type: none"> • Cuencas (nacionales e internacionales) • Sub-cuencas (provincial) • Microcuencas (local) > Escalas temporales y patrones de tiempo. <ul style="list-style-type: none"> • Disponibilidad y demanda de los recursos hídricos. • Operación diaria, anual, vida del proyecto. > Representación de intereses. <ul style="list-style-type: none"> • Personas (comunidades) • Instituciones (privadas, públicas y ONGs) • Gobierno (federal, estatal y local) • Descentralización > Sustentabilidad <ul style="list-style-type: none"> • Económico, ambiente y sociedad > Principios <ul style="list-style-type: none"> • El agua es finita y vulnerable, esencial para sostener la vida. • Participación de usuarios, planificadores y tomadores de decisiones a todos los niveles • Participación de la mujer en la gestión del agua. • Valor económico del agua y el agua como un bien económico.
EE (Enfoque Ecosistémico)
<ul style="list-style-type: none"> > Principios socio-económicos y culturales. <ul style="list-style-type: none"> • Visión integral del ecosistema, representación de todos los niveles y participación. • Descentralización. • Gestionar los ecosistemas en un contexto socioeconómico, • Identificación de sectores que generan alto impacto en el ecosistema. • Equilibrio entre conservación y diversidad biológica. • Coordinación y construcción de procesos interdisciplinarios. > Principios biofísicos-ecológicos. <ul style="list-style-type: none"> • Estado y causas de la fragmentación del ecosistema. • Usos actuales de la tierra y agua, evaluación del estado de resiliencia y restauración. • Selección de especies que reflejan el grado de pérdida de biodiversidad • Esquema jerárquico multi-escalar y construcción de escenarios (espacial y temporal). • Metas concertadas a largo plazo entre los actores y monitoreo de propuestas. • Cambios en la estructura y función del ecosistema. • Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento. > Servicios ecosistémicos <ul style="list-style-type: none"> • Aprovechamiento: alimento, agua, madera, combustible, fibra vegetal, etc.

- Regulación: climática y del agua, purificación del agua, control de enfermedades.
- Servicios Culturales: ecoturismo, espiritual, religioso, patrimonio cultural, identidad, etc.
- Soporte: formación de suelo, ciclos de nutrientes, producción primaria, etc.

Ecosalud (Enfoque Ecosistémico para la Salud)

- > Transdisciplinario (incluyente de problemas de salud relacionados con el ecosistema).
 - Combinación de varias disciplinas científicas (metodologías) para resolver problemas.
- > Aspectos de equidad social, de género y étnica.
 - Igualdad de voz en los participantes involucrados y beneficios para todos.
- > Participación comunitaria.
 - Talleres, seminarios, participación activa y generación de mayor conciencia social.
- > Pensamiento sistémico
 - Ayuda a comprender el binomio salud y sistemas socio-ecológicos
- > Sostenibilidad social y ambiental
 - Hacer cambios duraderos en pro del ambiente haciéndolo socialmente sostenible.
- > Del conocimiento a la acción
 - Publicar lo aprendido y que los resultados sirvan para el diseño de políticas públicas.

NCA (Nueva Cultura del Agua)

- > Elementos y objetivos medioambientales (Directiva Marco del Agua)
 - Agua y ecosistemas acuáticos a nivel de toda la cuenca
 - Agua superficial (costeras y transicional) y agua subterránea
 - Recuperación y conservación del estado ecológico en ríos, lagos, estuarios, zona costera y humedales.
 - Asegurar un buen estado cuantitativo y cualitativo de los acuíferos.
 - Asumir indivisible la gestión de las aguas superficiales y subterráneas.
 - Integrar deltas, estuarios y plataformas costeras en la gestión de cuencas
- > Elementos y objetivos de gestión (Directiva Marco del Agua)
 - Gestión independiente de los límites administrativos y políticos.
 - Control de vertidos y emisiones a las aguas superficiales.
 - Control de ciertos contaminantes peligrosos.
 - Registro de áreas protegidas
 - Participación del público en el proceso de implementación
 - Priorizar la recuperación de ríos y riberas para recobrar su capacidad natural.

Tres pilares de la NCA (Gestión Sostenible de las Aguas)

- > Ecología
 - Prevención del deterioro ambiental
 - Lograr el Buen Estado de las Aguas
- > Economía
 - Política de precios (recuperación de costos de los servicios relacionados con el agua).
 - Incentivos para el uso eficiente de los recursos hídricos
- > Participación Pública
 - Información, consulta y participación activa en todas las etapas de implementación.

PGC (Prisma de la Gobernanza de Cuencas)

- > cuencas—ecosistemas
 - Recursos naturales y gestión de ecosistemas.
 - Protección ambiental.
 - Intrusión marina/salinización de suelos.
- > cuencas—salud/bienestar
 - Servicios relacionados con el agua e infraestructura.
 - Desastres naturales que generan inundaciones, sequías, deslizamientos, etc.

- > cuencas—sistemas sociales
 - Agua para el desarrollo socio-económico y comunitario, acceso al agua, en particular para los pobres.
 - Explotación pública o privada del agua para obtención de beneficios económicos a través de presas e hidroeléctricas.
 - Equidad aguas arriba-aguas abajo.
 - Variabilidad espacio-tiempo.
- > salud/bienestar—ecosistemas
 - Salud ambiental (con bienestar humano).
 - Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos
- > sistemas sociales—salud/bienestar
 - Determinantes sociales de la salud, implican políticas sociales, impactos de la salud en estatus socioeconómicos, desigualdad, pobreza.
 - Acceso a servicios de salud, promoción de la salud, educación, desarrollo comunitario.
- > ecosistemas—sistemas sociales
 - Servicios ecosistémicos (provisión, soporte, regulación y culturales).
 - Gestión de la oferta y la demanda vinculada a los sistemas humanos-naturales.
- > Perspectiva A: Gobernanza del agua para el desarrollo sostenible.
- > Perspectiva B: Gobernanza del agua para los ecosistemas y el bienestar.
- > Perspectiva C: Gobernanza del agua para los determinantes sociales de la salud.
- > Perspectiva D: Gobernanza del agua para la promoción de la salud socioecológica.

RS (Rueda de la Sostenibilidad)

Cuatro principios fundamentales de la gobernanza sostenible del agua.

- > Desarrollo regional (La gobernanza del agua debería permitir...)
 - Necesidades básicas (agua para usos domésticos, beber, cocinar y saneamiento).
 - Recreación y diversión (disfrutar de los beneficios del agua: lagos, ríos, humedales).
 - Agricultura (practicarla para producir alimentos)
 - Energía eléctrica (beneficios en un alto potencial de la región).
 - > Integridad ecológica
 - Cantidad de agua subterránea (no sobreexplotar los acuíferos).
 - Cantidad de agua superficial (garantizar agua para peces, vida silvestre, ecosistemas).
 - Calidad del agua (mitigación de la contaminación en pro de ecosistemas y sociedad).
 - Beneficios (y riesgos) del uso del agua (utilizar el agua sin dañar al ecosistema).
 - > Justicia
 - Distributiva (beneficios, costos y riesgos se distribuyen por igual a todos los involucrados en el uso del agua y la gobernanza).
 - Procesal (basarse en marcos normativos, transparencia y divulgación de información).
 - Contextual (diferentes usuarios del agua, acceso y beneficios del agua).
 - > Capacidad adaptativa (para responder a la variabilidad y a cambios).
 - Material y capital financiero.
 - Capacidad de colaboración.
 - Instituciones (derechos de propiedad, concesiones). La gobernanza del agua proporciona seguridad y flexibilidad para responder a crisis de escasez.
 - Eficiencia en los recursos (reducir la demanda del agua a través de gestión eficaz).
 - Capacidad de aprendizaje (aprender haciendo, intercambio de experiencias).
-

La Tabla 1 se planteó con el objeto de poder mostrar los aspectos más relevantes de cada enfoque de gestión y observar las semejanzas o el común denominador que pudieran tener

entre sí, como lo es en aspectos de participación, gobernanza del agua, descentralización de funciones, sustentabilidad y salud y el bienestar, en todas sus diversas formas de presentación. La premisa de que cada nuevo enfoque es que debe desarrollarse bajo un entorno holístico. A primera instancia es difícil expresar quien presenta mayor ventaja entre sí, mejor consideramos la vertiente de resaltar el continuo esfuerzo que se realiza mundialmente por desarrollar enfoques integrados cada vez más robustos para abordar la crisis que enfrentan los sistemas socio-ambientales en una cuenca. Sin lugar a duda, a medida que pasa el tiempo los enfoques de gestión cada vez son más incluyentes con diversidad de aspectos en temas sociales, ambientales, culturales, legales, institucionales, políticos, financieros, de gobernanza, equidad y de justicia, e incluso hasta de simpleza al momento de abordarse y plantearse estos marcos teóricos. Para los alcances de este trabajo optamos por utilizar el PGC por ser un reciente enfoque de investigación orientado a la gobernanza del agua en cuencas, además de su aparente facilidad al momento de analizarse y comprenderse mediante el uso de una figura geométrica.

1.2 El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC)

[Parkes et al. \(2008\)](#) y la Red para la Sostenibilidad de los Ecosistemas y la Salud (Network for Ecosystem Sustainability and Health, NESH) del Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IIDS), publicaron el trabajo Ecosalud y Cuencas: Enfoque Ecosistémico para Reintegrar la Gestión de los Recursos Hídricos con Salud y Bienestar. En el cual propusieron un enfoque denominado: El marco teórico del Prisma, cuatro “perspectivas” sobre la gobernanza para la Ecosalud y Cuencas. Posteriormente [Parkes et al. \(2010\)](#) lo renombraron simplemente cómo el Prisma de la Gobernanza en Cuencas (PGC); en este mismo artículo y en menor proporción también se le cita como Prisma de la Gobernanza del Agua (PGA).

La Figura 2 ilustra el PGC que está integrado por cuatro vértices: cuencas, ecosistemas, salud/bienestar y sistemas sociales. De la interacción mutua entre estos cuatro vértices se pueden conformar seis ejes o vínculos lineales, los cuales quedan definidos en 1) ecosistemas–salud/bienestar, 2) cuencas–ecosistemas, 3) cuencas–salud/bienestar, 4) cuencas–sistemas sociales, 5) sistemas sociales–salud/bienestar, y 6) ecosistemas–sistemas sociales. A su vez, la interacción entre ejes pueden conformar cuatro planos o superficies, que representan las diferentes perspectivas de la gobernanza del agua. Finalmente, la conjunción

entre las cuatro perspectivas (A, B, C, D) conforman al Prisma de la Gobernanza en Cuencas (PGC) (Parkes *et al.*, 2010). Para Bunch and Waltner-Toews (2015) el PGC se puede utilizar para comprender el vínculo directo entre las diferentes perspectivas de la gobernanza del agua y los vínculos complejos entre los ejes del prisma. A continuación se presenta un resumen cada elemento del prisma.

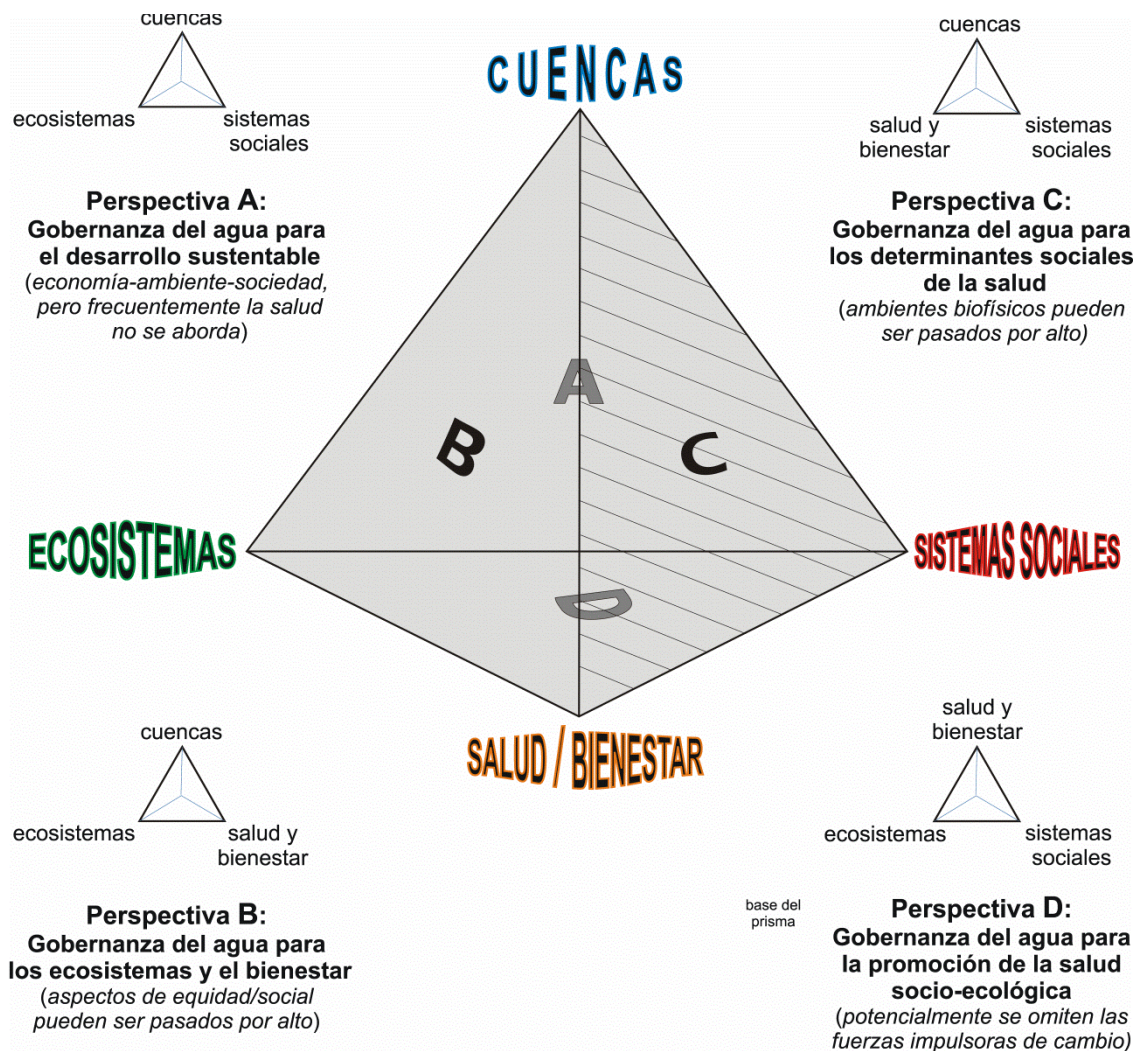


Figura 2. El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) (Parkes *et al.*, 2010).

Cuencas. Es un área espacial de interacción tierra-agua definida por procesos hidrológicos. Dentro de este entorno de cuenca se encuentran ecosistemas y se producen procesos socioeconómicos y actividades asociadas a la infraestructura. Explícitamente una cuenca es un sistema de procesos socio-ecológicos (Bunch *et al.*, 2014).

Ecosistemas. Es un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos, y su medio ambiente inorgánico que interactúan como una unidad funcional (SCDB, 2004). Por ejemplo, los ríos y demás cuerpos de agua, constituyen no sólo un complejo de ecosistemas en sí mismos, sino el medio integrador, sustentador de la vida y de la biodiversidad en la cuenca (Andrade-Pérez y Navarrete, 2004).

Sistemas sociales. Esta referido a aspectos o temáticas sociales, tales como gestión y programas o actividades de gobernanza, toma de decisiones, justicia social y desigualdad, aprendizaje social y participativo, así como organización grupal (Bunch *et al.*, 2014).

Salud/bienestar. La salud como un estado de completo bienestar físico, mental y social, y no solamente la ausencia de enfermedad o dolencia. Los prerequisites para la salud, son la paz, adecuados recursos económicos y alimenticios, vivienda, ecosistemas estables y uso sostenible de los recursos (OMS, 1989). En el bienestar humano se incluyen los materiales básicos para el buen vivir, la libertad y las opciones, la salud, relaciones sociales y seguridad. El bienestar, depende del estado ecológico local (EEM, 2003).

Primer eje. La interacción entre los vértices *ecosistemas y salud/bienestar* se conoce también como salud ambiental. La salud ambiental enfatiza principalmente los contaminantes, los agentes patógenos, los vectores de enfermedades, los agentes tóxicos o terapéuticos, que representan factores de riesgo para la diversidad biológica y/o los servicios ecosistémicos (Parkes *et al.*, 2010).

Segundo eje. La interacción entre los vértices *cuencas y ecosistemas* consiste en la manera como se relacionan los recursos naturales y la gestión de los ecosistemas, los agroecosistemas, la seguridad alimentaria, la protección al flujo base y los caudales ambientales, los humedales, la intrusión de agua salada y la salinización del suelo. La gestión de los ecosistemas incluye los usos del agua y de la tierra (Parkes *et al.*, 2010).

Tercer eje. La interacción entre los vértices *cuencas y salud/bienestar* está relacionado con los servicios en agua e infraestructura. Tales servicios incluyen por ejemplo la protección de fuentes de agua, el saneamiento e higiene, y el tratamiento de aguas residuales, y además la

afectación directa de los desastres naturales genera inundaciones, sequías, deslizamientos de laderas; así como descuido a los sistemas de riego, drenaje y defensas contra inundaciones (Parkes *et al.*, 2010).

Cuarto eje. La interacción entre los vértices *cuencas y sistemas sociales* pone en relieve la importancia del agua para el desarrollo socio-económico y comunitario, así como del acceso y los derechos de agua (en particular para los pobres); y la explotación pública o privada de agua para obtener beneficios económicos a través de presas, embalses y centrales hidroeléctricas. Los aspectos de equidad tanto aguas arriba como aguas abajo, y la variabilidad espacio-tiempo (Parkes *et al.*, 2010).

Quinto eje. La interacción entre los vértices *sistemas sociales y salud/bienestar* representa los determinantes sociales de la salud, las consecuencias en la salud de las políticas sociales y de procesos socio-políticos, los impactos en la salud de estatus socio-económicos, desigualdad, pobreza, redes sociales; así como el acceso a servicios de salud, promoción de la salud, educación, servicios sociales y desarrollo comunitario (Parkes *et al.*, 2010).

Sexto eje. La interacción entre los vértices *ecosistemas y sistemas sociales* se traduce en bienes y servicios ecosistémicos, tales como aprovisionamiento, soporte, regulación y servicios culturales, así como en a la gestión de la oferta y la demanda vinculadas a los sistemas humanos-naturales que ocurren en diferentes escalas dentro y fuera de las cuencas (Parkes *et al.*, 2010).

Perspectiva A, consiste en la *gobernanza del agua para el desarrollo sustentable* (vértices: cuencas, ecosistemas, y sistemas sociales); resalta la necesidad de alcanzar el desarrollo sostenible por medio de la eficiencia en los procesos de producción y de cambios en patrones de consumo (Parkes *et al.*, 2010). El objetivo es destacar la optimización del uso de los recursos y la minimización de los residuos. Este progreso puede alcanzarse mediante el fortalecimiento de tendencias que están siendo aceptadas positivamente y que estén favoreciendo cambios en patrones de consumo de industrias, gobiernos y personas (UN, 1992). Las siguientes acciones adicionales son necesarias para mejorar la sostenibilidad del ecosistema: los pagos por servicios ambientales (PSA) basados en la conservación, reforestación y explotación sustentable de bosques; la regulación de caudales (en temporada

de estiaje); acciones para mejorar la calidad del agua, el control de sedimentos y los nutrientes (fósforo y nitrógeno), el control de carga de sustancias químicas y salinidad, la reducción de salinidad en el suelo, la regulación de nivel freático y el mantenimiento de hábitats acuáticos (temperatura del agua y áreas de sombra en ríos y arroyos) (Landell-Mills and Porras, 2002).

Perspectiva B, consiste en la gobernanza del agua para los *ecosistemas y el bienestar* (vértices: cuencas, ecosistemas, y salud/bienestar); resalta la compleja relación multi-dimensional y multi-escalar dentro de los ecosistemas, donde impactos regionales cruzan diferentes escalas a través de cuencas, comunidades e individuos. Por ejemplo, impactos sobre los ecosistemas y los servicios ecosistémicos: generando desastres naturales, cambios en la distribución y disponibilidad del agua, aparición-transmisión de enfermedades que amenazan la salud y el bienestar público (presencia de patógenos en el agua, *E. coli*) (Parkes et al., 2010). Ante inundaciones se requieren mejores instrumentos para evaluar el riesgo en la salud, énfasis en la respuesta a desastres y mayor coordinación entre disciplinas. Para la Organización Mundial de la Salud (OMS) cada año en el mundo aumenta el número de personas que mueren a consecuencia de desastres naturales. Debido al crecimiento de asentamientos humanos (mayoritariamente comunidades pobres) que se ubican en lugares geográficamente sensibles, quedando expuestos ante eventos extremos. La degradación ambiental reduce la capacidad de los ecosistemas para actuar como amortiguadores. Un deslizamiento de ladera puede suscitarse ante una lluvia intensa que cae sobre laderas deforestadas (Corvalán et al., 2005; OMS, 2002).

Perspectiva C, consiste en la gobernanza del agua para los determinantes sociales de la salud (vértices: cuencas, sistemas sociales, y salud/bienestar); resalta la falta de equidad en la prestación, asignación y acceso a los recursos hídricos (incluyendo infraestructura para el abastecimiento de agua potable y saneamiento). La gobernanza del agua mantiene un rol potencial para el desarrollo socio-económico, el fomento, la participación comunitaria y la promoción de la reducción de la pobreza (Parkes et al., 2010). Los determinantes sociales de la salud son las circunstancias en que las personas nacen, crecen, viven, trabajan y envejecen. Las condiciones de vida en su conjunto constituyen los determinantes sociales de la salud que son la causa de la mayor parte de las desigualdades sanitarias; es decir, desigualdad, mala distribución, políticas erróneas y programas sociales deficientes dentro de una sociedad deteriora la posibilidad de lograr un buen desarrollo de vida y gozar de buena

salud (CSDH, 2008). Cada año mueren millones de personas a causa de enfermedades transmitidas por el agua, vinculadas al suministro inadecuado de esta (UNDP, 2014). Para Savenije and Van der Zaag (2008) al menos cinco de los ocho Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) requieren de la gestión del agua. La degradación de los servicios ecosistémicos acentúa la pobreza, la injusticia y la disparidad para los grupos vulnerables; no así, para poblaciones consistentes. Donde ejercen presión desproporcionada sobre los ecosistemas mundiales, resultando menos vulnerables a efectos adversos. Sin embargo, el deterioro en la salud y en el bienestar humano tienden a aumentar la dependencia por los servicios ambientales lo que degrada al mismo tiempo las capacidades de los ecosistemas (Corvalán et al., 2005).

Perspectiva D, consiste en la gobernanza del agua para la promoción de la salud *socioecológica* (vértices: ecosistemas, sistemas sociales, y salud/bienestar); resalta la importancia de abordar los ambientes biofísicos y sociales ya que tienen el potencial de crear un "doble beneficio". Esta perspectiva consiste en la gobernanza orientada a la mejora, la potencialidad y la promoción de los ecosistemas y los sistemas sociales, como los determinantes para mejorar la salud de las personas y promover el desarrollo sostenible (Parkes et al., 2010). Las interacciones recíprocas entre ecosistemas, sociedad y salud indican que la salud y el bienestar humano son dependientes de los ecosistemas (Bunch et al., 2011) y que la salud del ecosistema es equivalente a la salud del ser humano (Lebel, 2003). Butler et al. (2005) presentaron cuatro categorías de efectos adversos en la salud humana debido a cambios en ecosistemas. Los efectos directos e intermedios indican que es poco probable que se comprometa gravemente el desarrollo regional a pesar de algunos reveses localizados es probable que mejore en general si los cambios en los ecosistemas son ocasionales. Los efectos modulados y fallos en el sistema pueden alterar el desarrollo de la sociedad de manera significativa, causando daño en la salud de los ecosistemas y en el bienestar humano. Sin embargo podrán darse efectos positivos si el nivel de resiliencia es alto.

En suma, el PGC es un pensamiento integrado de la gestión del agua en cuencas y tiene dos propósitos: 1) facilitar la gobernanza integrada en cuencas y, 2) guiar los diferentes dominios de investigación y de política relacionados con la gobernanza del agua, la salud y los sistemas socio-ecológicos; además es complementario a otras metodologías existentes, facilitando la comprensión entre cuatro visiones de la gobernanza del agua (Parkes et al., 2010).

1.3 Índices de evaluación en la gestión de los recursos hídricos

Índices e indicadores, son herramientas útiles para transmitir información sobre el comportamiento del medio ambiente, economía, sociedad y/o desarrollo tecnológico (Singh *et al.*, 2009). Son capaces de resumir, conceptualizar y condensar fenómenos complejos de un entorno dinámico a una cantidad manejable significativa; es decir, simplifican, cuantifican, analizan y transmiten información (Godfrey and Todd, 2001; Singh *et al.*, 2009). Cuando se incorporan diversos indicadores, se produce un indicador compuesto denominado índice. A menudo la construcción de índices implica normalización e indicadores basados en métodos estadísticos (Guo *et al.*, 2015). Para Meadows (1998) un indicador medioambiental pasa a ser un indicador sostenible cuando se incorporan factores de tiempo, de límite y objetivos. Un indicador de sostenibilidad implica combinar aspectos sociales, económicos y ecológicos. Si bien es imposible evaluar todos los componentes y fenómenos que ocurren en el medio ambiente; por lo menos es necesario determinar qué información puede proveer una idea representativa del medio a estudiar (Rodríguez-Solórzano, 2002), ayudando a los gestores a mantener un enfoque en áreas específicas y tomar decisiones estratégicas para abordar problemas (Taylor, 2008).

Para Taylor (2008) los indicadores en la gestión de los recursos hídricos en cuencas deben ser: a) simples, fáciles de aplicar, comprensibles y aplicables, ya que mientras más complejo sea el indicador menos útil será, b) sólo los necesarios y limitar la cantidad de indicadores, c) utilizar información existente y disponible de bases de datos y programas, d) relacionarse a una escala adecuada (temporal y espacial), e) ser capaz de detectar cambios y útil para identificar el progreso o el rendimiento de un sistema, f) comparables, repetibles y justificables en tiempo y lugar; y g) adecuados para la integración, debido a que la gestión de los recursos hídricos es un enfoque integrador, es probable que se alcance o se logre a través de la utilización de indicadores.

1.4 Caso de estudio: Cuenca del Río Duero

La Cuenca del Río Duero (CRD) comprende un área de 2198 km² (Conagua, 2009) y está localizada al noroeste del estado de Michoacán en el extremo sur occidental de la mesa

central de México. La CRD drena principalmente los municipios de Chilchota, Purepero, Tlazazalca, Tangancícuaro, Zamora, Jacona, Tangamandapio, Chavinda, Ixtlán y Cherán (CNA, 2002). El municipio de Zamora es el de mayor densidad poblacional y el de Tlazazalca el de menor (143,918 y 6975 habitantes en 2010, respectivamente) (Conapo, 2009). La CRD se puede caracterizar en dos distintas áreas geológicas. La primera compuesta por estructuras volcánicas (fracturadas), conos cineríticos, flujos piroclásticos, conos de lava y volcanes escudo que favorecen a la recarga del sitio. El segundo consisten en grandes extensiones de depósitos sedimentarios (aluvial y lacustre reciente) (Garduño-Monroy *et al.*, 1999; López-Blanco y Flores, 2008) (Figura 3).

El límite administrativo del acuífero Zamora (1608) cubre un área de 2400 km² (CNA, 2002; Armas-Vargas, 2010). Ambas cuencas, superficial y subterránea comparten más del 90% de la misma superficie. En el acuífero Zamora se identificaron dos tipos de acuíferos: uno granular (depósitos sedimentarios) y otra basáltico (flujos piroclásticos) (SARH, 1977). Con respecto al flujo subterráneo, este proviene de la recarga de la sierra de Tangancícuaro que llega hasta el valle central de Zamora con dirección de S-N y de ahí cambia su trayectoria a NW con salida hacia Ciénega de Chapala.

Del norte del valle de Zamora el flujo subterráneo presenta dirección EW para después incorporarse a dirección noroeste. La profundidad de los niveles estáticos están influenciados por la topografía de la región; variando entre 1 y 50 m, a excepción del municipio de Purépero donde alcanza profundidades de hasta 122 m. En el distrito de riego las profundidades varían entre 1 y 10 m; mientras en las localidades de Chavinda e Ixtlán a 30 y 15 m respectivamente. En el valle de Tangancícuaro de 1 a 25 m y en el valle de Guadalupe de los 30 a 50 m (Armas-Vargas, 2010).

El río Duero nace del escurrimiento de manantiales de la localidad de Carapan y a lo largo de la Cañada de los Once Pueblos. En el margen izquierdo recibe al río Celio (al sur de Jacona) y por el margen derecho al río Tlazazalca (al noreste de Tangancícuaro). Ambos ríos son los principales afluentes del río Duero, que a su vez se vuelve tributario del río Lerma en los límites entre Michoacán y Jalisco. Diversos manantiales son aprovechados para el uso de riego de cultivos, balnearios, consumo humano (Zavala-López, 2011). Sobre el río Tlazazalca se encuentra la presa Urepetiro para control de inundaciones (Figura 3). Aguas abajo los

caudales del río Duero son utilizados para generación de hidroelectricidad a través de la central hidroeléctrica "El Platanal".

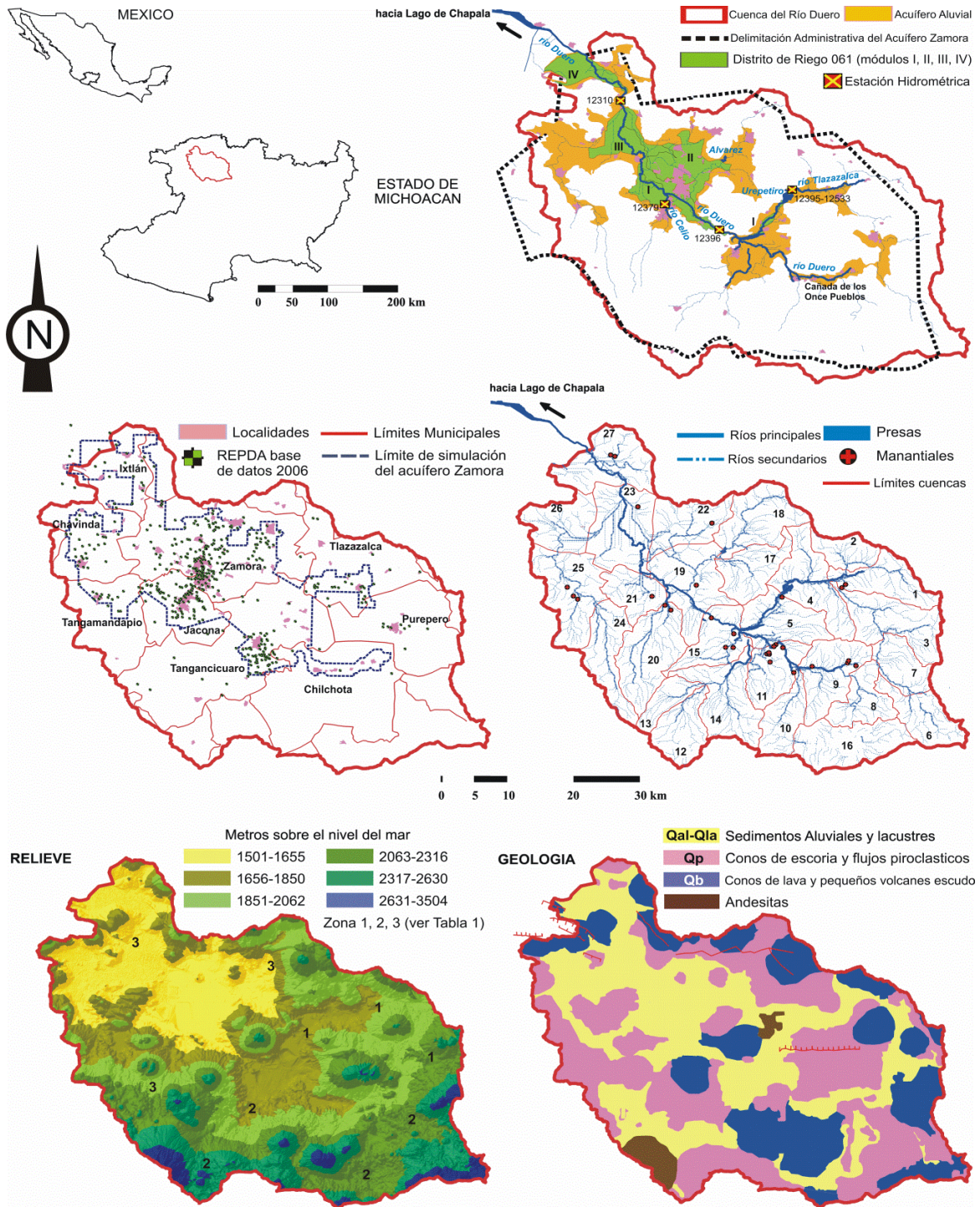


Figura 3. La Cuenca del Río Duero (CRD).

En la Tabla 2 se ilustran algunas características relevantes de las 27 subcuencas que integran la CRD, como área, elevación media, precipitación acumulada, temperatura, caudales, volumen de escurrimiento y material geológico dominante (MGD). Las subcuencas asociadas a la Zona 1, están ubicadas al noreste de la CRD, con elevaciones entre 1757 a 2085 msnm; la Zona 2 se ubica al sureste de la cuenca con mayores elevaciones de 1908 a 2536 msnm y la Zona 3 con menores elevaciones variando de 1530 a 2180 msnm se ubican en el centro y noroeste de la cuenca. La elevación media guarda mayor correlación con respecto al gradiente de temperatura que con la precipitación pluvial; es decir, a medida que aumenta la elevación también aumenta la precipitación y disminuye la temperatura, y viceversa, a medida que disminuye la elevación media también disminuye la precipitación y aumenta el gradiente de temperatura. Los escurrimientos en la Zona I, cuentan con la estación hidrométrica Urepetiro (12395-12533) que afora los caudales del río Tlazazalca (1.13 m³/s) hacia la presa Urepetiro. A la salida de la Zona 2 (El Platanal) los escurrimientos son aforados por la estación hidrométrica Camecuaro (12396) que afora los caudales aportados de la Zona 1 y 2 (8.18 m³/s) (con excepción de la subcuenca Tanaco). Finalmente, los escurrimientos que se incorporan en la Zona 3, son contabilizados por la estación hidrométrica La Estanzuela (12310), que se ubica al inicio de la subcuenca Ixtlán, la cual afora un caudal medio de 11.1 m³/s. Los materiales geológicos dominantes identificados en la CRD son basaltos fracturados (Qb) y flujos piroclásticos (Qp) se presentan con mayor grado en la Zona 1 y 2, siendo buenos materiales para recarga al acuífero; así mismo, en la Zona 3 predominan los depósitos sedimentarios sobre los materiales piroclásticos y basálticos (Qal-Qla>>Qp>Qb), que es donde se encuentran los acuíferos superficial y principal de la región central (ver Figura 3). La precipitación pluvial acumulada media es de 900 mm/año y la evaporación de 1689 mm/año.

El Distrito de Riego 061 (DR-061) consta de 18 mil hectáreas. Está conformado de cuatro módulos de riego. El de mayor cobertura regable es el Módulo II (Principal Chaparaco) con 30%. La capacidad del Módulo IV (Peñitas Estanzuela) es de 26%, mientras que la del Módulo III (Río Nuevo) es de 23%, y la del Módulo I (Urepetiro-Verduzco) de 20%. La tenencia de la tierra en el DR-061 es de tipo Ejidal (12,350 hectáreas) y de pequeña propiedad (5561 hectáreas). El número de usuarios es de 3543 y 861 respectivamente. La actividad económica predominante en la CRD es la agricultura, el comercio y la agroindustria (Pimentel, 2007). Con respecto a la agricultura, la cuenca es un importante centro de explotación de cultivos de alta rentabilidad como fresa, zarzamora y hortalizas (Pimentel y Velázquez, 2013). La producción

de alimentos agrícolas se basa en los periodos agrícolas otoño-invierno y primavera-verano. Durante el primero se siembra cártamo, frijol, garbanzo, lenteja, hortalizas, papa, trigo, principalmente; y durante el segundo se siembra cebolla, fresa, jitomate rojo, maíz, hortalizas y papa (Conagua, 2010). El sistema de riego que predomina es el de temporal (Velázquez *et al.*, 2005). La exportación de fresa a Estados Unidos es particularmente la más importante actividad de desarrollo económico (Conafre, 2012). Situación que hace del DR-061, uno de los centros agrícolas más importantes a nivel nacional. En suma, variedad de recursos naturales y capital hidráulico, hacen de la CRD un sitio adecuado para el estudio del prisma de la gobernanza del agua.

Tabla 2. Algunas características de las subcuencas que integran la CRD.

Subcuencas	Zona	Area km ²	Elev. msnm	Prec. mm/año	Temp. °C	Esc*** m ³ /s	Vol Mm3	MGD
1) Tlazazalca	1	78	2085	836	16.51	0.23	7.37	Qb>Qal-Qla>Qp
2) Jamanducuaró	1	46	1963	795	17.04	0.16	5.05	Qb>Qal-Qla>Qp
3) Purepero	1	108	2096	951	16.18	0.38	11.89	Qb>Qal-Qla>Qp
4) Huitzo	1	106	1948	885	17.32	0.36	11.42	Qp>Qal-Qla>Qb
5) Etucuaró	1	90	1851	922	17.94	0.32	10.07	Qal-Qla>Qp>Qb
6) Sin nombre	2	75	2500	1,052	16.64	0.45	14.22	Qp>Qb
7) El Pueblito	2	59	2266	1,025	16.81	0.49	15.32	Qb>Qal-Qla
8) Morelos	2	64	2208	1,044	16.89	0.34	10.87	Qp>Qal-Qla
9) Carapan	2	94	2087	1,012	17.37	1.47	46.23	Qal-Qla>Qp>Qb
10) Huecato	2	62	2334	1,066	14.97	0.19	6.13	Qb>Qp>Qal-Qla
11) Chilchota	2	71	1907	963	16.95	0.99	31.10	Qp>Qb>Qal-Qla
12) San Isidro	2	72	2514	1,026	14.73	0.35	11.12	Qp>Qal-Qla
13) Patamban	2	39	2441	896	15.95	0.24	7.71	Qal-Qla>Qp
14) Ocumicho	2	110	2136	987	15.57	1.35	42.62	Qp>Qal-Qla>Qb
15) El Platanal	2	74	1877	878	18.03	0.85	26.92	Qal-Qla>Qp>Qb
16) Tanaco *	2	111	2342	1,054	15.52	0.58	18.20	Qp>Qal-Qla>Qb
17) Aquiles Serdan	3	73	1791	849	18.63	0.24	7.59	Qal-Qla>Qp
18) Atacheo	3	104	1885	835	18.36	0.34	10.65	Qp>Qb>Qal-Qla
19) Zamora	3	117	1655	812	20.04	0.41	12.86	Qal-Qla>>Qp
20) Tenguecho	3	118	2102	847	17.05	0.24	7.54	Qal-Qla>Qp
21) La Estancia	3	58	1690	838	18.94	0.21	6.66	Qal-Qla>Qp
22) Atecucario.	3	82	1668	766	19.15	0.26	8.16	Qal-Qla>Qp>Qb
23) Ario	3	124	1607	802	19.91	0.41	12.83	Qal-Qla>>Qp
24) La Cantera	3	86	2123	888	15.98	0.23	7.31	Qp>Qal-Qla
25) Santiago (Tpio.)	3	123	1773	854	17.82	0.43	13.58	Qp>>Qal-Qla
26) La Cuestita	3	80	1639	804	19.67	0.19	6.02	Qal-Qla>Qb>Qp
27) Ixtlán **	3	118	1621	778	20.81	0.54	16.97	Qal-Qla>>Qb

* Cuenca endorreica, no aporta directamente al río Duero, pero sí al acuífero.

** Para contabilizar el caudal medio de 11.1 m³/s de la estación hidrométrica (12310) es necesario no contabilizar los caudales de las sub-cuencas Tanaco e Ixtlán. La primera por no aportar al río y la segunda por estar después de la estación de aforo.

*** Estos caudales se calcularon utilizando el método del coeficiente de escurrimiento (Ce) de la NOM-011-CNA-2000.

2. METODOS

2.1 Modelo conceptual e insumos en la modelación

Un modelo conceptual es un modelo simplificado de la realidad, capaz de representar la relación entre los distintos procesos involucrados en el funcionamiento del sistema a ser representado (acuífero, cuenca, río, etc.). En la implementación del modelo se tienen que definir los aspectos físicos relevantes a considerar; idealizar y simplificar el fenómeno observado, y analizar las condiciones y procesos más relevantes que ocurren en el sitio de estudio (Hsieh *et al.*, 2001). La Figura 4 muestra el esquema metodológico utilizado para desarrollar y obtener el IPGC, comenzando con simplificar y establecer el modelo conceptual en la Cuenca del Río Duero (CRD), definiendo el área de estudio a modelar, composición del medio geológico, hidrogeológico, tipo de suelo, recursos hídricos disponibles (ríos, manantiales, lagos, presas, pozos), áreas de recarga, condiciones de frontera, niveles freáticos, intervalos de simulación, número de celdas a simular, y sitios de demanda, entre otros. Posteriormente, se utiliza al Prisma de la Gobernanza de Cuencas de Parkes *et al.* (2008, 2010) como marco teórico base a abordar.

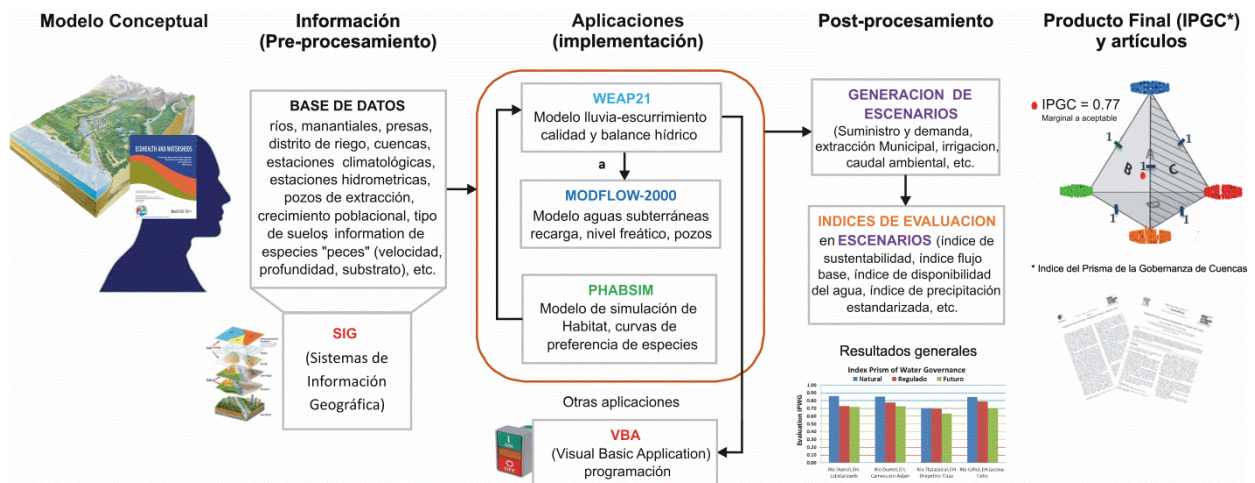


Figura 4. Esquema metodológico propuesto para obtener el IPGC.

La recopilación de información se llevó a cabo en instancias gubernamentales y académicas, así como proyectos afines disponibles en medios electrónicos. La implementación de la cuenca se llevó a cabo en un modelo de planeación-lluvia escurrimiento (Weap) y en uno de simulación de agua subterránea (Modflow). Adicionalmente, se requirió del modelo Phabsim,

para simular el hábitat disponible útil en un tramo del río Duero (ver Anexo, pág. 112). Posterior a la generación de escenarios, se evaluaron estos mediante índices diversos, generando los primeros resultados, para finalmente proponer el índice del prisma (IPGC) (Figura 4).

La Tabla 3 muestra los insumos de entrada que fueron utilizados para implementar ambos modelos de simulación matemática. El modelo conceptual desarrollado para Modflow, requirió identificar los principales componentes hidrológicos (superficiales y subterráneos) que interactúan en el acuífero mediante entradas y salidas. Como entradas se consideraron las recargas del río al acuífero, por lluvias y riego; por ejemplo, el volumen de escurrimiento superficial en los ríos se obtuvo del aforo de las estaciones hidrométricas del BANDAS (Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales). Para realizar el balance hídrico fue necesario consultar información climática del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), obteniendo registros de temperatura, evaporación y precipitación pluvial. Con respecto a las descargas se consideraron los aportes del acuífero al río, manantiales, evapotranspiración, descarga horizontal subterránea y el bombeo en pozos. Por ejemplo, para la extracción de agua subterránea en la región se consultó el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA). La implementación del sistema acuífero Zamora quedó integrado por materiales geológicos de origen basáltico y depósitos sedimentarios; topografía (Modelo Digital de Elevación), carga hidráulica inicial (red piezométrica), así como identificar áreas regionales de recarga y descarga. La implementación de Weap requirió compartir algunos datos de entrada ya establecidos anteriormente (escurrimientos, precipitación, vegetación y cobertura de suelo). Además de clasificar los principales usos del agua; infraestructura, oferta-demanda, estadística agrícola y volúmenes concesionados al DR-061. Los modelos de cambio climático se obtuvieron del Atlas Climático Digital de México de la Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (UNIATMOS-UNAM), utilizando principalmente las variables de temperatura y precipitación media mensual.

Tabla 3. Información obtenida y fuentes consultadas para la construcción de los modelos.

Datos de entrada	Fuente	WEAP21	MODFLOW-2000
Hidrometría (BANDAS)	Conagua	x	x
Climatología	SMN	x	x
Topografía (MDE)	INEGI		x
Vegetación y cobertura de suelo	Conabio	x	x
Perfiles de suelo	INEGI	x	
Geología	Garduño <i>et al.</i> (1999); SGM		x

Bombeo (REPDA) y piezometria	Conagua		x
Recursos hídricos	Conagua	x	
Modelos de cambio climático	CCA-UNAM	x	
Proyecciones poblacionales	Conapo	x	
Subcuencas	FIRCO	x	

Conagua: Comisión Nacional del Agua; SMN: Servicio Meteorológico Nacional; INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía; Conabio: Comisión Nacional de la Biodiversidad; SGM: Servicio Geológico Mexicano; CCA-UNAM: Centro de Ciencias de la Atmosfera-Universidad Nacional Autónoma de México; FIRCO: Fideicomiso de Riesgo Compartido.

2.2 Modelos matemáticos en la gestión de los recursos hídricos

La planificación del agua se puede efectuar mediante el uso de modelos matemáticos, con los cuales se busca representar los procesos físicos que suceden en una cuenca, como generación de escurrimiento, precipitación pluvial, evapotranspiración y recarga a los sistemas acuíferos; si bien, hay varias tendencias de modelos matemáticos, dentro de los más populares están los Sistemas de Soporte de Decisiones (SSD) (Silva-Hidalgo *et al.*, 2009). Siendo necesario implementar en la Cuenca del Río Duero (CRD) dos modelos de simulación. El modelo Weap21 (SEI, 2011; Yates *et al.*, 2005a) es un sistema de planificación y evaluación de los recursos hídricos, con amplia gama de conceptos sobre gestión del agua, integración de oferta y demanda, costos financieros, calidad de agua y consideraciones ecológicas, como el requerimiento de caudales ambientales, además de incluir un modelo lluvia-escurrimiento. Modflow-2000 (Harbaugh *et al.*, 2000; USGS, 2000) es un modelo de simulación hidrodinámica, el cual puede simular el flujo subterráneo (nivel freático) en régimen estacionario o transitorio para diferentes condiciones en que se encuentren las capas del acuífero (libre, parcialmente convertible y/o confinado).

Para la implementación del sistema acuífero Zamora en Modflow fue necesario de acuerdo a Todd and Mays (2005) definir e identificar aspectos tales como zonas de recarga, descarga, pozos, drenes, ríos, topografía de la zona, fondo de las capas que conforman el acuífero, conductividad hidráulica, coeficientes de almacenamiento y rendimiento específico. Además de trabajar con acuíferos en medios heterogéneos, anisótropos, multicapas y establecer la interacción río-acuífero. La ecuación (1) se forma a partir de la combinación, entre la generalización de la Ley de Darcy con el principio de la conservación de la masa (ecuación de continuidad). Que son la base para todos los modelos de agua subterránea, estando conformada por el coeficiente de almacenamiento específico, conductividad hidráulica y de entradas y salidas de agua (ASCE, 1996). De acuerdo al objetivo que se planteó resolver, la

ecuación de flujo en medios porosos puede establecerse en régimen estacionario o transitorio. Para este caso de estudio, el acuífero está en estado transitorio, que es cuando la carga hidráulica h varía a lo largo del tiempo, indicando que el sistema pierde o gana agua en un periodo de tiempo determinado.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + S_y \frac{\partial h}{\partial t} - q(x, y, t) \quad (1)$$

La ecuación general de flujo para un acuífero libre (en medio heterogéneo y anisótropo) está representado por la ecuación (1), donde el termino q representa las fuentes o sumideros (ríos, recargas, drenes, manantiales, pozos de extracción, inyección, entre otros) definiendo mediante el signo positivo una fuente que aporta agua al acuífero y negativo si extrae agua del mismo, esto en unidades del inverso de la unidad de tiempo. El termino h es la carga hidráulica; K_x , K_y , K_z son las conductividades hidráulicas del medio poroso en las direcciones cartesianas x , y , z respectivamente; S_s el coeficiente de almacenamiento específico; S_y el coeficiente de rendimiento específico (o porosidad efectiva) y t es la variable tiempo (Anderson and Woessner, 1992; Harbaugh *et al.*, 2000). Para mayor detalle se puede consultar los trabajos de Harbaugh (2002) y USGS (2000). En la Figura 5 muestra la delimitación de la zona de simulación e implementación del acuífero Zamora. Abarcando principalmente extensas áreas de depósitos sedimentarios, mismos que están rodeados por estructuras volcánicas, los cuales establecen los sistemas de recarga para los acuíferos de origen granular y basáltico; además, de incluir el distrito de riego y los principales ríos de la CRD. Con respecto a la implementación del sistema acuífero, quedo integrado por materiales geológicos de origen basáltico, piroclástico, depósitos sedimentarios, topografía, carga hidráulica inicial y áreas regionales de recarga y descarga (Figura 5, superior derecha). Modflow emplea los aspectos hidrológicos como funciones: ríos (RIV), recarga vertical (RCH), manantiales o drenes (DRN), entradas y salidas horizontales (GHB), evapotranspiración (EVT) y pozos (WEL). En condiciones transitorias se asignaron valores de coeficiente de almacenamiento en función de cada material geológico. En la calibración del modelo se emplearon los parámetros hidráulicos de conductividad hidráulica y el coeficiente de almacenamiento (Armas-Vargas, 2010). Para Anderson and Woessner (1992) una manera útil de presentar los resultados de la calibración transitoria es mediante una regresión lineal. Con información piezométrica medida en campo se calibró el modelo para los años 1999 y 2007 (Figura 5a, b respectivamente) (Armas-Vargas,

2010). El error cuadrático medio RMS (*Root Mean Square Error*) es uno de los mejores estimadores del error en la modelación y se expresa como la raíz cuadrada de la media de las diferencias (entre los valores calculados y observados) al cuadrado (Anderson and Woessner, 1992). Waterloo Hydrogeologic (1999) emplea como complemento el RMS *normalizado* que es igual al valor del RMS dividido por la máxima diferencia de los niveles observados en campo. El RMS para el año de referencia de 1999 y 2007 fue de 7.54 y 10.01 metros, respectivamente; y el error normalizado fue de 3.78 y 4.47%, respectivamente.

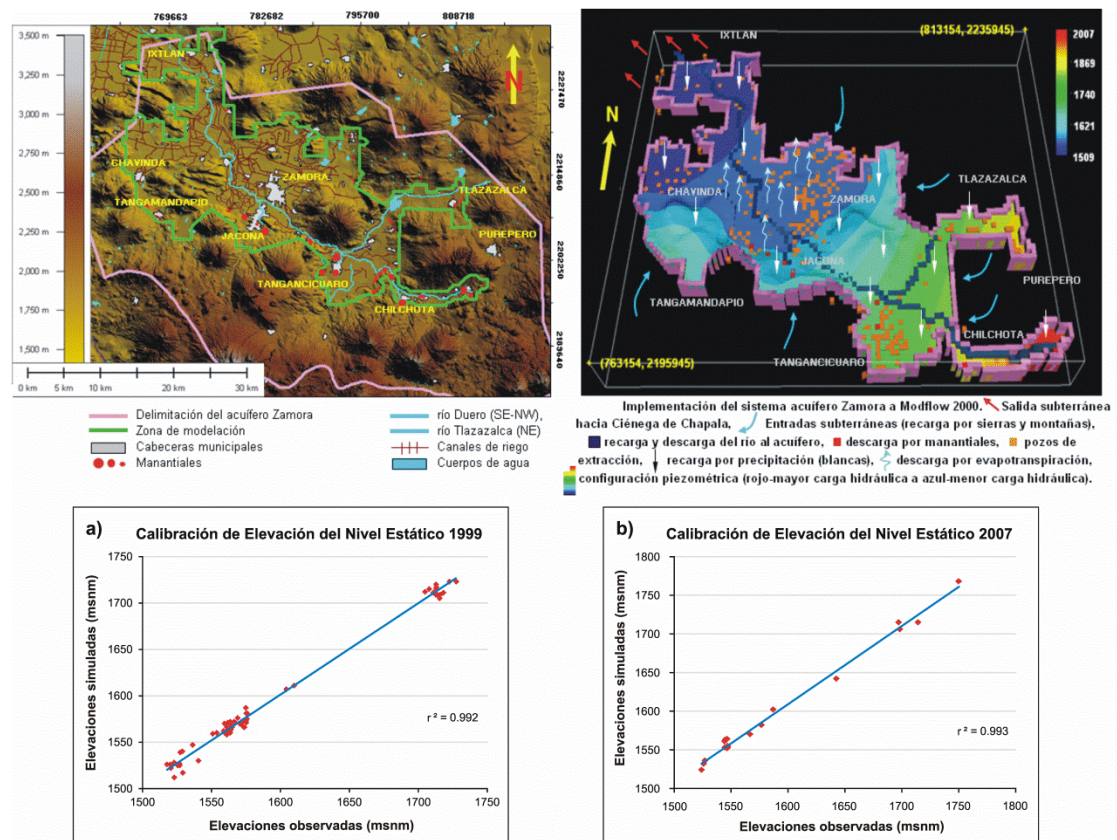


Figura 5. Correlación de niveles piezométricos (1999 y 2007).

Para el cálculo del balance volumétrico de cada subcuenca en Weap, se optó por seleccionar el Modelo de Humedad del Suelo (Soil Moisture Model) por ser más robusto. La estructura del balance hídrico está representada por dos capas. La capa superior (o Bucket 1) simula la evapotranspiración considerando parámetros meteorológicos (precipitación y temperatura) y características del suelo (espesor, conductividad de saturación y grado de humedad de la zona radicular y profunda). La capa inferior (o Bucket 2) simula el flujo base del río y los

cambios en la humedad del suelo (SEI, 2011). La ecuación (2) muestra los componentes que rigen al balance hídrico en cada cuenca:

$$Rd_j \frac{dz_{1,j}}{dt} = P_e(t) - PET(t)k_{c,j}(t)\left(\frac{5z_{1,j} - 2z_{1,j}^2}{3}\right) - P_e(t)z_{1,j}^{\frac{LAI_j}{2}} - f_j k_{s,j} z_{1,j}^2 - (1-f_j)k_{s,j} z_{1,j}^2 \quad (2)$$

El término Rd_j es la capacidad de almacenamiento del agua en la zona de raíces (mm), P_e corresponde a la precipitación efectiva (mm) y es función del tiempo t (mensual). El tercer término PET es la evapotranspiración potencial (Penman-Montheit), donde $k_{c,j}$ es el coeficiente de cultivo de cada cobertura de suelo y $z_{1,j}$ es el nivel de humedad inicial en la zona de raíces. El término LAI_j representa el escurrimiento superficial y se define como el índice de resistencia al escurrimiento en la cobertura del suelo. Los términos restantes representan la infiltración profunda y el flujo sub-superficial, respectivamente, donde $k_{s,j}$ es la conductividad saturada de la zona radicular (mm/tiempo) y f_j es el flujo preferencial relacionado con el suelo, que divide de forma fraccional el agua en una componente horizontal y/o vertical (SEI, 2011).

La ecuación (3) (Bucket 2) está compuesta por los términos de percolación y flujo base; donde el término Dw , representa la capacidad de almacenamiento de agua en la zona profunda, $z_{2,j}$ es el nivel de humedad inicial en la zona profunda y k_{s2} es la conductividad saturada del almacenamiento inferior (mm/tiempo) (SEI, 2011).

$$Dw \frac{dz_2}{dt} = \left(\sum_{j=1}^N (1-f_j)k_{s,j}z_{1,j}^2 \right) - k_{s2}z_2^2 \quad (3)$$

Con la incorporación de Modflow en Weap, el tercer término de la ecuación (3) se omite, quedando definida la recarga o percolación (R) al acuífero (vol/tiempo). Quedando definida la ecuación (4), donde A_j es el área de aporte por unidad de cuenca (SEI, 2011). De igual manera para mayor detalle se puede consultar los trabajos del SEI (2011), Yates (1994) y Yates et al. (2005a, b).

$$R = \sum_{j=1}^N A_j (1-f_j)k_{s,j}z_{1,j}^2 \quad (4)$$

Weap representa una estructura espacial de componentes físicos como plantas de tratamiento, acuíferos o sitios de demanda que se vinculan a un río, representados a través de nodos y líneas. Los nodos simbolizan las demandas determinadas por la población o la agricultura de riego. También el área de captación corresponde a nodos, que es donde se ingresa información meteorológica y características del suelo (Suárez *et al.*, 2008). La Figura 6 (superior izquierda) muestra la implementación de los componentes físicos más relevantes de la CRD en el modelo Weap; mediante el esquema de línea-nodo que representa la información de demanda y oferta de agua para realizar los balances de masa (SEI, 2011).

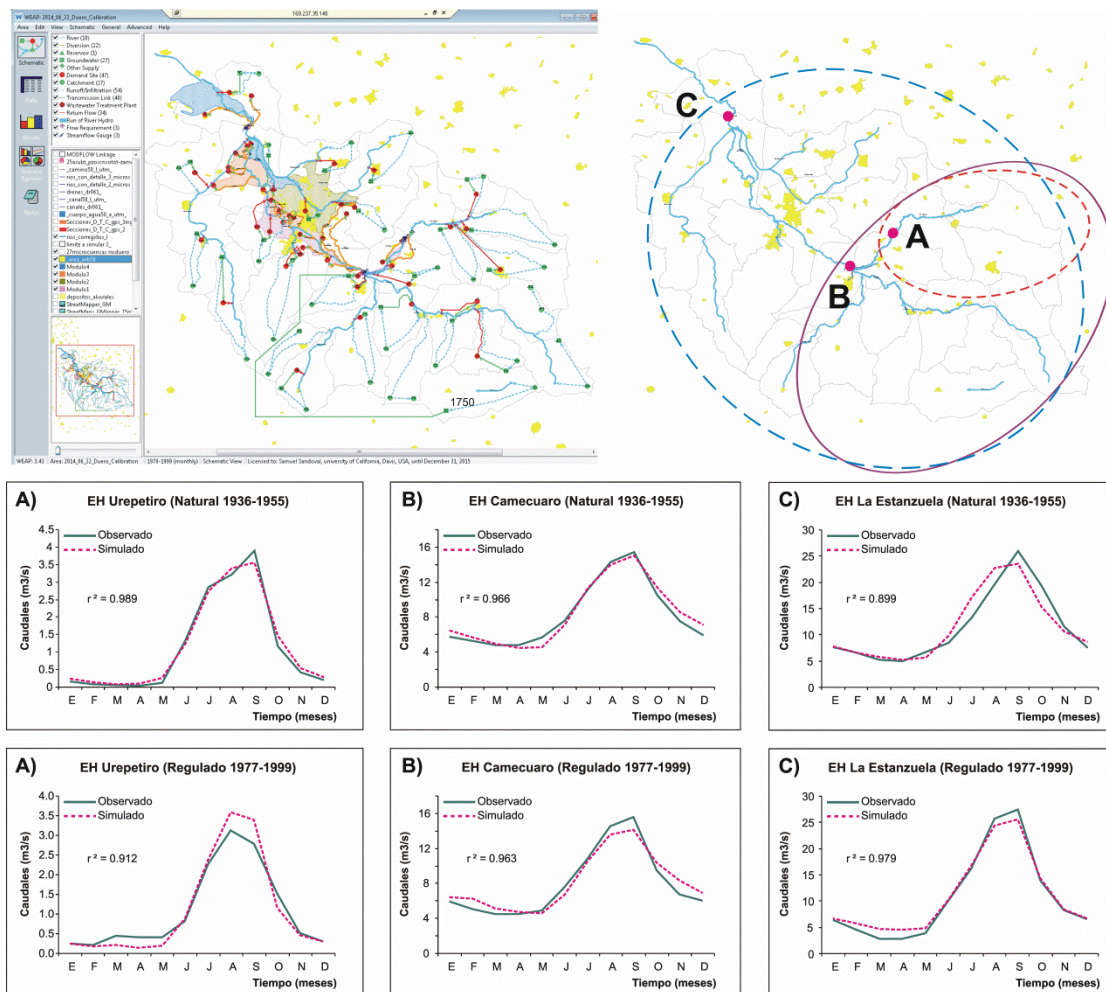


Figura 6. Calibración de hidrogramas mensuales aforados en ríos de la CRD.

Estableciendo como nodos 27 microcuencas, 27 acuíferos, 47 sitios de demanda; como líneas 10 ríos, 22 derivaciones (canales), 34 retornos de flujo del sitio de demanda al río, 54 líneas de escurrimiento/infiltración entre cuencas-acuíferos y cuencas-ríos, 48 líneas vínculos de transmisión entre acuíferos-sitios de demanda y derivaciones-sitios de demanda. Además de 6 nodos adicionales, donde 3 representan sitios de requerimiento de caudal ambiental sobre los ríos; y 3 representan las estaciones hidrométricas (EH), ubicadas sobre los ríos para el aforo de caudales. En la Figura 6 (superior derecha) se observan 3 sitios de aforo (A, B, C) ubicados espacialmente sobre diferentes sitios del río Tlazazalca y Duero. La EH Urepetiro (A) está referida a un área de captación integrada por cuatro subcuencas, la EH Camecuaro (B) representativa de la mitad-superior de la CRD, capta el escurrimiento de 14 subcuencas; y la EH La Estanzuela (C) ubicada próxima al final del río Duero, afora todos los aportes naturales y producidos en la CRD. La Figura 6 muestra la calibración de los escurrimientos mensuales observados y simulados, para el periodo referido como natural de 1936 a 1955, y para el periodo regulado de 1977 a 1999. Los seis hidrogramas de calibración están referidos a cada una de las estaciones hidrométricas (A, B, C) de la Figura 6 (superior derecha).

La calibración del modelo se realizó de manera tradicional (manualmente, a través del método de ensayo y error), con objeto de tratar de minimizar el error cuadrático medio (RMS) y maximizar el coeficiente de correlación (r); así como reproducir el volumen promedio anual en los ríos (Yates *et al.*, 2005b); y maximizar el criterio de Nash-Sutcliffe (NS) (Nash and Sutcliffe, 1970). En la Tabla 4 se muestra la estadística resumen del periodo de calibración 1977 a 1999, de las tres estaciones hidrométricas (EH). La EH Urepetiro (A) presentó mayor porcentaje de error cuadrático, aunque mejoró en los coeficientes de r y NS. Las EH Camecuaro (B) y La Estanzuela (C) presentaron menores errores RMS y altos valores de correlación con 90 y 98% respectivamente, siendo las de mejor calibración. Sin embargo, el valor de NS disminuye en la estación Camecuaro con 68% y aumenta favorablemente en La Estanzuela a 94%. Para Anderson and Woessner (1992) y Hill and Tiedeman (2007) el valor normalizado ($nRMS$) debe mantenerse por debajo del 10%, el cual indicará una calibración aceptable. El modelo Weap tiene la opción de vincular al modelo Modflow, por lo que primero se calibraron los modelos por separado, seguido de homologar el paso de tiempo (*time step*) a mensual en cada modelo. Al momento de correr Weap como un solo modelo este calcula y resuelve para cada paso de tiempo las ecuaciones descritas anteriormente. Finalmente se volvió a calibrar el modelo con las estaciones hidrométricas citadas hasta llegar a los

resultados de la Tabla 4. Para mayor detalle se puede consultar el manual guía de WEAP (SEI, 2011) donde se ilustra parte de este procedimiento. Para Legates and McCabe (1999) los coeficientes de IA y NS evalúan la bondad de ajuste para la validación del modelo.

Los parámetros que presentaron mayor sensibilidad en Weap, al momento de ajustar las curvas del hidrograma de caudales (L^3/T) calculadas por el modelo, fueron el flujo preferencial (f) y la capacidad de agua en el suelo del Bucket 1 (Soil Water Capacity); y en Modflow los parámetros que presentaron mayor sensibilidad fueron la conductividad hidráulica horizontal (K_h), el rendimiento específico (S_y) y la recarga (RCH).

Tabla 4. Estadística final de ajuste de la calibración del modelo (*n=264).

Estaciones Hidrométricas	Clave Bandas	RMS (m ³ /s)	nRMS (%)	r	IA	NS
Urepetiro	12395-12533	0.9	10.3	0.84	0.92	0.70
Camecuaro (Adjuntas)	12396	2.0	8.7	0.90	0.93	0.68
La Estanzuela	12310	2.3	5.6	0.98	0.98	0.94

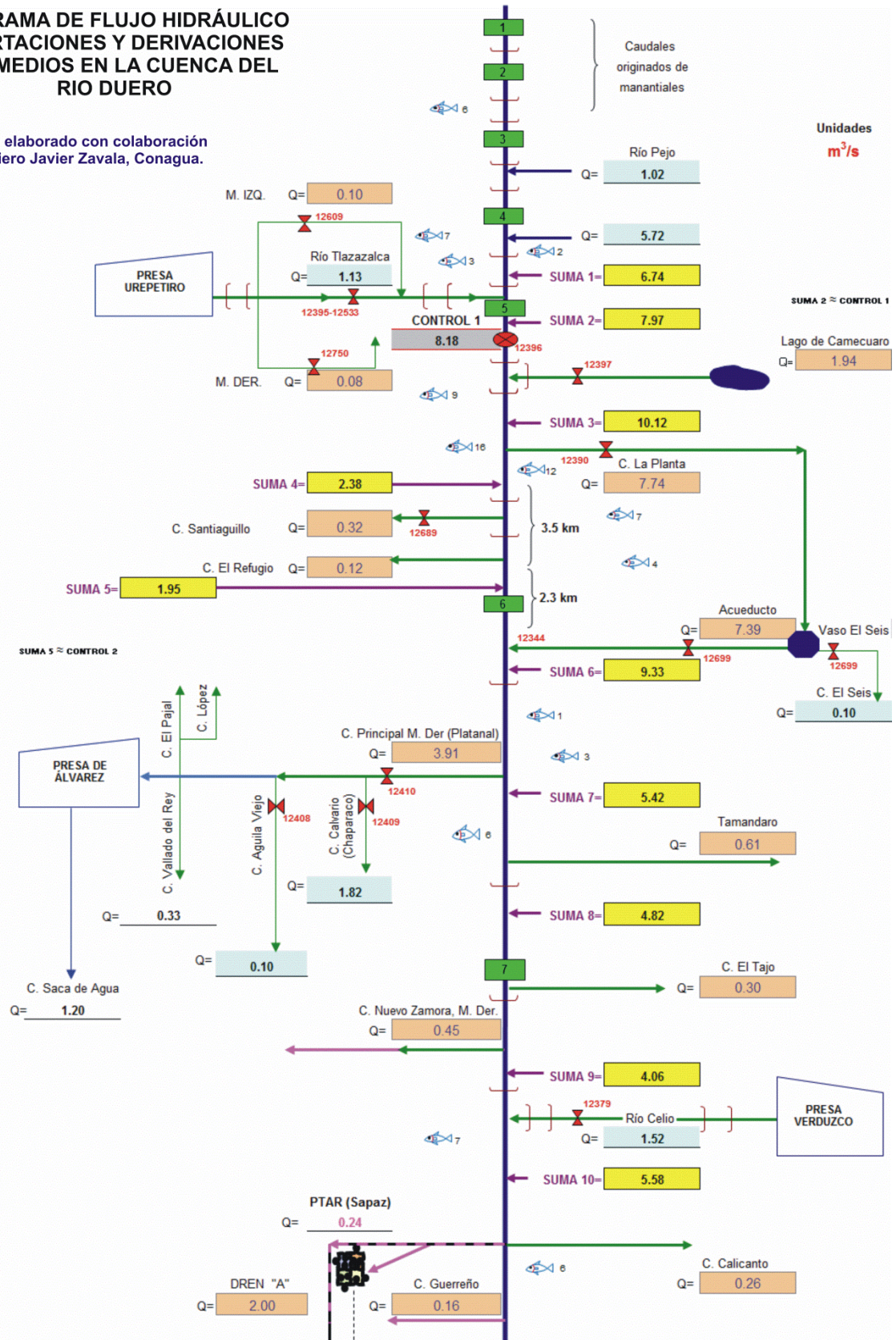
RMS: Root Mean Squared Error; nRMS: normalized Root Mean Squared Error; r: Correlation coefficient; IA: Index of Agreement; NS: Nash-Sutcliffe coefficient. *n: número de valores observados.

2.2.1 Balance hidráulico en el río Duero

Para lograr la calibración en el modelo de cuenca, fue necesario establecer un esquema de las principales aportaciones y derivaciones en el río Duero, mediante un diagrama flujo como el que se muestra en la Figura 7; si bien no es definitorio, si es una guía que ilustra el estatus promedio de los caudales en los ríos (posteriormente se contempla ampliar esta información). El río Duero se origina del aporte de manantiales que se distribuyen a lo largo la Cañada de los Once Pueblos. Llevando un caudal promedio de 6.7 m³/s (211 Mm³/año). Aguas abajo recibe a dos afluentes. El río Tlazazalca 1.13 m³/s (35 Mm³/año) y el Lago de Camecuaro 2 m³/s (63 Mm³/año). Incorporada estas descargas, el río Duero lleva en promedio 10 m³/s (315 Mm³/año). Pero al llegar al canal La Planta, este deriva 7.7 m³/s (244 Mm³/año) con rumbo al vaso de almacenamiento El Seis. Posteriormente los caudales son conducidos por un acueducto. El cual tiene una carga hidráulica de 100 metros con respecto al nivel del río Duero. Siendo utilizada esta energía potencial para la generación de electricidad por la C. H. El Platanal. Los caudales restantes (después de la derivación) en promedio 2.4 m³/s (75 Mm³/año) recorren un largo de 5.5 km. Para después reincorporarse a los caudales vertidos por el acueducto. Retomando nuevamente el río Duero un aforo de 9 m³/s (284 Mm³/s).

DIAGRAMA DE FLUJO HIDRÁULICO APORTACIONES Y DERIVACIONES PROMEDIOS EN LA CUENCA DEL RIO DUERO

Diagrama elaborado con colaboración
del ingeniero Javier Zavala, Conagua.



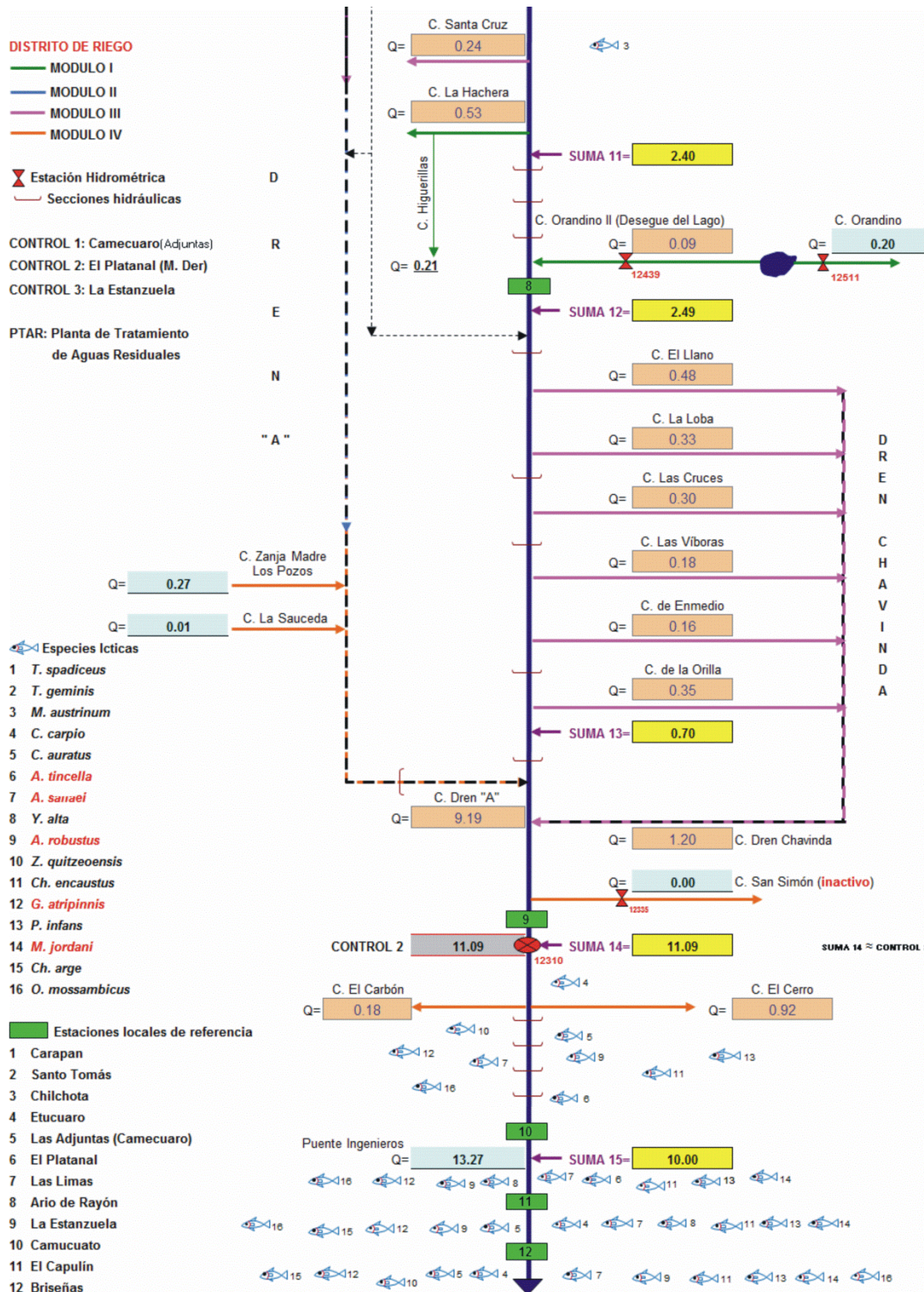


Figura 7. Balance hidráulico del río Duero.

De la entrada del valle de Zamora hasta su salida en el puente Camucuató (rumbo a Chapala) se deriva anualmente del río Duero un volumen concesionado de 184 Mm³/año para el riego de 18,000 hectáreas. Del cual 60% es superficie activa y el resto inactiva. Los Módulos I y III derivan cada uno el 23%; Módulo II el 22% y Módulo IV el 31%. Adicionalmente, el Módulo I tiene la presa de Urepetiro que se encuentra en el Valle de Guadalupe. Esta presa fue diseñada para el control de inundaciones del río Tlazazalca, con capacidad útil de 11 Mm³ para el riego de 797 hectáreas.

En la localidad del Platanal, el río Duero lleva un aforo de 9 m³/s (284 Mm³/año). Hasta después de la incorporación del río Celio, el Duero registra 5.5 m³/s (173 Mm³/año). Aguas abajo se sigue derivando a través de otros canales (Guerreño, Santa Cruz, La Hachera, Calicanto). Aforando en promedio (el río Duero) 2.5 m³/s (79 Mm³/año). Aún con la incorporación del manantial Orandino II, el Duero sigue siendo sometido a derivación constante hasta después del canal La Orilla (localidad de El Colongo) donde hay aforos de hasta 1 m³/s (32 Mm³/año). Siguiendo (aguas abajo) se incorporan al Duero el Dren A y el río Chavinda (ambos llevan descargas de agua residual y retornos de riego). Por lo que, el río Duero vuelve a registrar un aforo de 11 m³/s (350 Mm³/año) cercano a la localidad de La Estanzuela.

2.2.2 Interacción Weap-Modflow en la CRD

La Figura 8 muestra el desplegado final entre la interacción Weap-Modflow en la CRD, estando representado Modflow por la malla de 80 renglones y 100 columnas. A continuación indicamos algunas características propias de ambos modelos, para la generación del modelo de cuenca.

Weap:

Paso de tiempo por año: 12.

Longitud del paso de tiempo (días): 31, 28, 31, 30, 31, 30, 31, 31, 30, 31, 30, 31.

27 nodos de agua subterránea (20 están vinculados a celdas de MODFLOW).

47 demand sites (0 are linked to MODFLOW cells).

151 river reaches (54 are linked to MODFLOW cells).

MODFLOW archivo vinculado: MODFLOW Linkage.shp

Modflow:

80 renglones, 100 columnas, 3 capas = 24,000 celdas totales: 9,759 celdas activas,
14,241 celdas inactivas, 0 celdas de carga constante.

Ancho de Renglón: 500 Metros.

Ancho de Columna: 500 Metros.

Área de Celda: 250,000 Metros².

Área de todas las celdas activas: 813,250,000 Metros².

Celdas activas vinculadas a nodos de agua subterránea en WEAP: Todos vinculados.

Celdas activas vinculadas a sitios de Demanda en WEAP: 0

Acuíferos: 2 (Las 3 capas están agrupadas en 2 acuíferos).

Periodo de Stress: 1.

Celdas Well estan definidas en archivo Well (TESIS_1_ST_2000_2006.WEL): 429.

NOTA: 101 celdas de Well están duplicadas (Esto no es un problema).

Celdas de tramo de río vinculado a WEAP River Reach: Todos vinculados.

Celdas Dren vinculadas a WEAP River Reach: Todos vinculados.

Periodo de Stress transitorio.

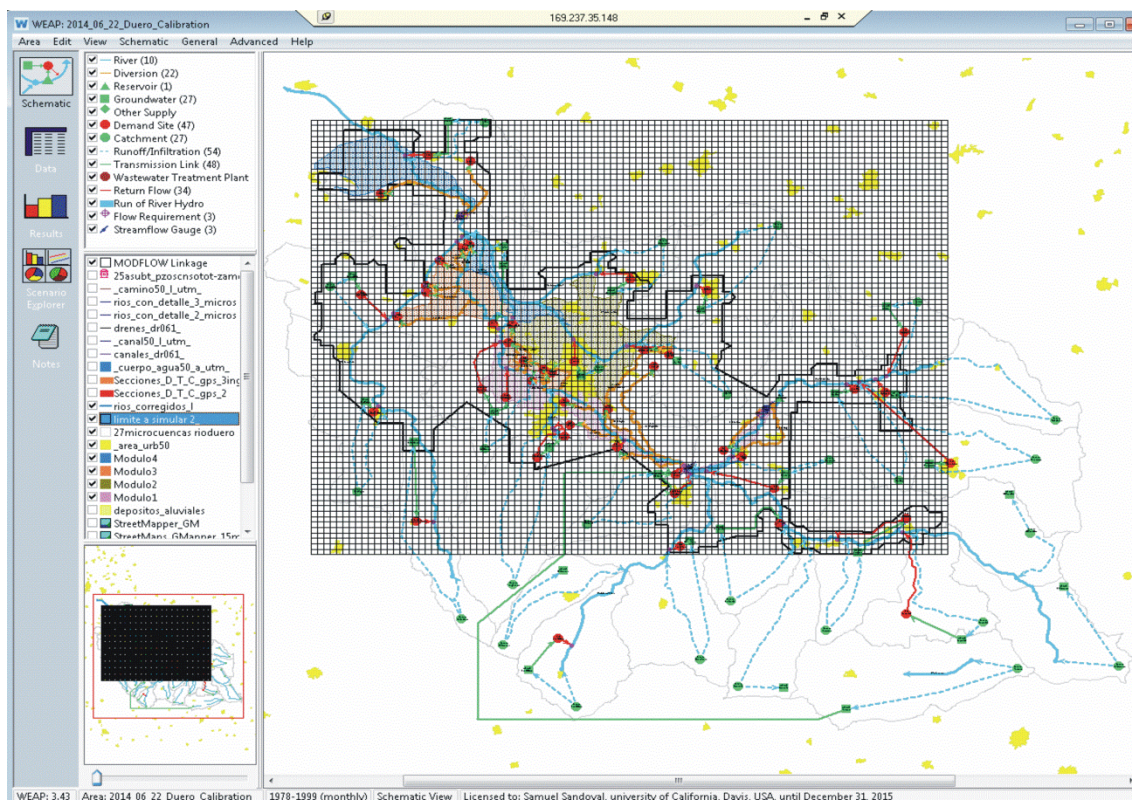


Figura 8. Interacción Weap - Modflow (malla) en la CRD.

2.3 Escenarios a simular

La propuesta de escenarios a simular quedó en función del cambio climático, incremento en la extracción de agua para agricultura dentro de los cuatro Módulos del DR-061, incremento en el bombeo de extracción (para cualquier uso) y del requerimiento de caudal ambiental en ríos. El escenario base comprende de 1977 a 1999, con proyección hasta el 2070. Tres fueron los escenarios donde se evaluó el Índice del Prisma de la Gobernanza del Agua (IPGA):

Escenario 1 (*Status quo*): Este escenario planteó continuar con el actual ritmo de extracción de los recursos superficiales y subterráneos, hasta 2070. Para lo cual no se ejerció modificación alguna sobre los componentes hidrológicos del balance, con el fin de calcular y observar la tendencia de los recursos a futuro; después de esta corrida, se sustituyó el régimen de escurrimiento regulado por la propuesta del requerimiento del caudal ambiental (RCA) tipo “A” clase natural, calculado previamente por el método de curvas de duración de flujo (CDF).

La Clase de Manejo Ambiental (CMA) tipo “A” natural (Smakhtin and Anputhas, 2006; SEI, 2014) propuesto para este estudio, indica que el régimen de caudal ambiental debe presentar *unas condiciones de menor modificación en las corrientes fluviales y en los hábitats ribereños*. Esta perspectiva de gestión considera que no hay nuevos proyectos de manejo de recursos hídricos permitidos (como nuevas represas, derivaciones, etc.).

Escenario 2 (*Efecto Cambio Climático*): Este escenario planteó determinar el impacto producido por este fenómeno climático en el agua de la agricultura, en el bombeo y en el río (con y sin propuesta de caudal ambiental). Los modelos HADGEM1-B2 y MPIECHAM5-B2, contemplaron como efectos aumento en la temperatura media de la atmósfera terrestre y disminución en la precipitación pluvial, respectivamente. Por otro lado, el modelo MPIECHAM5-A2 contempló aumentos en la temperatura media y en la precipitación pluvial de la región. De manera similar, al terminar la simulación con el régimen de escurrimiento calculado en el escenario *status quo* se intercambió por el requerimiento de caudal ambiental tipo “A”.

Los escenarios de cambio climático (ECC) de emisiones altas (A2) y moderadas (B2) son muy utilizados para conjeturar el cambio climático futuro y evaluaciones de impacto. El escenario

B2 se centra en alcanzar la sostenibilidad económica, social y ambiental; el crecimiento poblacional progresivo (a menor ritmo que A2), el desarrollo económico medio, así como cambios tecnológicos menos rápidos, protección ambiental e igualdad social. El escenario A2 describe un mundo muy heterogéneo con crecimiento poblacional fuerte, desarrollo económico y cambios tecnológicos lentos; destacando la autosuficiencia y la conservación (IPCC, 2007).

Escenario 3 (*Fluctuaciones en el volumen de extracción*): Este escenario contempló disminuir y aumentar el volumen de extracción tanto de la actividad agrícola del distrito de riego, como del bombeo de toda la región. Ambas actividades, fueron comparadas con el escenario base, para observar cuál de estas dos acciones ejerce mayor o menor presión en el río Duero.

2.4 Justificación del Prisma de la Gobernanza de Cuencas por ejes y planos

De acuerdo a Parkes *et al.* (2010) el Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) facilita la comprensión entre cuatro aspectos de la gobernanza del agua; incluso resalta la forma en que estos elementos se relacionan y son utilizados dentro de diferentes contextos de investigación; sin embargo, el prisma no está destinado, ni pretende abarcarlo todo. De los cuatro vértices del prisma: cuencas, ecosistemas salud/bienestar y sistemas sociales se pueden generar otros vínculos, como: ecosistemas–salud/bienestar (Eco–Sb), cuencas–ecosistemas (Cue–Eco), cuencas–salud/bienestar (Cue–Sb), cuencas–sistemas sociales (Cue–Ss), sistemas sociales–salud/bienestar (Ss–Sb) y ecosistemas–sistemas sociales (Eco–Ss). A su vez, la vinculación directa entre estos ejes forman cuatro planos o perspectivas, establecidas como: cuencas–ecosistemas–sistemas sociales (Cue–Eco–Ss), cuencas–ecosistemas–salud/bienestar (Cue–Eco–Sb), cuencas– sistemas sociales–salud/bienestar (Cue–Ss–Sb) y ecosistemas–sistemas sociales–salud/bienestar (Eco–Ss–Sb) y finalmente en conjunto, la integración de las cuatro perspectivas referidas a la gobernanza del agua dan lugar al PGC.

Para lograr alcanzar la evaluación integral del Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC), fue necesario tomar como base la discretización ya definida del prisma de Parkes *et al.* (2010). De manera análoga a este planteamiento, se evaluaron por separado los ejes y las perspectivas a través de una selección de índices afines al contexto de los ejes, obteniendo como integración y/o producto final la propuesta del IPGC.

Cabe indicar que [Parkes et al. \(2010\)](#) identificaron que pueden presentarse sesgos al momento de visualizar la gobernanza del agua desde un punto de vista particular o mediante enlaces unidimensionales entre dos vértices. Resulta relevante que el prisma, ya en conjunto cubriría esos posibles sesgos al momento de quedar integrado. Generando una crítica hacia los pensamientos lineales tradicionales que se tienen cuando se abordan temas de gestión de recursos. Es por ello que decidimos evaluar cada componente unidimensional (ejes), de superficie (perspectivas) y de volumen (prisma), por medio de índices, tanto propuestos como los encontrados en la literatura.

2.5 Búsqueda de índices asociados con la gestión de los recursos hídricos

Entre una gran diversidad de índices y factores decidimos utilizar trece (aunque no descartamos la inclusión de otros para robustecer más el análisis). Para lograr un manejo adecuado de la información a recopilar se generó una matriz con las principales características de cada índice a evaluar, en la cual se ordenó la información por columnas indicando nombre del índice, expresión matemática, número de variables y un aspecto a destacar (Tabla 5). El criterio adoptado para la selección de índices en la literatura consistió en que cada uno estuviera asociado a diferentes recursos de la cuenca, diversificando el espectro desde los que abordan el suministro y abastecimiento de agua, sequías e inundaciones, hasta los que implican la asociación entre caudales y hábitat de las especies en el río; siendo unos más elaborados en su implementación y ejecución que otros.

Por ejemplo, Índice de Sustentabilidad (Sustainability Index, SI) ([ASCE, 1998](#); [Loucks, 1997](#); [Sandoval-Solís et al., 2011](#)) está asociado a políticas que buscan reducir los impactos negativos de los eventos reales y esperados, para satisfacer las necesidades de agua ahora y en el futuro, tanto para seres humanos (usos del agua) y medio ambiente (recursos hídricos superficiales y subterráneos); también es una medida de la capacidad de adaptación de un sistema para reducir su vulnerabilidad. El Índice de Disponibilidad del Agua (Water Availability Index, WAI) ([Dumont et al., 2012](#); [Meigh and Fry, 2003](#); [WSM, 2004](#)) es un índice (de riesgo) que considera tanto disponibilidad y la demanda humana de agua; incluye aguas superficiales y subterráneas, comparando la cantidad total a las demandas de todos los sectores (usos domésticos, industriales, agrícolas, etc.). Con respecto a la evaluación del régimen de caudal ambiental (Environmental Flow Regime, EFR) en los ríos de estudio se aplicó el método

hidrológico curvas de duración de flujo (CDF), para calcular el caudal recomendado en una corriente modificada, el cual consiste en reducir de manera uniforme y gradual el régimen de caudal natural, por un número fijo de percentiles, generando seis clases de gestión ambiental (Environmental Management Class, EMC) (Smakhtin and Anputhas, 2006; SEI, 2014). Para la relación beneficio-costos (B/C ratio) se aplicó a los cultivos que se producen en los cuatro módulos del DR-061. Para esta relación se utilizaron las estadísticas agrícolas de los distritos de riego (Conagua, 2010) de los años 1994 a 2013, analizando principalmente la superficie sembrada y cosechada, rendimiento, producción, precio medio rural y valor de la producción por ciclo y cultivo; así como también el volumen distribuido y lámina bruta. A medida que obtuvimos nuestra serie de tiempo histórica de beneficios y costos, fue necesario actualizarlo a Valor Presente Neto (VPN). Para el cálculo del área ponderada útil (Weighted Usable Area, WUA) se utilizó el modelo PHABSIM (Milhous *et al.* 1989; Waddle, 2001) que es un modelo eco-hidráulico que calcula la cantidad de hábitat disponible para diferentes especies objetivo en distintos caudales circulantes de un tramo de río; mediante un índice de hábitat que combina las variables velocidad, profundidad y substrato. PHABSIM está conformado en tres partes: estructura del canal, simulación hidráulica y criterios de idoneidad (Stalnaker *et al.*, 1995; Bovee *et al.*, 1998). Cinco fueron las especies ictiológicas utilizadas para la determinación de las curvas WUA (Armas-Vargas *et al.*, 2014).

A medida como se están citando los índices, también fue descendiendo el grado de intensidad al momento de implementarlos. La sequía meteorológica e hidrológica fue a través del Índice de Precipitación Estandarizado (Standardized Precipitation Index, SPI) (McKee *et al.*, 1993) y del Índice de Sequía de Caudales (Streamflow Drought Index, SDI) (Nalbantis, 2008) respectivamente. Ambos con similitudes en la ecuación, variables y procedimiento; utilizando series históricas de precipitación pluvial y de caudales de aforo en ríos. El Índice de Precipitación Estandarizado cuantifica el déficit de precipitación en diferentes períodos de tiempo (3, 6, 12, 24 y 48 meses) que reflejan el impacto de la sequía sobre la disponibilidad de diferentes recursos hídricos. Por ejemplo, las anomalías de la precipitación en escalas de tiempo corto responderá en las condiciones de la humedad en los suelos y en escalas de tiempo mayor se reflejara en las reservas de aguas superficiales (embalses, ríos) y acuíferos. Las sequías hidrológicas pueden tener efectos tales como reducción en las fuentes de agua y generación de energía eléctrica; degradación en la calidad del agua y hábitats ribereños; restricciones para el riego causando pérdidas de cosechas y afectaciones en las actividades

socioeconómicas (Mishra and Singh 2010). Los índices de sequía proporcionan un método cuantitativo para determinar el inicio y el final de un evento, debido a que el valor del índice indica el nivel de gravedad (Tabari *et al.*, 2013). De manera similar el Índice de Sequía de Caudales consiste en el análisis de caudales o de volúmenes de escurrimiento, acumulados en períodos de tiempo (3, 6, 9 y 12 meses) dentro de cada año hidrológico (Nalbantis, 2008).

Para el cálculo del Índice del Caudal Base (Base Flow Index, BFI) se utilizó el método de las Curvas de Duración de Flujo (FDC), las cuales pueden caracterizar los caudales del río a efectos de clasificación proporcionando (el BFI) una forma sistemática de evaluar la proporción de caudal base en el escurrimiento total de una cuenca (Abebe and Foerch, 2006). Los valores de Q_{90} o Q_{95} comúnmente son utilizados como índices de caudales bajos y el Q_{50} es una medida promedio. Por lo que la relación Q_{90}/Q_{50} se puede utilizar como un índice de la contribución de caudal base (Gordon *et al.*, 1992). El Coeficiente de Variación del Caudal Base (Coefficient Variability Baseflow, CVB), se obtuvo de dividir el Coeficiente de Variación (Cv) entre el Índice del Caudal Base (Cv/BFI). Con respecto al Cv se calculó a partir de la desviación estándar entre la media de los tres principales meses del periodo húmedo y del periodo de estiaje. En general valores altos del CVB son característicos de ríos con caudales muy variables (a menudo sin caudal durante la estación seca y algunos años) (Lagerblad, 2011; Mazvimavi *et al.*, 2007). Para el periodo de retorno (Return Period, RP) también conocido como periodo de recurrencia de un evento “x” se obtuvo del inverso de la probabilidad de excedencia ($1/P(x)$). Utilizando como probabilidad observada (empírica) para un evento “x” la probabilidad de *Cunnane*, para determinar la frecuencia acumulada observada en diferentes eventos de las series hidrológicas (Tabla 5). El PR se puede definir como el número promedio de años en que un evento de magnitud igual o superior a “x” se presentará en un futuro (Fallas-Gamboa, 1994). Las estimaciones del PR se realizaron tanto para caudales máximos como mínimos anuales. Con respecto al Índice de Magnitud de Crecida Repentina (Flash Flood Magnitude Index, FFMI), expresado como la desviación estándar del logaritmo de la crecida máxima anual (Tabla 5), se utilizó para caracterizar la variabilidad anual de los caudales picos de inundación. Estos eventos poco frecuentes, son lo suficientemente grandes para superar el equilibrio en la estabilidad del cauce. A mayor FFMI, grande es la probabilidad de inundación y movimiento de arena, ejerciendo cambios hidro-geomorfológicos al presentarse inundaciones repentinas. Valores bajos, se asocian a zonas áridas, lo que sugiere que, factores climáticos, topográficos, de vegetación y morfométricos actúan como

control en respuesta a inundaciones (Baker, 1977; Cohen, 2003; Gordon *et al.*, 2004). Finalmente, se propusieron dos factores de tipo volumétrico a los caudales o flujos de retorno (*return flow*), después de haber sido descargados por los sitios de demanda (ciudades, módulos de riego, canales y plantas de tratamiento) para conocer el grado de dilución volumétrica entre la incorporación del flujo de retorno a los ríos y red hidráulica. Estableciendo los factores, caudal con tratamiento y sin tratamiento (TreaF y UntreaF, Tabla 5). El primero consiste en hacer una relación entre el flujo de retorno con tratamiento (Q_{FRconT}) que emite la planta de tratamiento en el modelo Weap, con el caudal del río aguas abajo (Q_{RAA}) después de haber salido de la planta de tratamiento. De manera análoga para el segundo, consiste en una relación entre el flujo de retorno (de ciudades) sin tratamiento (Q_{FRsinT}) con el caudal del río aguas abajo (Q_{RAA}).

Tabla 5. Características principales de los índices utilizados en la evaluación de los recursos en la CRD.

#	Índice, factor, coeficiente	Ecuación	Variable	Aspecto	Fuente
1	Sustainability Index, (SI)	$SI = Rel^i * Res^i * (1 - Vul^i) * (1 - Maxdef^i)$	Rel: Confiabilidad, Res: Resiliencia, Vul: Vulnerabilidad, Maxdef: Máximo Déficit	Mide la sostenibilidad de los recursos hídricos. Mejora la gestión del agua para el futuro; además, de identificar áreas de potencial mejora a través del análisis de sus variables.	ASCE, 1998; Loucks, 1997; Sandoval-Solis <i>et al.</i> , 2011
2	Benefit / Cost Ratio, (BCR)	$(\sum \text{Beneficios}) / (\sum \text{Costos de alternativas de gestión para el período de simulación})$	El análisis financiero se realizó a cada cultivo del DR-061 (Costo del agua promedio, \$/m ³).	Es el cociente de los valores actualizados entre los ingresos y costos (egresos) a una tasa de actualización.	Yilmaz and Harmancioglu, 2010
3	Water Availability Index, (WAI)	$WAI = (R+G-D) / (R+G+D)$	R: Serie de tiempo escurrimiento superficial; G: Serie de tiempo recursos hídricos subterráneos; D: Suma de las demandas de todos los sectores.	Indica el riesgo para la seguridad del agua, considerando la demanda de uso de agua y la disponibilidad de agua.	Dumont <i>et al.</i> , 2012; Meigh and Fry, 2003; WSM, 2004
4	Baseflow Index, (BFI)	$BFI = Q_{90\%} / Q_{50\%}$	La mediana (Q50) (el flujo superó el 50% de las veces). El Q90 o Q95 son comúnmente utilizados como índices de bajo flujo. El cociente entre Q90/Q50 se utiliza como un índice de la contribución del caudal base.	Las curvas de duración de flujo (CDF) representan las características de flujo de una corriente en condiciones naturales o regulados. BFI cercano a 1 tienen menos variabilidad que aquellos con un valor cercano a 0.	Abebe and Foerch, 2006; Gordon <i>et al.</i> , 1992; Lagerblad, 2011
5	Coefficient Variability Baseflow, (CVB)	$CV = DE / Media; CVB = CV / BFI$	CV: Coeficiente de variación; la Desviación Estándar (DE) y la Media se calculan de las series históricas de los caudales naturales (meses secos y húmedos). CVB: Coeficiente de variación del flujo base.	El CV es fundamental en los cambios hidrológicos a través del tiempo y en la comparación de regímenes de ríos. El CVB es un reflejo de la variabilidad climática (períodos secos y húmedos).	Gordon <i>et al.</i> , 1992; Lagerblad, 2011; Mazvimavi <i>et al.</i> , 2007

6	Environmental Flow Regime, (EFR)	Curvas de Duración de Flujo, CDF (Método Hidrológico)	Sin cambios; A: Caudal natural; B: Ligeramente modificado; C: Moderadamente modificado; D: Gran parte modificado; E: Seriamente modificado; F: Críticamente modificado	Se utiliza para estimar el caudal recomendado en una corriente modificada, reduciendo de manera uniforme el régimen de caudal natural (no regulado). Esta serie de tiempo estimada representa el requisito de caudal ambiental.	Smakhtin and Anputhas, 2006; SEI, 2014
7	Standardized Precipitation Index, (SPI)	$SPI = (X_i - MX_i) / S$	SPI: Índice de precipitación estandarizado; X: Precipitación anual del año i; MX: Media de la precipitación anual en el periodo i; S: Desviación estándar de la serie de precipitación anual del periodo analizado	Mejora la detección del comienzo de la sequía. Se basa en probabilidades de ocurrencia de precipitación para un período dado. Cuantifica el déficit de precipitación para tener en cuenta los distintos impactos sobre los recursos hídricos. Basado en volúmenes de escurrimiento acumulado (por períodos de 3, 6, 9 y 12 meses de un año hidrológico). El SDI es para la caracterización de la sequía hidrológica. El año hidrológico es de Oct. a Dic., Oct. a Mar., Oct. a Jun., y Oct. a Sep.	Giddings <i>et al.</i> , 2005; Mckee <i>et al.</i> , 1993; Pronacose, 2014
8	Streamflow Drought Index, (SDI)	$SDI_{i,k} = (U_{i,k} - \bar{U}_k) / S_k ; i = 1, 2, \dots, n; k = 1, 2, 3, 4$	\bar{U}_k y S_k son la media y la desviación estándar de los volúmenes de escurrimiento acumulado del periodo de referencia k. $U_{i,k}$: es el volumen del caudal acumulado en el año i-esimo y k el periodo de referencia.	Basado en volúmenes de escurrimiento acumulado (por períodos de 3, 6, 9 y 12 meses de un año hidrológico). El SDI es para la caracterización de la sequía hidrológica. El año hidrológico es de Oct. a Dic., Oct. a Mar., Oct. a Jun., y Oct. a Sep.	Nalbantis, 2008; Tabari <i>et al.</i> , 2013; Wagner-Gómez <i>et al.</i> , 2012
9	Return Period, (RP)	$Tr = 1 / P(x); P(x) = (m - 0.4) / (n + 0.2)$	Tr: Período de retorno (años); n: Número de años de registro; m: Número de orden; P(x): Probabilidad de un evento (ecuación de Cunnane).	Se expresa como un número promedio de años en que un evento de magnitud igual o superior a "x" se presentara en el futuro. El Tr se aplicó tanto a caudales máximos como a mínimos.	Fallas-Gamboa, 1994

10	Treated Factor, (TreaF)	$TreaF = Q_{FRconT} / Q_{RAA}$	TreaF: Caudal con tratamiento; Q_{FRconT} : Caudal o flujo de retorno con tratamiento; Q_{RAA} : Caudal del río aguas abajo	Factor volumétrico con tratamiento.	Factor propuesto por el autor
11	Untreated Factor, (UntreaF)	$UntreaF = Q_{FRsinT} / Q_{RAA}$	UntreaF: Caudal sin tratamiento; Q_{FRsinT} : Caudal o flujo de retorno sin tratamiento; Q_{RAA} : Caudal del río aguas abajo	Factor volumétrico sin tratamiento.	Factor propuesto por el autor
12	Flash Flood Magnitude Index, (FFMI)	$I_v = (\sum(\log x_i - \log x)^2 / (n - 1))^{0.5}$	I_v : Se utiliza para caracterizar la variabilidad anual de los caudales pico de inundación; $\log x$: Es el evento de inundación medio; $\log x_i$: Es el evento máximo anual; n : número de eventos	Es el índice de inundación repentina. Las corrientes con valores altos de I_v son más propensos a tener comportamientos de inundación repentina; también pueden tener menor diversidad de especies y abundancia de arroyos.	Baker, 1977; Cohen, 2003; Gordon <i>et al.</i> , 2004; Ward and Stanford, 1983
13	Useful Available Habitat Factor, (UAHF)	$WUA = WUA_{REG} / WUA_{NAT}$	WUA_{NAT} : Área Ponderada Útil Natural; WUA_{REG} : Área Ponderada Útil Regulada	Es la relación entre la superficie de un cauce inundado (caudales) y el microhábitat a disposición preferencial de una especie o una comunidad fluvial.	Martínez y Fernández-Yuste, 2010; Waddle, 2001

2.6 Relación entre índices y ejes del prisma

El contenido de los índices (de la Tabla 5) se asociaron a las problemáticas referentes de cada uno de los ejes del PGC (descrito en el apartado 1.1); para intentar dar un soporte cuantitativo a las temáticas planteadas, relacionando y/o asociando similitudes entre contenidos (índices y ejes del prisma). La Tabla 6 ilustra cómo quedó establecida la vinculación-relación entre las características principales. Se observa que hay índices que pueden tener más de una asociación con uno o más ejes del prisma. Por ejemplo, el Índice de Sostenibilidad (SI) se puede asociar a los ejes Cue–Eco, Cue–Ss, Eco–Sb, Ss–Sb y Eco–Ss, y evaluar el flujo en diversas fuentes de abastecimiento (manantiales, ríos, canales de derivación), sistemas de riego, usos de agua municipal, ambiental, almacenamiento de aguas subterráneas, acceso al agua para consumo y para servicios de salud, entre otros. Para el índice propuesto de requerimiento de caudal ambiental (EFR) se vinculó a los ejes Cue–Eco y Eco–Sb, que hace referencia a la protección de caudales ambientales y pérdida de servicios ecosistémicos, respectivamente. Para el cual se utilizaron registros históricos de aforos de caudales naturales con al menos 20 años. Para la relación Beneficio-Costo (BCR) lo asociamos al eje Eco–Ss, por la gestión de oferta y demanda asociada a los sistemas humanos naturales, donde utilizamos los cultivos principales del DR-061 y el volumen concesionado de riego. Cabe indicar que puede haber diferentes evaluaciones de la relación costo-beneficio en los ejes del prisma (suministros de agua subterránea, centrales hidroeléctricas, plantas de tratamiento de aguas residuales y sitios de demanda). Para el Índice de Disponibilidad de Agua (WAI) lo asociamos al eje Ss–Sb, donde las políticas sociales y el comportamiento de los recursos (disponibilidad) pueden ejercer presión o influir en la salud y en el desarrollo comunitario de la sociedad, acrecentando la desigualdad y la pobreza. El Índice de Caudal Base (BFI) que es una proporción de flujo total del río, lo asociamos al eje Cue–Eco que está asociado a la protección del caudal base y a la gestión de los ecosistemas. Así mismo con los Índices de Precipitación Estandarizada (SPI), de Sequía de Caudales (SDI), Periodo de Retorno (PR) y de Magnitud de Crecida Repentina (FFMI) los asociamos al eje Cue–Sb que está vinculado a desastres naturales que generan inundaciones, sequías, falta de protección a fuentes de agua, y afectación a los sistemas de riego y drenaje. El Factor de Tratamiento (TreaF) volumétrico lo relacionamos al saneamiento e higiene de las aguas residuales (Cue–Sb). El Indicador de Hábitat Disponible Útil (UAHF) lo propusimos a raíz de obtener el área pondera útil (Weighted Usable Area, WUA) a través del modelo de simulación de hábitat (Phabsim) para un tramo del

río Duero. El cual lo vinculamos al eje Eco–Sb, asociándolo a la pérdida de diversidad biológica, el cual puede tener implicaciones para la salud humana y el ecosistema.

Tabla 6. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza del agua.

#	Índice, factor, coeficiente	Eco–Sb	Cue–Eco	Cue–Sb	Cue–Ss	Ss–Sb	Eco–Ss
1	Sustainability Index, (SI)	X	X		X	X	X
2	Total Production Value, (TPV)						
2	Benefit Cost Ratio, (BCR)						X
3	Water Availability Index, (WAI)					X	
4	Coefficient Variability Baseflow, (CVB)				X		
5	Baseflow Index, (BFI)		X				
6	Environmental Flow Regime, (EFR)	X	X				
7	Standardized Precipitation Index, (SPI)			X			
8	Streamflow Drought Index, (SDI)			X			
9	Return Period, (RP)			X			
10	Treated Factor, (TreaF)			X			
11	Untreated Factor, (UntreaF)	X					
12	Flash Flood Magnitude Index, (FFMI)			X			
13	Useful Available Habitat Factor, (UAHF)	X					

La Figura 9 muestra la integración del marco teórico del PGC con los 13 índices de evaluación; ilustrando la distribución y/o proporción en cada eje del prisma. Se observa, mayor cantidad de índices en los ejes Cue–Sb, Eco–Sb y Cue–Eco; y menor cantidad en el resto de los ejes. Cabe mencionar que se intentó procurar una distribución equitativa, con al menos dos índices por eje. Quedando *“representado cuantitativamente”* el eje Cue–Eco por los índices $SI_{OtrFueAba}$ (otras fuentes de abastecimiento), IBF y EFR_{Nat} (natural). De manera análoga para el resto de los ejes quedaron evaluados en: Cue–Sb con los índices SPI, SDI, FFMI, RP y TreaF; Cue–Ss con el CVB y SI_{IrrMun} (riego municipal); Ss–Sb con los índices WAI y el SI_{ExtMun} (extracción municipal); Eco–Ss con la relación beneficio-costos (BCR) y el SI_{AgSub} (aguas subterráneas); Eco–Sb con los índices SI_{Amb} (ambiental), UntreaF, UAHF y el $EFR_{Reg-Fut}$ (regulado-futuro). De esta manera tenemos la propuesta de evaluar el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).

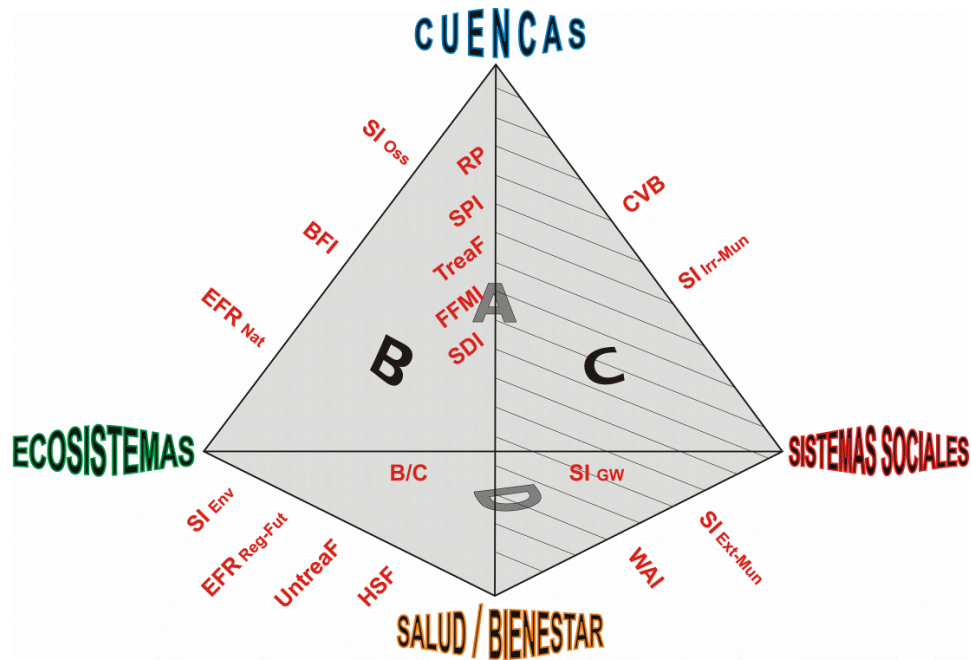


Figura 9. Propuesta del IPGC a evaluar en la CRD.

Perspectiva A: Gobernanza del agua para el desarrollo sustentable; *Perspectiva B:* Gobernanza del agua para los ecosistemas y el bienestar; *Perspectiva C:* Gobernanza del agua para los determinantes sociales de la salud; *Perspectiva D:* Gobernanza del agua para promoción de la salud socio-ecológica.

Cada índice utilizado en el índice del prisma, contiene su propia escala de resultados, provocando gran heterogeneidad. Después de haber obtenido el valor original de cada evaluación de los índices, fue necesario homologar u homogeneizar cada uno de los resultados ya obtenidos, y establecer así una sola clase de evaluación. Donde consideramos apropiado indicar que para valores obtenidos cercanos a cero sería una situación “no deseada” y para valores cercanos a uno, una situación “deseada”. También fue necesario normalizar (Guo *et al.*, 2015) algunos resultados y asignar valores numéricos a escalas cualitativas ya definidas. Todo con objeto de utilizar en nuestro IPGC una escala de medición típica de 0 a 1.

2.7 Propuesta del Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)

El PGC proporciona una forma simple de comparar y contrastar una serie de perspectivas; además de proporcionar nuevas oportunidades de integración (Parkes *et al.*, 2010). La Figura 10 muestra cómo quedan integradas once diferentes formas de establecer el índice del prisma; es decir, un índice que evalúa por separado cada componente del prisma (ejes, perspectivas y prisma). En cada uno de los seis ejes (Figura 10a) se pudo establecer y calcular a través de la

ecuación (5), un **índice del eje del prisma** (x_{eje}) definido mediante los índices (x_n) que se han utilizado en cada eje. Por ejemplo, para el eje del prisma *cuencas-ecosistemas* ($x_{eje\ wat-eco}$) estuvo constituido por los índices (x_n) de sostenibilidad (SI), de flujo base (BFI) y del régimen de caudal ambiental (EFR); es decir, el número de índices quedo en función de los recursos a considerar y evaluar dentro de la cuenca. Este mismo planteamiento se aplicó para los cinco ejes restantes. Cabe indicar que para llegar a este punto, las evaluaciones ya deben de estar homogenizadas de 0 a 1.

$$x_{eje} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x_{indices_i}} = \sqrt[n]{x_1 * x_2 \cdots x_n} \quad (5)$$

$x_{eje} = IE$: Índice del Eje (ejes: Eco–Sb, Cue–Eco, Cue–Sb, Cue–Ss, Ss–Sb, Eco–Ss).

x_n : número de índices a promediar por eje.

De manera análoga, para cada una de las cuatro perspectivas (Figura 10b) se podrán establecer y calcular a través de la ecuación (6), un **índice de perspectiva del prisma** ($y_{perspectiva}$) definido mediante los ejes del prisma (x_{eje}) que ya han sido evaluados. Por ejemplo, para la *Perspectiva A* del prisma, denominada *Gobernanza del agua para el desarrollo sustentable* ($y_{Perspectiva A}$) estuvo constituida por los ejes (x_{eje}) *cuencas-ecosistemas* (Cue–Eco), *cuencas-sistemas sociales* (Cue–Ss) y *ecosistemas-sistemas sociales* (Eco–Ss); por lo que, el valor numérico obtenido de la media geométrica representará la evaluación cuantitativa de la *Perspectiva A* del prisma de la gobernanza del cuencas. Bajo este mismo criterio se abordó para las otras perspectivas (B, C y D) que integran al PGC.

$$y_{perspectiva} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 x_{eje_i} = \frac{x_{eje_1} + x_{eje_2} + x_{eje_3}}{3} \quad (6)$$

$y_{perspectiva} = IP = IGA$: Índice de Perspectiva o de Gobernanza del Agua A, B, C, D (valor promedio)

$x_{eje_i} = IE$: Índice del Eje (valor promedio)

Finalmente, la ecuación (7) plantea como quedó integrado el **Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas** (IPGC o bien z_{prisma}). En otras palabras, es el promedio de los

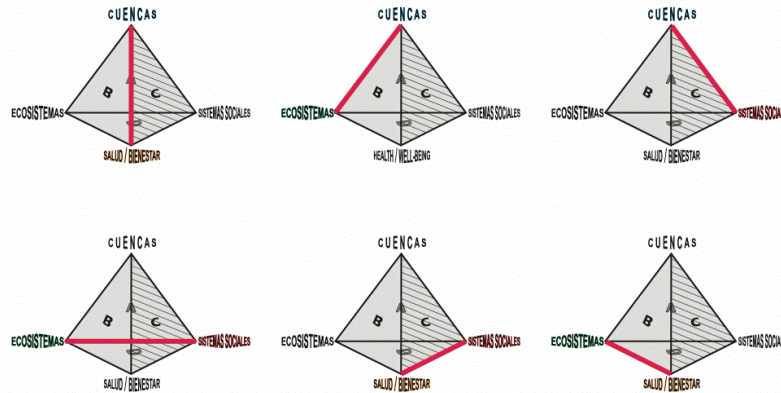
cuatro índices de perspectiva ($y_{perspectiva}$). En este momento el IPGC retoma mayor sentido de gobernanza, por estar integrando con las cuatro perspectivas de la gobernanza del agua (A, B, C y D) (Figura 10c).

$$IPGC = z_{prisma} = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 y_{perspectiva_i} = \frac{y_{perspectiva_1} + y_{perspectiva_2} + y_{perspectiva_3} + y_{perspectiva_4}}{4} \quad (7)$$

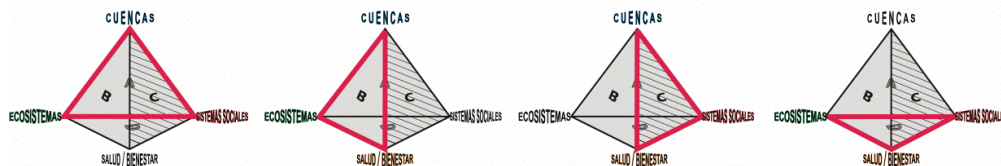
z_{prisma} : Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)

$y_{perspectiva_i} = IP = IGA$: Índice de Perspectiva o de Gobernanza del Agua A, B, C, D.

a) Índice del Eje (IE)



b) Índice de Perspectiva o de Gobernanza del Agua (IP o IGA)



c) Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)

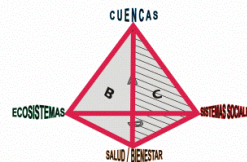


Figura 10. Esquema final de los índices del prisma a calcular. Evaluación: a) Parcial (ejes); b) Integral (perspectiva) y c) Global (prisma).

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1 Índices para ejes y perspectivas del prisma

Las Figuras 11 y 12 muestran los resultados obtenidos de implementar el índice a nivel *eje del prisma*, y a nivel *perspectiva del prisma*, para un periodo natural (a), regulado (b) y simulado (c) en la CRD. Estos resultados representan la evaluación de toda la cuenca en el escenario de evaluación *status quo*. Se observa que el comportamiento del índice del eje (IE) y del índice de gobernanza del agua (IGA), para el periodo natural presentan una evaluación superior a la de los periodos regulado y simulado; lo cual se asume como un resultado esperado, debido a la poca actividad regulatoria en la región (1936 a 1955). Para el periodo regulado (1956-1999), ambos índices muestran una disminución en cuatro de los seis ejes del prisma, y en las cuatro perspectivas de gobernanza, donde también se asume como un resultado esperado debido a una presencia más notable de obras hidráulicas, represas derivadoras, actividad agrícola, canales, generación de energía eléctrica, bombeo, entre otros aspectos. A través de estos índices (IE e IGA) se está representando un estatus numérico de la situación que permea a los recursos hídricos y la gobernanza del agua de cada región, respectivamente (Figuras 11 y 12).

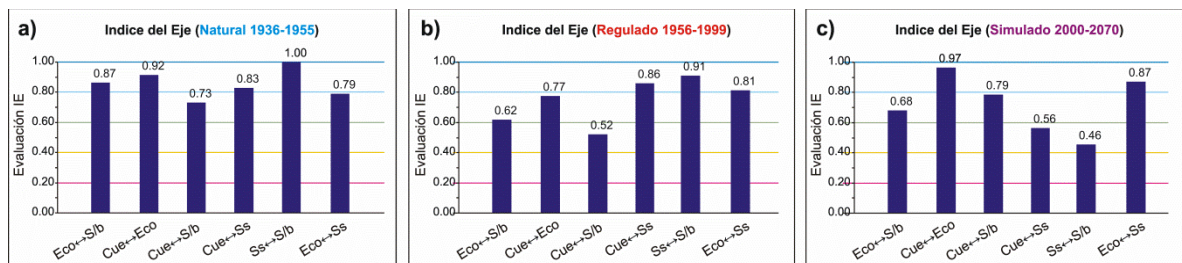


Figura 11. Evaluación del índice del eje (IE) en periodo natural, regulado y simulado.

(Lectura de escala, tomado y modificado de Shelton (2010): $1.00 \geq \text{ejemplar} \geq 0.91$; $0.90 \geq \text{aceptable} \geq 0.81$; $0.80 \geq \text{marginal} \geq 0.61$; $0.60 \geq \text{inadecuada} \geq 0.41$ y $0.40 \geq \text{inaceptable}$).

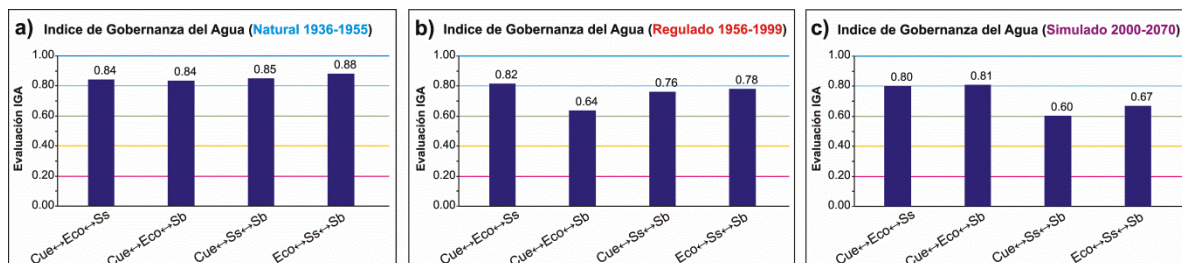


Figura 12. Evaluación del índice de gobernanza del agua (IGA) en periodo natural, regulado y simulado.

En la evaluación del periodo de simulación (Figura 11c), el eje sistemas sociales–salud y bienestar (Ss–Sb) presentó mayor disminución con respecto al periodo natural y regulado. El eje Ss–Sb, depende directamente del índice de sostenibilidad (SI), que está aplicado a los sistemas municipales para cubrir la demanda de agua en la región; y el Índice de Disponibilidad de Agua (WAI) está referido a la disponibilidad del agua superficial y subterránea. La continua inercia sobre la demanda del recurso hídrico, hace disminuir la evaluación del IE. El valor del eje Ss–Sb fue de 0.64, evaluado como inadecuado. Con respecto a la evaluación de las perspectivas en el periodo natural (Figura 12a), cambiaron su evaluación de aceptable a marginal durante el periodo de regulación, siendo la *Perspectiva B* de la *gobernanza del agua para los ecosistemas y la salud y bienestar* la de mayor disminución (Figura 12b). De acuerdo al escenario de simulación, habrá disminución en el resto de las perspectivas (D, C y A); y recuperación posterior en la *Perspectiva B*.

3.2 Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)

En la CRD se identificaron (eligieron) cuatro estaciones hidrométricas que funcionarían como sitios referentes y/o representativos de control a los procesos hídricos y ambientales que se suscitan en las cuencas vertientes aguas arriba. Definiendo en consecuencia cuatro regiones de evaluación. La Figura 13 muestra la evaluación final del IPGC, para el periodo de análisis natural, regulado y simulado en la CRD.

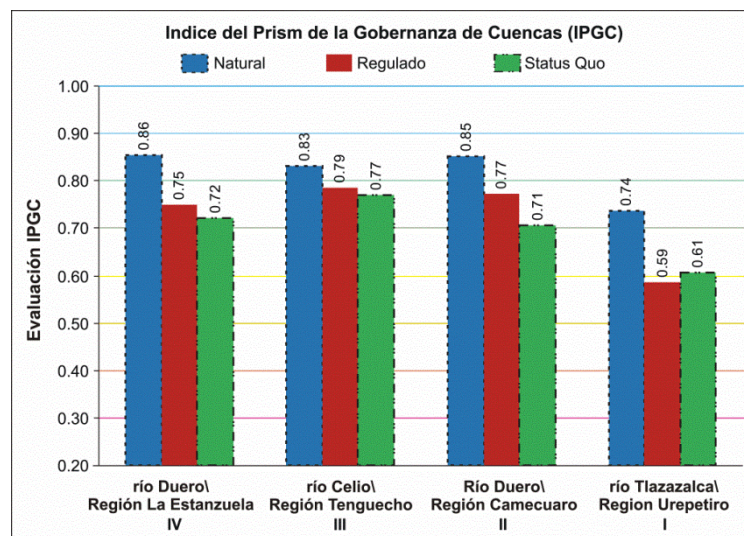


Figura 13. Evaluación global del IPGC por región en la CRD.

En las Figuras 13 y 14, se observa que la Región Urepetiro “I” (representativa de cuatro microcuencas por donde escurre principalmente el río Tlazazalca) es la de menor calificación, incluyendo el periodo natural que presenta un IPGC marginal. Esta región se caracteriza por su río con régimen de flujo estacional y por contener una presa de almacenamiento sobre el río Tlazazalca. En el periodo regulado el IPGC baja considerablemente a 0.59 (inadecuado) y aumenta ligeramente con el escenario de simulación (*status quo*) a marginal. La región de influencia “II” referida a la Región Camecuaro, representativa de la mitad de la CRD y por donde escurre el río Duero (de la cuenca alta a la cuenca media), es la de mejor evaluación, donde su condición natural presenta un IPGC de 0.85 (aceptable). Esta región se caracteriza por su río de régimen de flujo permanente y manantiales que alimentan el flujo base del río durante todo el año. En el periodo regulado el IPGC baja a 0.77 (marginal) y disminuye a 0.71 en el periodo de simulación de seguir con la tendencia actual de consumo (*status quo*). La región “III” referida a la Región Tenguecho, está representada por la subcuenca Tenguecho, y por donde escurre principalmente el río Celio presenta régimen permanente durante todo el año, además de recibir aportes subterráneos del acuífero somero. La evaluación del IPGC para las condiciones del periodo natural de la subcuenca fue de 0.83 (aceptable); y para las condiciones de regulación y simulación presentaron evaluación marginal de 0.79 y 0.77 respectivamente. Finalmente la región IV, La Estanzuela, representa todas las subcuencas que integran la CRD. La evaluación promedio del IPGC para el periodo natural fue de 0.86 aceptable; y para el periodo regulado bajo su evaluación a marginal con 0.75. De la mitad de la CRD y hasta la salida de ésta, se caracteriza por contener tres de los cuatro módulos de riego, una amplia red de canales de irrigación y las principales ciudades de la cuenca, Zamora y Jacona ubicadas en la planicie central. Así que el río Duero en esta área, presenta alta modificación en su red hidrológica natural. Para el escenario de simulación *status quo*, de seguir con la tendencia actual en el uso de los recursos, proyectó que bajo 8% con respecto al periodo regulado, es decir, paso de 0.77 a 0.71.

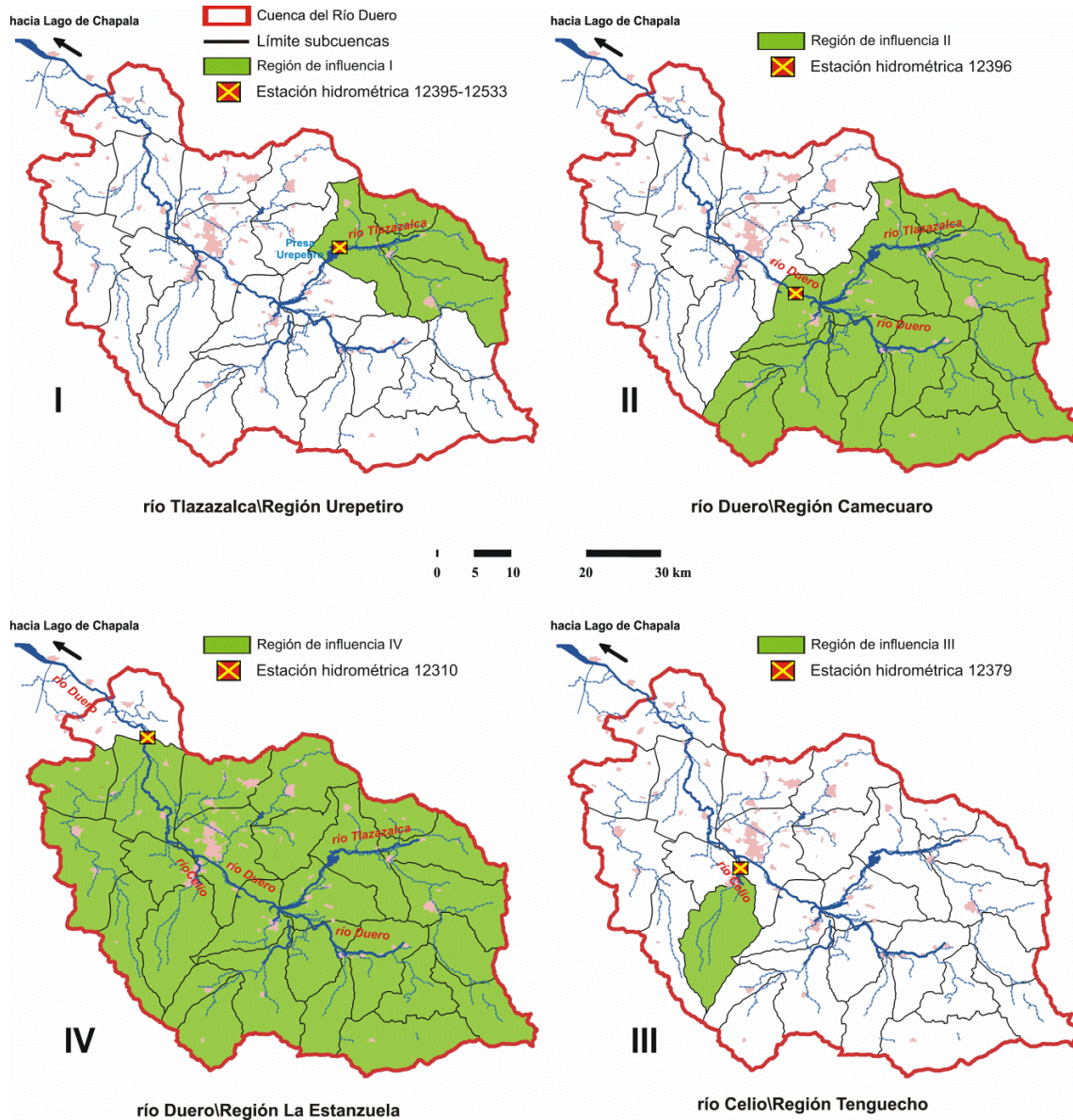


Figura 14. Evaluación promedio del IPGC por región.

La Figura 15 muestra un resumen adicional final con los resultados obtenidos de los índices evaluados, para el periodo regulado (1956-1999) en la Región La Estanzuela IV (Figura 14) plasmados en el PGC. Donde el IPGC es de 0.75, evaluado como marginal, que de acuerdo a la escala propuesta se requerirán mejorías significativas en múltiples áreas de la cuenca. El índice de Gobernanza del Agua (IGA) muestra la evaluación para las cuatro perspectivas, así como para los seis ejes del prisma (IE). Cabe indicar que esta forma de presentación final del prisma, también se puede establecer para los periodos natural y simulado de cada región.

río Duero\Región La Estanzuela IV

► **IPGC = 0.75** “Marginal” (Regulado 1956-1999)

► **IGA (Indice de Gobernanza del Agua)**

A = Cue↔Eco↔Ss = 0.82

B = Cue↔Eco↔Sb = 0.64

C = Cue↔Ss↔Sb = 0.76

D = Eco↔Ss↔Sb = 0.78

► **IE (Indice del Eje)**

Eco↔Sb = 0.82

Cue↔Eco = 0.77

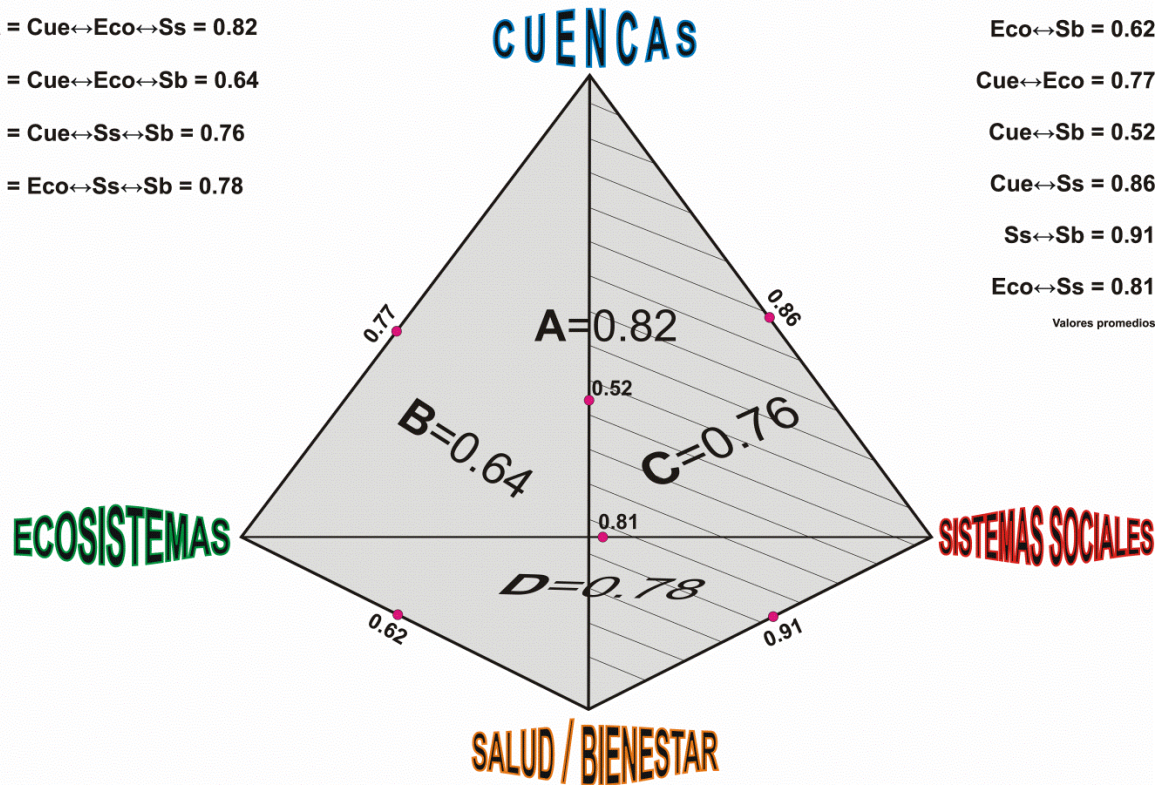
Cue↔Sb = 0.52

Cue↔Ss = 0.86

Ss↔Sb = 0.91

Eco↔Ss = 0.81

Valores promedios



1.00 ≥ 0.91	Ejemplar (pequeñas mejoras son necesarias)
0.90 ≥ 0.81	Aceptable (se recomiendan mejoras)
0.80 ≥ 0.61	Marginal (mejoras significativas se necesitan en múltiples áreas)
0.60 ≥ 0.41	Inadecuada (muchas áreas de mejoría son necesarias)
0.40 ≥ 0	Inaceptable (ya es una situación insostenible)

Escala tomada y modificada de Shelton (2010).

Figura 15. Presentación de resultados (IPGC, IGA, IE) para el periodo regulado.

3.3 Escenario 1: *Status quo* y requerimiento de caudal ambiental

La Figura 16 muestra el resultado gráfico del escenario 1 de simulación. Las Figuras 16a y 16c representan las evaluaciones y tendencias temporales del IPGC en las cuatro regiones de influencia de la CRD; comparando al escenario *status quo* con el escenario de requerimiento de caudal ambiental (clase “A” natural). De igual manera, las Figuras 16b y 16d presentan el

comparativo de los volúmenes de escurrimiento y comportamiento tendencial temporal para las cuatro estaciones hidrométricas (EH) de aforo (Urepetiro, Camecuaro, Jacona y La Estanzuela).

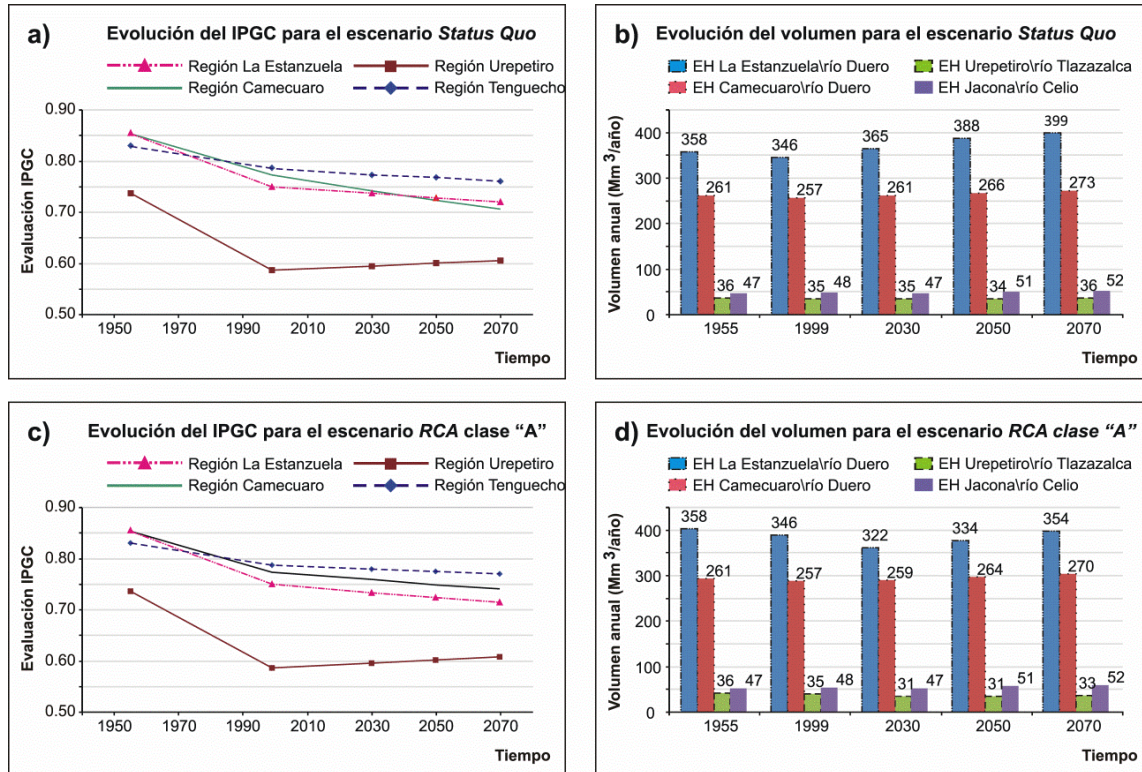


Figura 16. Evaluación y tendencia del IPGC y de los volúmenes de escurrimiento.

Durante el periodo natural (Figura 16a) la evaluación del IPGC fue aceptable, con excepción de la curva Urepetiro de evaluación marginal (0.74). En los periodos siguientes, la tendencia es disminuir progresivamente hasta acentuarse más en condiciones marginales, con excepción de la curva Urepetiro que ha mantenido una tendencia ascendente desde iniciado el periodo de simulación (año 2000). La Figura 16c muestra el resultado de haber sustituido el RCA (clase "A") en lugar del régimen de escurrimiento del escenario *status quo*; donde el IPGC mantiene una tendencia descendente similar a las curvas de la Figura 16a, con excepción de la curva región Camecuaro, que presenta una ligera recuperación variando de 0.71 a 0.74. Para el resto de las curvas no presentan cambios significativos con la sustitución del RCA. La Figura 16b muestra la variación temporal de los volúmenes de escurrimiento simulados para cada estación de aforo. En comparación con la Figura 16d están los volúmenes derivados de implementar el requerimiento de caudal ambiental (clase "A"); donde

los volúmenes ambientales están por debajo de los volúmenes del escenario *status quo* (Figura 16b). Por ejemplo la EH Urepetiro, en el periodo de simulación 2000-2030 registró 35 Mm³/año que en comparación con la simulación ambiental fue de 31 Mm³/año; estableciéndose con ello una zona umbral natural con la propuesta ambiental. De igual manera para las EH Camecuaro y La Estanzuela se establecen en la Figura 16d los volúmenes ambientales clase “A”. Cabe indicar que la estación hidrométrica La Estanzuela (Figura 16b) presentó un aumento en los volúmenes de simulación con respecto a los volúmenes del periodo regulado, incrementando de 346 a 399 Mm³/año (es decir un incremento de 1.68 m³/s). En la EH Jacona, los volúmenes ambientales no presentaron variación alguna en comparación a los volúmenes simulados de la Figura 16b.

3.4 Escenario 2: Cambio Climático y Requerimiento de Caudal Ambiental

La Tabla 7 muestra el resultado de la variación de la temperatura para diversos periodos de tiempo, utilizando el ECC B2. Para 2030 el incremento será de 1.1°C, en 2050 de 1.6°C y 2.5°C para 2070. Estos incrementos de temperatura están referidos con respecto al periodo histórico medio. La precipitación media anual histórica de la región se calculó en 906 mm/año, aumentando a 912 mm/año para el 2030 y disminuyendo para los periodos 2050 y 2070 en 898 y 882 mm/año, respectivamente. Adicionalmente, en la Tabla 7 se incorporan los valores de la temperatura media y precipitación media anual, referente a los escenarios proyectados (INECC, 2015).

Tabla 7. Tendencia y diferencia de temperatura y precipitación del ECC B2 en la CRD.

Histórico		MPIECHAM5 (B2)*			Histórico		UKHADGEM1 (B2)*	
1950-2000	2030	2050	2070	1950-2000	2030	2050	2070	
°C	°C	°C	°C	mm	mm	mm	mm	
17.5	18.6	19.1	20	906	912	898	882	
Δ (°C)	1.1	1.6	2.5	Δ (mm)	6.4	-8.0	-24.3	
INECC (°C)	0.8–1.2	1.0–2.5	2–4	INECC (mm)	+5 y -5	+5 y -10	↓ entre 5 y 20	
Δ (%)	+6.3	+9.3	+14.0	Δ (%)	+0.7	-0.883	-2.6	

*: MPIECHAM5 (B2, A2) y UKHADGEM1 (B2), modelos de circulación general obtenidos del Centro de Ciencias de la Atmosfera - Universidad Nacional Autónoma de México (CCA-UNAM).

Δ (°C, mm): Diferencia entre el histórico y el escenario de cambio climático (ECC).

INECC: Referente global del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Δ (%): Porcentaje de variación.

↓: Disminuirá.

De manera análoga, la Tabla 8 muestra los resultados de la variación en temperatura y precipitación para diversos periodos de tiempo, utilizando el ECC A2. En contraste con el escenario B2, el incremento de temperatura es ligeramente mayor en 2050 y 2080 (1.9 y 3.5°C), con excepción del año 2030 donde se mantiene sin cambio (en 1.1°C). La precipitación media anual del escenario A2 aumentó 0.3% (909 mm/año), siendo menor al 0.7% que se dio en el escenario B2. Sin embargo, los años 2050 y 2070, aumentaron las precipitaciones +1.3 y +4.3% (918 y 945 mm/año) con respecto al periodo histórico de 1950-2000 (906 mm/año); contrario a lo ocurrido en el escenario B2 (Tabla 7). Se observa que en ambas tablas no hay gran diferencia entre los escenarios B2 y A2 para el 2030 en lo correspondiente a temperatura y precipitación. De igual forma, para el año 2050 hay poca diferencia entre los escenarios (B2 y A2) en la temperatura; sin embargo la precipitación disminuye (-0.991%) en B2 y aumenta (+1.3%) en A2, con respecto al periodo histórico. Para 2070 ambos escenarios B2 y A2 presentan aumento de temperatura, alcanzando 20°C y 21°C, respectivamente con respecto a la media histórica de 17.5°C. Sin embargo la precipitación, disminuyó 24.3 mm (en B2) y aumentó 38.7 mm en A2. Cabe indicar, que los municipios que integran la CRD presentan vulnerabilidad al cambio climático de media a baja; sin embargo solo un municipio (Tangamandapio) presenta vulnerabilidad alta (Monterroso *et al.*, 2014).

Tabla 8. Tendencia e incremento de temperatura y precipitación del ECC A2 en la CRD.

Historico		MPIECHAM5 (A2)*			Historico		MPIECHAM5 (A2)*	
1950-2000	2030	2050	2070	1950-2000	2030	2050	2070	
°C	°C	°C	°C	mm	mm	mm	mm	
17.5	18.6	19.4	21	906	909	918	945	
Δ (°C)	1.1	1.9	3.5	Δ (mm)	3.0	12.1	38.7	
Δ (%)	+6.0	+10.8	+20.0	Δ (%)	+0.3	+1.3	+4.3	

Δ: Cambio de valor.

La Figura 17 muestra la evaluación y comparación del IPGC para los escenarios: *status quo*, de emisiones de cambio climático (B2, A2) y de RCA para cada región de la CRD. En las figuras de la izquierda, se observa una tendencia general de disminución del IPGC desde el periodo regulado hasta el último año de simulación (2070), pasando de una condición aceptable a marginal. Con excepción de la Figura 16a, donde el periodo natural ya presenta una evaluación de 0.74 (marginal), habiendo una recuperación del escenario de simulación *status quo* y una disminución en ambos ECC. En comparación con las figuras de la derecha,

en sustitución del régimen de caudales (*status quo*) por el requerimiento de caudal ambiental (RCA clase "A" natural) se observa una tendencia similar del IPGC en cuanto a evaluación y comportamiento de las figuras de la izquierda. La Figura 17b mostro que la propuesta del RCA, generó un aumento en la evaluación del IPGC; ascendiendo las calificaciones de los ECC de 0.58 (inadecuado) a 0.63 (marginal), a partir de 2000 hasta 2070. La Figura 17f, muestra que el escenario A2 de emisiones altas está por debajo del escenario B2 y del escenario de simulación con la propuesta ambiental. Por otro lado, comparando el IPGC con la Figura 17e, se observó que el escenario de CC-B2 vario de 0.77 a 0.72 y el escenario de CC-A2 varió de 0.73 a 0.69; ambas evaluaciones calificadas como marginales. La evaluación del IPGC para la región La Estanzuela (Figura 17h), incluida con la propuesta ambiental, no mostró cambio significativo en comparación a la referente Figura 17g, por lo que no se ve impacto climático relevante para la CRD.

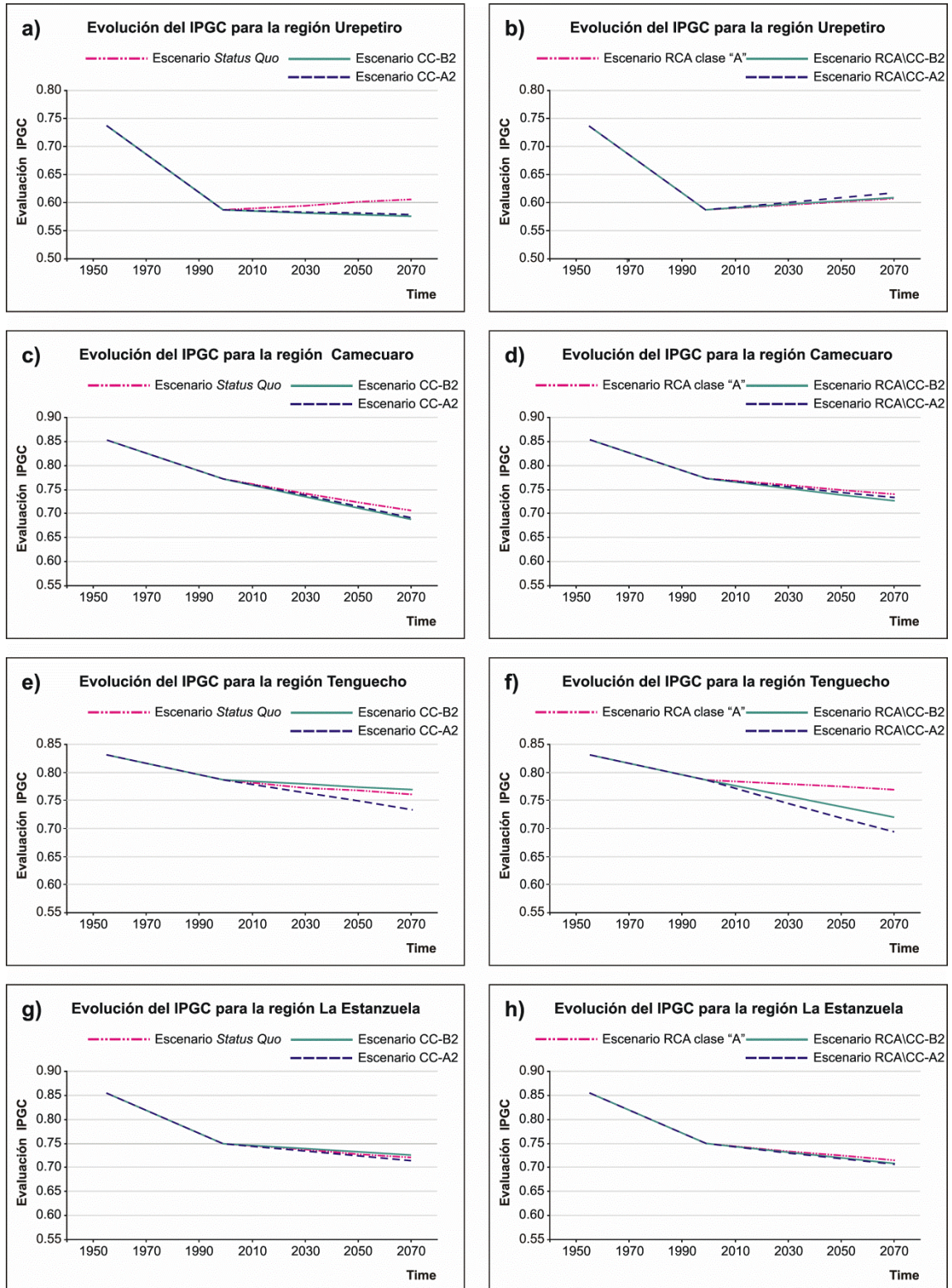


Figura 17. Comparación del IPGC entre escenarios de simulación.

La Figura 18, muestra de manera particular el comportamiento volumétrico de los ríos para cada región; siendo la respuesta o las pulsaciones que emiten los ríos ante presiones de tipo climático y por actividades antropogénicas; como puede ser el cambio climático, bombeo para cubrir la demanda y derivación de agua para riego de cultivos. Las figuras de la izquierda muestran la variación temporal de los volúmenes de escurrimiento de los tres ríos principales, donde se observa que el escenario B2 (aumento de temperatura y disminución de precipitación), está por debajo del escenario A2 (aumento en temperatura y precipitación) y de la curva del periodo de simulación (*status quo*). La Figura 18a mantiene una tendencia descendente de los volúmenes de escurrimiento del escenario *status quo* hasta el año 2050, posteriormente presenta recuperación; caso contrario sucede con las estaciones Camecuaro, Jacona y La Estanzuela donde la tendencia de los volúmenes del escenario *status quo* y de emisiones A2 es ascendente. Las figuras de la derecha (d y f), simulan el escenario ambiental con la aplicación conjunta de los ECC, en la cual los volúmenes de escurrimiento del río Duero (región Camecuaro) y río Celio presentan similar comportamiento a las figuras de la izquierda (Figuras 18c y 18e); asumiendo que esta semejanza puede ser propicia por ser ríos poco alterados y por los aportes de flujos subterráneo durante todo el año. En comparación con las figuras (a y g) de la izquierda, las Figuras 18b y 18h, presentan disminución hasta el 2030, posteriormente las curvas del escenario ambiental y de emisiones ascienden continuamente hasta 2070.

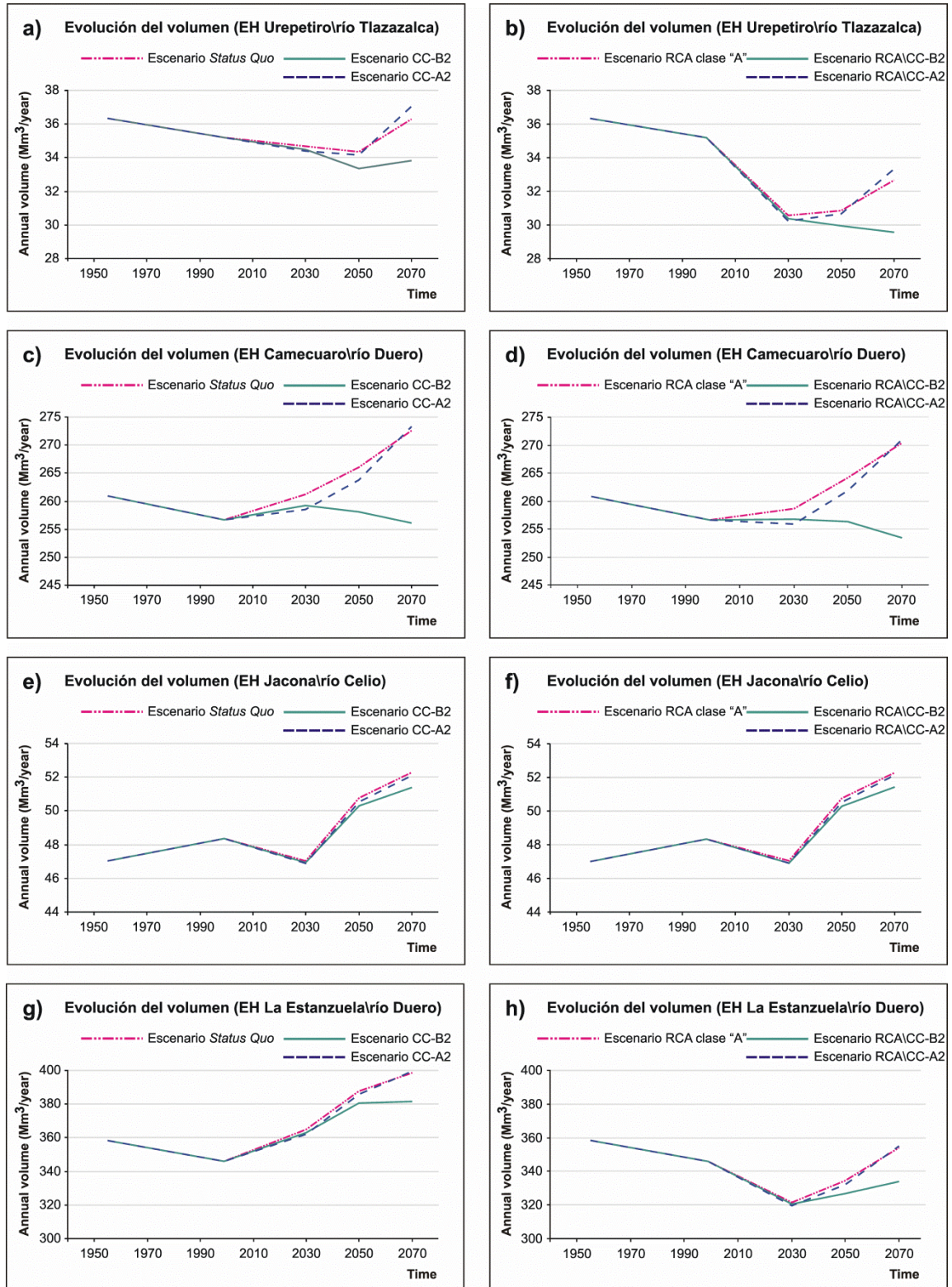


Figura 18. Comparación de volúmenes de escurrimiento entre escenarios de simulación.

3.5 Escenario 3: Fluctuaciones en el volumen de extracción

La Figura 19 muestra el comparativo entre el volumen de agua superficial utilizado para la actividad agrícola (figuras mitad superior) y el bombeo de agua subterránea para los principales usos de agua (figuras mitad inferior). La Figura 19a indica el año de referencia (1999) y el de simulación (2030), del volumen de agua concesionado al distrito de riego de 185 Mm³/año, dentro de un intervalo de variación (50 a 150%) para mostrar la tendencia del comportamiento del volumen concesionado. A medida que aumenta el porcentaje de volumen de extracción (150%) utilizado por los módulos de riego, el volumen de agua en el río Duero (EH La Estanzuela) alcanzará un volumen de 356 Mm³/año (11.28 m³/s; Figura 19b) para el año de simulación 2030; sin embargo, con la sustitución del régimen de caudales por el requerimiento ambiental clase "A" natural, se observa que el volumen (con mismo aumento de 150%; Figura 19d) llegó a 315 Mm³/año (9.98 m³/s); es decir, que tanto el volumen descendido en el río del periodo regulado hasta 1999 (346 Mm³/año, 10.97 m³/s) y el de 2030 (356 Mm³/año, 11.28 m³/s), no sobrepasaron al volumen umbral determinado por el escenario ambiental (clase "A"). El IPGC en ambos casos (Figuras 19c y 19e) muestran descensos graduales en las evaluaciones, estando dentro de condiciones marginales.

De manera semejante, las figuras restantes están asociadas al bombeo en la cuenca. La Figura 19f muestra el volumen de bombeo extraído hasta 1999 (43 Mm³/año). En 2006 llegó a 66 Mm³/año y para 2030 fue de 78 Mm³/año. A medida que disminuyó y aumentó el porcentaje de bombeo (Figura 19f), el volumen en el río Duero varió de 0.3 a 6% del volumen referente de 1999 (346 Mm³/año; Figura 19g); es decir, para el 50% el volumen en el río disminuyó 1 Mm³/año y con el 150% el volumen en el río aumentó 21 Mm³/año, equivalente a 0.67 m³/s de diferencia. Con la sustitución del escenario ambiental (Figura 19i) se definen unos volúmenes naturales límites, que están 8% por debajo del volumen referente de 346 Mm³/año. Se observa que la extracción por bombeo no ejerce influencia en el río. En ambos casos la evaluación del IPGC es marginal (figuras h y j).

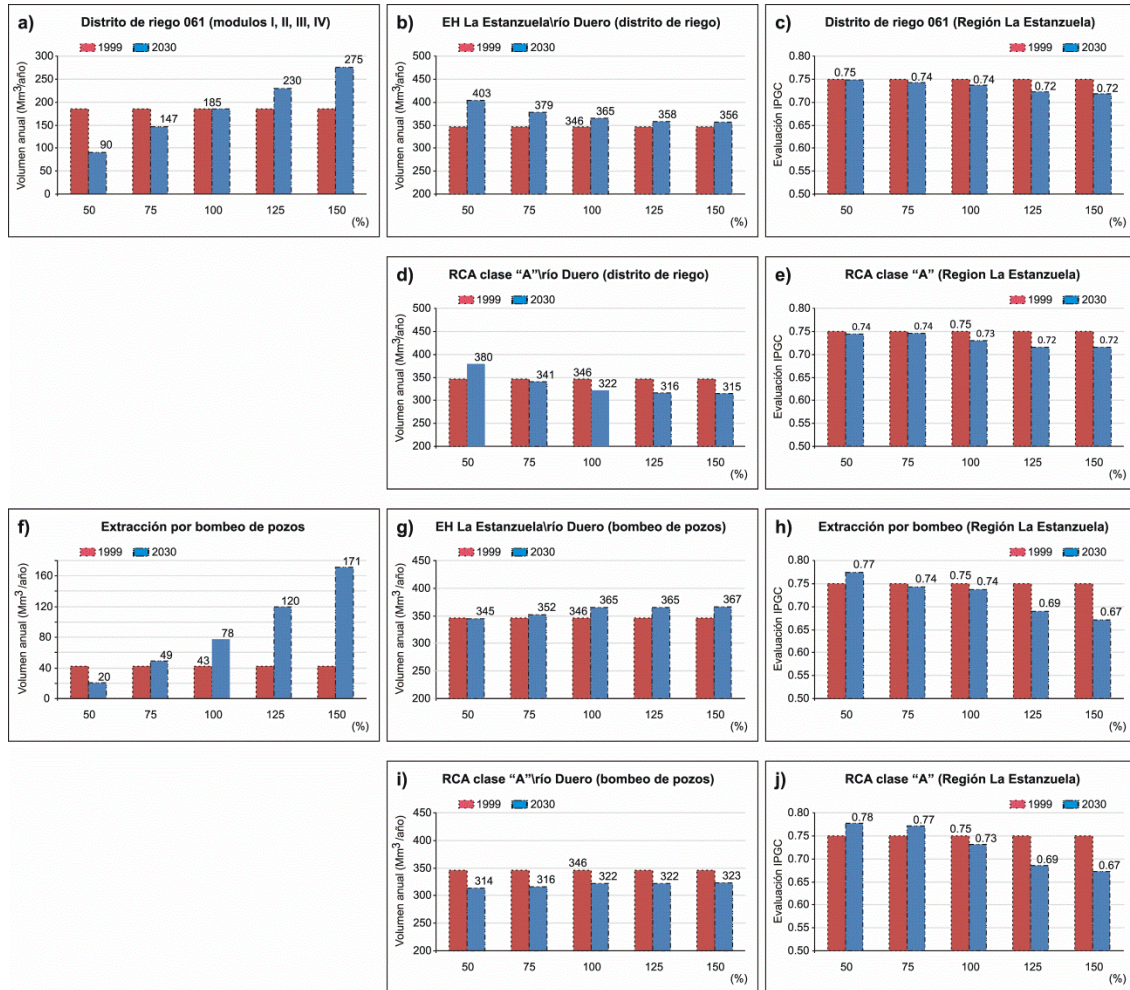


Figura 19. Vinculación entre agua superficial (irrigación) y subterránea (bombeo).

DISCUSION

A través de la implementación numérica del marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) pudimos establecer y evaluar el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC). Definiendo así, un posible estatus cuantitativo y referente de cómo se encuentra la gobernanza del agua en una cuenca. Las actividades de origen antropogénico desarrolladas en la Cuenca del Río Duero (CRD), generan implicaciones de impacto en los recursos de la cuenca, por lo que el IPGC nos muestra a través de su escala de evaluación posibles medidas de acción a tomar en torno al estatus identificado. Para evaluaciones de tipo *ejemplar* no se requerirá ejercer en la cuenca ninguna mejoría, o en el mejor de los casos

pocas mejorías serán necesarias por hacer. En evaluaciones de tipo *aceptable* se recomendarán mejorías para lograr potencializar los recursos, además de considerar que están en buenas condiciones. Para evaluaciones *marginales* serán necesarias mejoras significativas en múltiples áreas de la cuenca, en evaluaciones de tipo *inadecuada* serán necesarias muchas mejoras en áreas de toda la cuenca, finalmente, en evaluaciones de tipo *inaceptable* se considerará una situación insostenible o no sustentable. Estas evaluaciones son ejemplificaciones y quedan a criterio de los tomadores de decisiones.

En las Figuras 11, 12 y 13, se puede verificar como quedó plasmada la evaluación numérica de los componentes principales que integran al PGC; componentes vinculados estrechamente a recursos de la CRD. Presentando respectivamente tres modalidades: 1) *Índice del Eje (IE)* que es una evaluación parcial del estatus en que se encuentran los recursos hídricos de la cuenca (caudales, hábitat de los ríos, comportamiento pluvial, almacenamientos subterráneos, uso del agua en la agricultura, etc.). 2) *Índice de Gobernanza del Agua (IGA)* que es una evaluación integral del estatus de las diferentes perspectivas de gobernanza como el desarrollo sustentable, los ecosistemas y el bienestar, los determinantes sociales de la salud y la promoción de la salud socio-ecológica; y 3) *Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)* que es una evaluación del estado global en que se encuentra la gobernanza en la cuenca. Para [Nava \(2013\)](#) la gobernanza se pone en práctica porque los recursos hídricos están en crisis.

Estas evaluaciones numéricas de los índices IE, IGA e IPGC, responden directamente al estado en que se encuentran los recursos hídricos evaluados de la cuenca (recursos que presentan pérdida de calidad, degradación, alteración, etc.); en otras palabras evalúan el comportamiento natural y regulado, producto de la actividad antropogénica. Estos recursos de cuenca, constantemente se encuentran bajo presión o estrés, el cual se puede incrementar ante situaciones adversas o problemáticas surgentes de cada cuenca, ocasionando efectos negativos con repercusión directa o indirectamente en otros recursos de la cuenca. Muchos de los problemas existentes en la gestión de recursos hídricos se deben más a fallas en la gobernanza que a la falta de los propios recursos ([Twin2go, 2011](#)). Para [Bunch and Waltner-Toews \(2015\)](#) con el PGC se pueden analizar diversas problemáticas bajo el esquema de los ejes del prisma. Es por ello, que a continuación presentamos a través del PGC las principales problemáticas que restan sustentabilidad y equilibrio en la CRD (Figura 20). Se asumió que las

problemáticas expuestas, influyen o repercuten en la evaluación de los índices de gobernanza, o en otras palabras, los índices evalúan la consecuencia final y no la problemática en sí. Si bien la selección de índices utilizados en esta evaluación del prisma no evalúan directamente las problemáticas que se muestran en el contexto de la Figura 20, no se descarta la utilización de más índices e incluso utilizar índices más específicos que evalúen directamente algunas problemáticas. Con las problemáticas que a continuación exponemos, podemos asumir el porqué se obtuvo en la cuenca (Región La Estanzuela) la evaluación de marginal (mediante el uso del IPGC). De igual manera, se puede asumir que durante el periodo natural (1936 a 1955, considerado para este proyecto), no se tenía esta cantidad de problemas. La evaluación del IPGC para el periodo natural fue de aceptable (0.86).

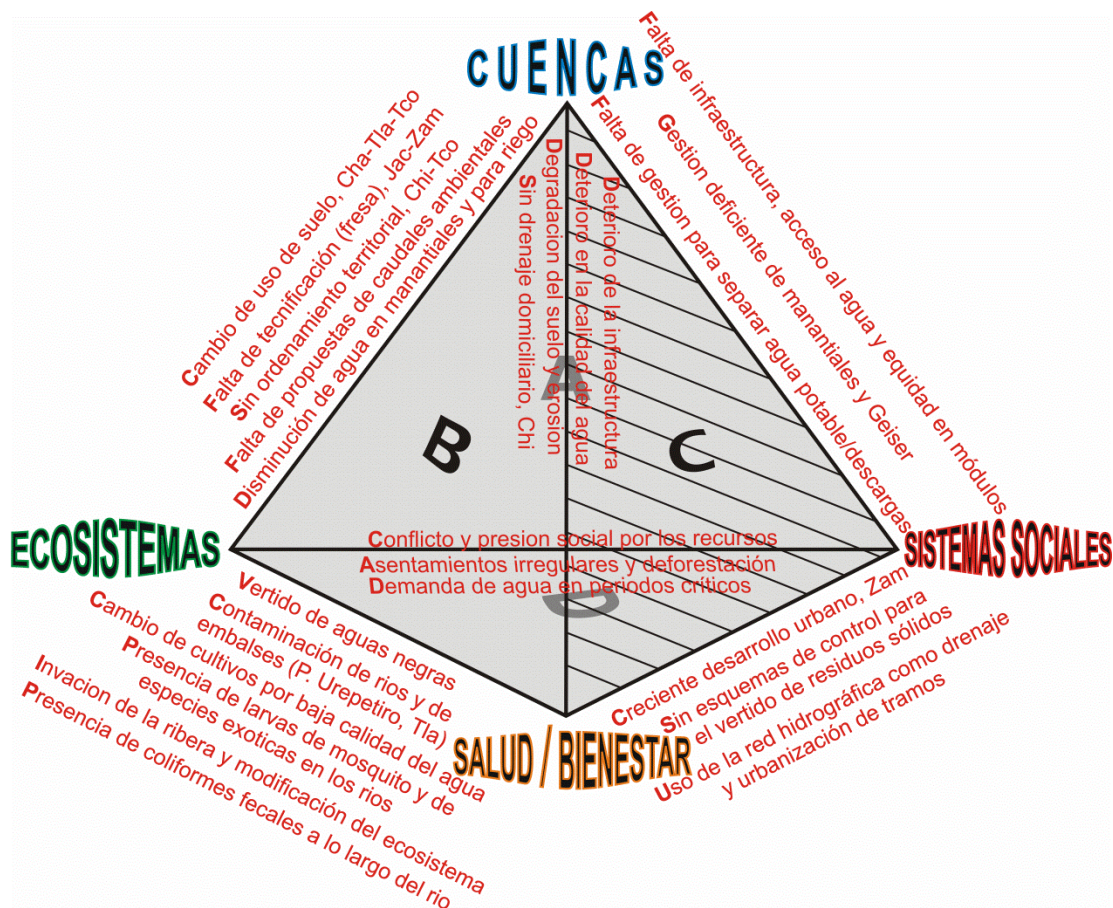


Figura 20. Vinculación entre los ejes del PGC junto a las problemáticas de la CRD. Prisma tomado y modificado de [Parkes et al. \(2010\)](#), con información de [Conagua-IPN \(2009\)](#), [POGCEM \(2012\)](#) y [Velázquez et al. \(2005\)](#). Municipios: Jacona (Jac), Zamora (Zam), Chilchota (Chi), Tangancicuaro (Tco), Tlazazalca (Tla), Tangamandapio (Tmp), Chavinda (Cha) e Ixtlán (Ixt).

Primer eje. Interacción **ecosistemas** y **salud/bienestar**. En la CRD el agua residual es un problema real con graves consecuencias para la salud pública. Los drenajes vertidos directamente a los ríos representan un importante factor de contaminación en los cuerpos de aguas limpias. La falta de reglamentación de las descargas y de infraestructura para el tratamiento hace de esta problemática un tema serio. No hay sitio de la red hidrográfica que escape a la contaminación derivada de aguas residuales (Velázquez *et al.*, 2005). El caudal generado por nueve municipios es de 705 l/s, mientras que la planta de tratamiento de Zamora tiene una capacidad instalada de 330 l/s lo que corresponde a 47% aproximadamente del caudal tratado en toda la cuenca. Estudios sobre la composición química del agua subterránea en la cuenca evidencian elevadas concentraciones de algunos elementos tóxicos como Boro (B) y Plomo (Pb) (Velázquez *et al.*, 2011; Velázquez y Pimentel, 2008). Cabe recordar que el agua subterránea es de uso doméstico (agua potable) y público urbano, por lo tanto, es necesario realizar análisis detallados de la composición química en las fuentes detectadas de estos recursos con la finalidad de identificar y prevenir potenciales problemas sanitarios públicos. El Pb en el agua subterránea probablemente está relacionado con materiales de origen volcánico como arenas silíceas (Inocencio-Flores *et al.*, 2013). La contaminación bacteriológica pone en riesgo la salud humana y la inocuidad de los productos agrícolas (Pimentel *et al.* 2011). El cambio de cultivos es otra problemática ocasionada por la degradación de la calidad del agua; así como, la presencia de especies exóticas introducidas en el río y la pérdida de vegetación en riberas. Por ejemplo, en macro invertebrados predominan larvas de mosquito, lo que representa un problema de salud pública, debido a que han desaparecido especies de peces que controlan la población de mosquitos (Conagua-IPN, 2009). Por otra parte, hay tramos en el río Duero con visible pérdida de estructura biológica, lo que se traduce en la falta de continuidad longitudinal y conectividad transversal en el espacio fluvial. Las actividades antrópicas inciden directamente en el aumento de nutrientes al río. La abundante presencia de algas y lirios deteriora la biota acuática y provoca disminución en la concentración de oxígeno disuelto (Velázquez *et al.*, 2005).

Segundo eje. Interacción **cuencas** y **ecosistemas**. En la CRD hacen falta estudios o propuestas para implementar regímenes de caudales ambientales. La falta de tecnificación de riegos, causada por la deficiente infraestructura y la falta de apoyo financiero por parte del Gobierno, provoca módulos de riego con grandes dificultades para el logro de la autosuficiencia financiera (Velázquez *et al.*, 2005). La falta de ordenamiento territorial causada

por los cambios en el uso del suelo (Conagua-IPN, 2009) se constata en el encajonamiento del cauce, la pérdida de taludes y la velocidad de la corriente, la regulación de caudales, las canalizaciones y las alteraciones en la morfología del río, principalmente por actividad agrícola.

Tercer eje. Interacción **cuencas** y **salud/bienestar**. En la CRD se han señalado condiciones de degradación en la calidad del agua y en la ribera del río. Algunas poblaciones cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo su funcionamiento es cuestionable ya que algunas operan con bajos niveles de eficiencia. La excepción es la planta ubicada en Zamora. Dicha planta opera con una eficiencia de remoción del 72% en DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y de 99% en Coliformes Fecales (CF). El sistema de saneamiento está representado por servicios de alcantarillado y drenaje; regularmente la descarga es sobre el río y la infraestructura de riego agrícola. Por ejemplo, el Dren Chavinda y el drenaje del municipio de Ixtlán están conectados al río Duero. En los municipios de Purepero y Tangamandapio, el drenaje está conectado respectivamente a la presa Urepetiro y al Dren Chavinda, respectivamente. Hay deterioro y azolvamiento en presas e infraestructura hidráulica. En época de lluvias hay riesgos de desbordamiento del Dren Chavinda, con presencia latente de inundación y brotes de mosquito. En la CRD hacen falta programas para gestionar la separación de aguas pluviales y aguas residuales (Velázquez *et al.*, 2005). Solo 19 manantiales (de uso potable) se benefician de los esfuerzos de conservación; sin embargo, alrededor de 26 no cuentan con algún programa similar (Zavala-López, 2011).

Cuarto eje. Interacción **cuencas** y **sistemas sociales**. El Módulo I (DR-061) se considera privilegiado por contar con el abastecimiento de los manantiales Orandino y Tamándaro. Contando con cantidad y calidad de agua a favor. Sin embargo, el Módulo IV (aguas abajo del río Duero), recibe aguas residuales y descargas de la zona conurbada Zamora-Jacona. La ventaja en el Módulo I implica que muchos de sus agricultores manejan un mercado asegurado con empresas agroindustriales cerrando el ciclo producción-comercialización. Con respecto del acceso al agua, el 17% de la población (de un total de 402,698 hab en 2000) no disponen de agua entubada (Velázquez *et al.*, 2005); también hay deterioro en la situación financiera del DR-061 (Conagua-IPN, 2009).

Quinto eje. Interacción **sistemas sociales** y **salud/bienestar**. En este ámbito, una problemática detectada en la CRD es la localización de rellenos sanitarios y la generación de

lixiviados, con alto riesgo de infiltración al acuífero (Velázquez *et al.*, 2005). En la CRD hay trece sitios de disposición final sin esquemas de control (unprotected landfills); en lo particular, el municipio de Zamora cuenta con relleno sanitario (Conagua-IPN, 2009) que cada vez está en constante ampliación. En 2011 el relleno sanitario contaba con una quinta celda de disposición para almacenar y recibir los desechos sólidos de la ciudad. Para 2014 entraría en funcionamiento una sexta celda. En 2009 la población en la cuenca era de 447,324 habitantes y la generación de residuos sólidos de 0.72 kg/hab/día. Lo que se traduce en 322 toneladas/día, o bien 117,557 toneladas/año. De la cantidad de residuos sólidos urbanos generados sólo el 70% se recolecta para su deposición en respectivos tiraderos y el resto se dispersa. Esto ocasiona la acumulación de residuos sólidos a orillas de ríos y afluentes (Conagua-IPN, 2009) lo que provoca al mismo tiempo un alto riesgo para la salud pública.

Sexto eje. Interacción **ecosistemas** y **sistemas sociales**. Pimentel *et al.* (2011) citan que los conflictos entre comunidades por las asignaciones de agua se han agudizado debido al reclamo de algunos ayuntamientos (Zamora principalmente). Incluso proponen a los municipios que cuentan con el recurso (Tangancícuaro y Jacona) la compra de agua que vierten sus manantiales. Sin embargo los usuarios agrícolas han impedido que se concreten estas peticiones. La fisicoquímica del agua de manantial de esta zona, supera la calidad del agua de pozos de Zamora, por lo que adquiere mayor importancia. La presión social por los recursos pone de manifiesto el enfoque de gestionar la cuenca. Es decir, pese a la abundante cantidad de agua superficial que escurre por la cuenca, la demanda por buena calidad del agua para usarla en cultivos de exportación (como la de la fresa) ha ocasionado mayor presencia de pozos en áreas pequeñas, y provocado mayor explotación del acuífero. Algunos valles de la cuenca (Guadalupe, Zamora y Ciénega) presentan hasta densidad de 20 pozos cuando el criterio adoptado por la Conagua es que más de cuatro pozos en 4 km² no es aceptable (Conagua-IPN, 2009). Otras de las situaciones que afectan la cuenca están relacionadas con la demanda de agua en periodos críticos (estiaje), los asentamientos irregulares y la deforestación, y sobre todo con la falta de conciencia para mejorar el uso de los recursos.

Estos problemas en conjunto, contribuyen a la degradación de la calidad del agua y a la pérdida de las capacidades ecosistémicas (Velázquez *et al.*, 2005), razón por la cual resulta urgente revertir estas condiciones adversas (Moncayo-Estrada *et al.*, 2014). La toma de

conciencia ante la crisis de los recursos hídricos es reparadora y generadora de resultados efectivos en materia ambiental e institucional. La crisis del agua motiva a los actores a participar y organizarse para lograr la sostenibilidad y el equilibrio de la cuenca. Permite crear consenso entre los actores para valorar la cuenca y los ecosistemas. A organizarse ante la constante aparición de amenazas ambientales y riesgos adversos observados en la cuenca, con consecuencias para el bienestar socioeconómico (Figura 22). La creación de instituciones como Comisiones de Cuenca, permite a los actores reafirmar su voluntad de trabajar en conjunto por la integridad de los ecosistemas, preservar el modo de vida tradicional, así como promover la participación de la sociedad en la toma de decisiones (Nava, 2013). A continuación en la Figura 21, se muestran algunas propuestas o alternativas de solución, que contribuirán a mejorar la sostenibilidad y el equilibrio ambiental en la CRD; figura elaborada con información de trabajos realizados por la Conagua-IPN (2009), POGCEM (2012) y Velázquez *et al.* (2005). Así como los ejes del prisma se pudieron asociar a problemáticas en la cuenca, de igual manera podemos utilizar las perspectivas del prisma de la gobernanza, para poder proponer una serie de acciones encaminadas al mejoramiento ambiental en la cuenca y revertir algo de las problemáticas que impactan la cuenca; estas medidas de mejoramiento se prevé que tendrán efectos favorables en la gobernanza de la cuenca y una mejor evaluación a través del IPGC.

Perspectiva A (gobernanza del agua para el desarrollo sustentable) (Parkes *et al.*, 2010). Se ha propuesto en la CRD el pago por servicios ambientales (PSA) principalmente en cuenca alta, ante la presencia de tala clandestina. Es necesario evaluar e identificar los sitios de bosques, tramos de ríos y riberas que requieran para llevar a cabo programas de reforestación, restauración y/o mejora ecológica, lograr impactos benéficos relativos a la erosión, recuperar suelos, incrementar la recarga al acuífero, y la captura de CO₂ y reactivar la biodiversidad local. Para alcanzar acuerdos es necesario mayor participación y mejor organización intermunicipal para el cuidado de los recursos a través de mejores políticas públicas. La modernización de las actividades agropecuarias no solo optimizará el uso del agua sino que disminuirá en parte la contaminación (Conagua-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

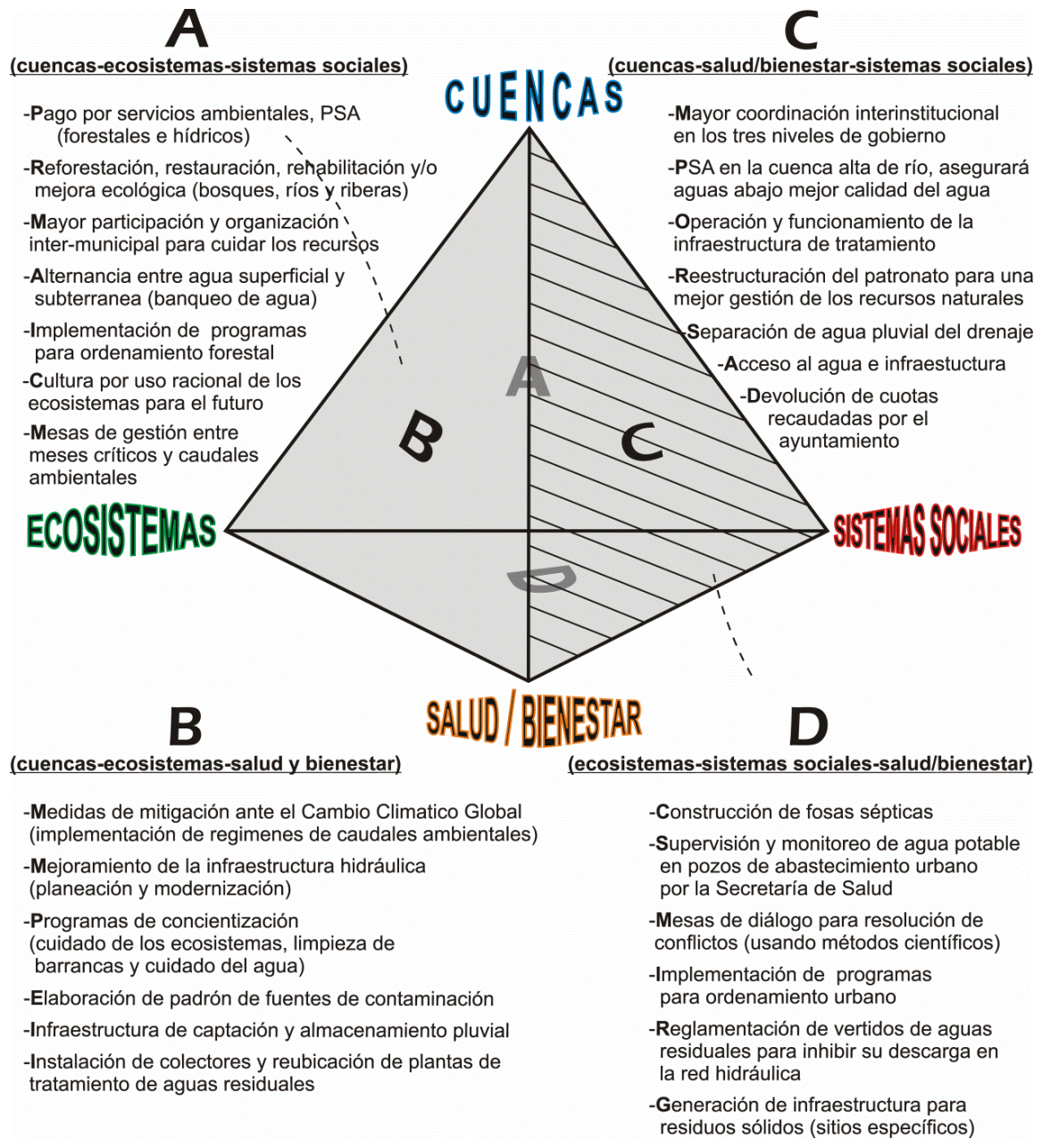


Figura 21. Perspectivas del PGC y propuestas alternativas encaminadas a mejorar la gobernanza del agua en la CRD. Prisma tomado y modificado de [Parkes et al. \(2010\)](#).

El Módulo IV del DR-061 aceptó participar en el proyecto K030 del Programa de Modernización Integral del Riego con financiamiento del Banco Mundial. Dicho programa tiene como objetivo la modernización en la infraestructura hidroagrícola y la tecnificación de la superficie agrícola en coordinación con usuarios y autoridades locales. Dicha iniciativa consistió en el cambio de 5 Mm³ de agua superficial por 5 Mm³ de agua subterránea lo que ha

permitido obtener cambios significativos para los productores. Consecuentemente, los productores han empezado a cultivar fresa con agua subterránea, siendo de mayor calidad el agua y la producción para su exportación, obteniendo gran ventaja en el mercado internacional. El programa K030 eleva la eficiencia en el uso del agua e incrementa la productividad agrícola de riego. Además evita que el Lago de Chapala siga recibiendo menos volumen de agua superficial. Sin embargo muchos usuarios de otros módulos no aceptaron el programa por sentirse inseguros ante cláusulas relativas a la renuncia del agua a la que tienen derecho; es más un intercambio de agua (Jiménez, 2011).

Perspectiva B (gobernanza del agua para los ecosistemas y el bienestar) (Parkes *et al.*, 2010). El proponer regímenes de caudales ambientales en la CRD puede servir como medida de mitigación ante la presión que ejerce el cambio climático en el ambiente. Debido a que estos caudales pueden continuar manteniendo y conservando la funcionalidad y la estructura de los ecosistemas y de su entorno (hábitats, riberas, acuífero), así como aumentar la resiliencia y reducir la pérdida de integridad ecológica. Armas-Vargas *et al.* (2014) realizaron una propuesta basada en el establecimiento de regímenes de caudales ambientales para la cuenca mediante el método de simulación de hábitat, utilizando el modelo eco hidráulico PHABSIM (Physical Habitat Simulation System). Además de implementar campañas de concientización para proteger y cuidar los recursos hídricos y el medio ambiente.

Para el logro de estas acciones, se requiere mayor planeación para el mejoramiento y la modernización de la infraestructura hidráulica, así como la elaboración de un padrón de fuentes de contaminación por causa de vertidos de agua residual. Se ha observado en la parte alta y media de la cuenca (entre Chilchota y Tangancicuaro) una notable disminución en la concentración de coliformes fecales debido a los aportes de manantiales y del río Tlazazalca. Además los rápidos que se generan en el río, permiten ejercer mayor dilución y oxigenación en el agua, lo que puede contribuir a la eliminación de estos patógenos. Si se evitan las descargas domésticas e industriales (mediante colectores) es posible contribuir a disminuir la contaminación biológica y aumentar la capacidad de autodepuración del río (Conagua-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

Perspectiva C (gobernanza del agua para los determinantes sociales de la salud) (Parkes *et al.*, 2010). En la CRD hay participación y dialogo pero se requiere mayor coordinación

interinstitucional entre los niveles de gobierno (Conagua-IPN, 2009). Es necesario seguir promoviendo la participación social en el proceso de toma de decisiones, ya que el agua desempeña un rol fundamental en todos los aspectos de la vida pública y privada. Para Pimentel y Velázquez (2013) la participación de ejidos y comunidades es fundamental en la toma de decisiones, ya que cuentan con un amplio conocimiento del manejo de los recursos comunes. Mantienen estructuras organizativas y autoridades que se relacionan con la gestión del agua. Siendo un claro ejemplo de la tradición organizativa y el conocimiento de sus comunidades (Pimentel et al., 2011), manejo autogestivo del agua y la tierra (Pimentel y Velázquez, 2013). Aprobada la Comisión de Cuenca del Río Duero (CCRD), tiene por objetivo mejorar la gestión del agua, desarrollar infraestructura hidráulica, promover la recuperación ambiental y contribuir a la solución de conflictos entre los usos y usuarios del agua (CEAC, 2013). Esta comisión conforma un espacio de actuación y coordinación conjunta para acciones de saneamiento (Pimentel et al., 2011), de gestión, de monitoreo y prevención.

Acciones como el PSA en la cuenca alta y la reducción de descargas residuales al río, producirán mejoras en la calidad del agua, generando un equilibrio dinámico entre aguas arriba y aguas abajo; por ejemplo, los caudales del río Duero están concesionados para riego (sin tratamiento). En la CRD ya se tienen proyectos en marcha para la re-operación y funcionamiento de la infraestructura de tratamiento, el acceso a la cobertura de agua potable y alcantarillado es alto (>90%). Hay comunidades en la Cañada de los Once Pueblos, que están regidas mediante la organización de usos y costumbres. Es necesario seguir motivando e incentivando a las comunidades para hacer uso de la infraestructura de drenaje y abastecimiento desde casa. Se recomienda el pago por servicios ambientales como alternativa para evitar el desagüe de detergentes al río y reestructurar el patronato para mejorar la gestión de los recursos naturales como son el geiser de Ixtlán, los manantiales Orandino, Verduzco y el Parque Lago de Camecuaro (Conagua-IPN, 2009; Velázquez et al., 2005).

Perspectiva D (gobernanza del agua para la promoción de la salud socio ecológica) (Parkes et al., 2010). En la CRD existe la posibilidad de fomentar el uso de fosas sépticas en pequeños lugares, donde incluso aún no cuentan con servicio de drenaje. Por lo que es necesario la realización de estudios de factibilidad para su uso (en la parte alta de la cuenca hay lugares que cuentan con este servicio) (Velázquez et al., 2005). Inocencio-Flores et al. (2013), Velázquez et al. (2011) y Velázquez y Pimentel (2008) confirmaron la presencia de

contaminantes en fuentes de agua (pozos y manantiales); siendo conveniente que un tercero (Secretaría de Salud) participe activamente en la supervisión y monitoreo permanente de la calidad del agua en las fuentes identificadas. Por otro lado, es necesario ejercer el cumplimiento de las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-001-Semarnat, *Ídem* 002) que establecen los límites máximos permisibles de descarga de contaminantes en cuerpos receptores y en sistemas de alcantarillado, respectivamente. Además, con el objetivo de proteger al medio ambiente y la salud pública, se debe evitar la descarga directa en la red fluvial de la cuenca y reactivar los sistemas de tratamiento. Para ello, se están estableciendo estratégicamente centros intermunicipales de tratamiento integral para depositar residuos sólidos, abarcando criterios como vulnerabilidad hídrica del terreno, distancias de traslado, costo-beneficio (Conagua-IPN, 2009). En el municipio de Tangancícuaro se han implementado programas de limpieza de barrancas con participación gubernamental y ciudadana ya que es necesario concientizar a todos los participantes de las consecuencias que produce la contaminación en la cuenca (Velázquez *et al.*, 2005). En suma, la promoción de la salud fomenta cambios en el entorno, ayuda a promover y proteger la salud, permite a las personas incrementar su control sobre los determinantes de la salud y en consecuencia, mejorarla (OMS, 1989).

Con respecto a la gobernanza:

Con la evaluación parcial de los índices del prisma queremos decir y referirlos de manera general a *que tan bien o que tan mal se ejerce* en la cuenca una buena o mala gobernanza del agua. Para Brandes *et al.* (2005) los síntomas de una gobernanza inadecuada están representados por ríos degradados, excesiva extracción de agua subterránea, uso ineficiente del agua, demanda excesiva y desigualdad en el acceso. Domínguez (2010) señala que, donde prevalezca déficit en la cobertura del servicio público y en el saneamiento del agua, hay problemas de gobernanza. Para de Carvalho y Angulo (2014) cuando el sistema cuenta con: gestión deficiente, recursos humanos y financieros insuficientes, organizaciones del agua inoperantes en la elaboración de políticas públicas, abstención del gobierno a intervenir, falta de coordinación y participación; se hará presente en el sistema una inadecuada gobernanza del agua imposibilitando la resolución de problemas, incluso provocándolos.

Así como en la CRD, identificamos periodos de tiempo y lugares (regiones) con evaluación de la gobernanza del agua de tipo marginal, también identificamos evaluaciones de tipo aceptable, haciendo referencia a una buena gobernanza, producto probable de haber establecido estrategias para superar y generar la resolución de problemas o bien de la no sobreexplotación de los recursos naturales. La gobernanza del agua se establece por la capacidad que tengan las organizaciones del agua para promover el aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos, a través de negociar estrategias, lograr acuerdos del uso del agua, normatividad clara y transparente, reconocimiento de derechos y obligaciones, roles y responsabilidad equitativa (de Carvalho y Angulo, 2014). La interacción, organización y participación entre sociedad, gobierno, ONGs y académica, contribuirá a mejorar la gobernanza del agua en la cuenca (Figura 22). De forma que responda a las necesidades ambientales, económicas y socio-políticas. La gobernanza del agua existe cuando las organizaciones gestoras del recurso establecen una política efectiva junto a un marco legal apropiado para regular y gestionar el agua (por ejemplo, suministrar y garantizar el servicio a los diferentes niveles de la sociedad) (Domínguez, 2012). Una adecuada gobernanza será cuando las organizaciones estén bien orientadas y tengan la capacidad para evitar y hacer frente a estos síntomas (Brandes *et al.*, 2005).

La gobernanza de cuencas procede de la gobernanza del agua, por lo que en términos generales el IPGC, puede orientarnos en que tan adecuada o inadecuada es la gobernanza en una cuenca. De acuerdo a la evaluación obtenida del IPGC, podemos preguntar, por qué tenemos esa evaluación? Que es lo que estamos haciendo bien o dejando de hacer para tener esta evaluación? Brandes and O'Riordan (2014) han identificado reiteradamente seis principios que aparecen como base de la gobernanza en cuencas: 1) agua para la naturaleza (creación de resiliencia en los ecosistemas), 2) enfoques de sistemas de agua superficial-subterránea, interacciones tierra-agua, sistemas socio-ecológicos y gestión de cuencas, 3) transparencia y participación de las partes (titulares de derechos y actores afectados), 4) roles claros para la toma de decisiones, que involucra a todas las organizaciones de la cuenca, 5) financiamiento y capacidad sostenible, y 6) rendición de cuentas y supervisión independiente (auditorías). Algunos de estos principios, se pueden asociar (o identificar) en las propuestas o alternativas encaminadas a mejorar la sustentabilidad en la CRD, como se muestra en las perspectivas de gobernanza del agua de la Figura 21.



Figura 22. Participación de actores en la gobernanza del agua
(Figura tomada de Loucks *et al.*, 2005).

En la Figura 22 de acuerdo a Nava (2013) se ilustran los “actores” interesados en participar en los procesos y mecanismos que conlleva la gobernanza. En el caso del recurso agua, están los grupos ambientales (ONG y ONL, no lucrativas); ciudadanos que viven en las zonas aledañas al río, en zona urbana o rural; agricultores, ganaderos, pescadores; ingenieros civiles; académicos; sector industrial y financiero; instituciones encargadas en la gestión de presas; autoridades federales, estatales, municipales y locales responsables de la gestión del agua y medio ambiente y organizaciones internacionales, entre otros actores que desempeñen y representen un rol importante y relacionado con el recurso agua.

Con respecto a la correlación entre el IPGC y las problemáticas de la CRD:

De las problemáticas que ejercen presión en la cuenca y de los principios que aparecen como base de la gobernanza en cuencas, podemos tener un referente de lo que podría estar influyendo de manera positiva o negativa en la evaluación del IPGC. Por ejemplo, el vertido de aguas residuales sigue siendo un problema latente. Tapia *et al.* (1992) observaron que el

problema principal del DR-061 es que se enclava dentro de áreas urbanas recibiendo en consecuencia descargas municipales. Si bien se ha intentado resolver éste problema con la construcción de plantas tratadoras, la mayoría no operan o lo hacen a bajos niveles de eficiencia (con excepción de la planta en Zamora). Por lo que surge la interrogante, y por qué no operan? Qué factores impiden la puesta en operación? A finales de 2007 se aprobó la creación de la Comisión de Cuenca del Río Duero (CCRD), con la misión la mejorar la gestión del agua, la infraestructura hidráulica, la recuperación ambiental de la cuenca y contribuir en la solución de conflictos asociados a la competencia entre usos y usuarios del agua (CEAC, 2013). Si bien el IPGC no evalúa directamente las problemáticas de la CRD, si muestra ser sensible a las actividades realizadas en la cuenca; para este ejemplo asumimos que las acciones tomadas en beneficio de la cuenca, como puede ser la transparencia, rendición de cuentas y participación de todos los involucrados en la toma de decisiones repercutirá positivamente en los recursos hídricos de la cuenca, y en consecuencia en el IPGC. En caso contrario las acciones que resten beneficio, protección y cuidado a los recursos de la cuenca, a través de la falta de financiamiento, aplicación de normatividad o de programas integrados, repercutirá directamente en los recursos hídricos, y probablemente se verá reflejado en el IPGC.

De las Figuras 11b, 12b y 20 asumimos una probable correlación entre las evaluaciones numéricas del IPGC con las problemáticas identificadas en la CRD bajo el entorno del PGC. Por ejemplo, en la Figura 11b (índice del eje, IE) la evaluación del eje Cue–Sb presenta una calificación de 0.52 (inadecuada) que en comparación con el eje del PGC (Figura 20) presenta cuatro problemáticas enlistadas y características de ese eje (Cue–Sb); de igual manera sucede, con el eje Eco–Sb (0.62, marginal) y el eje del PGC Eco–Sb (Figura 20) con la mayor cantidad de problemáticas identificadas y referidas a ese eje. Cabe indicar que la asignación de problemáticas, dependió de la cantidad de temáticas identificadas, por lo que no se descarta el seguir incorporando en la Figura 20 más problemáticas; de momento son las que se encontraron; por otro lado la densidad de problemáticas dependió del contexto de cada uno de los ejes; por lo que se observa en la Figura 20 los problemas están más presentes en temas referidos a ecosistemas y salud y bienestar (Eco–Sb). Caso contrario, sucede con los ejes Ss–Sb y Cue–Ss, con mejores evaluaciones de ejemplar (0.91) y aceptable (0.86) respectivamente, que en comparación con el PGC (Figura 20) presentan una menor densidad de problemáticas con tres por cada eje (Ss–Sb y Cue–Ss).

En las Figuras 12b y 20 se identifica un comportamiento similar, en el cual se observa que la evaluación del índice de gobernanza del agua (IGA) de menor calificación fue el conformado por Cue–Eco–Sb con 0.64 (marginal), que en comparación con la *Perspectiva B* del PGC es la que presenta mayor densidad de problemáticas (Figura 20). Cabe indicar que las problemáticas en los ejes, no necesariamente tienen que cumplir con una misma proporción, simplemente entender que puede haber mayor concentración en unos ejes que otros, probablemente porque los aspectos ecosistémicos son más sensibles a los sistemas sociales o bien, porque los casos de estudio están más orientados a los ecosistemas. En el periodo regulado (Figura 12b) el IGA disminuyó notablemente en comparación al periodo natural (Figura 12a), pasando de aceptable a marginal, sin embargo el IGA conformado por Cue–Eco–Ss presentó evaluación de 0.84 a 0.82, la cual al comparar con la *Perspectiva A* de la Figura 20 se observan algunas problemáticas que afectan el desarrollo sustentable en la cuenca, para lo cual se requerirán hacer mejorías, como mejoramiento a la infraestructura hidráulica, cuidado de ecosistemas, identificar fuentes de contaminación, etc., (ver Figura 21) además de dar solución en específico a las problemáticas señaladas en los ejes del prisma.

Con respecto a los escenarios:

Bajo la premisa de que los ríos deben quedar con suficiente agua, para asegurar los beneficios ambientales aguas abajo (Hirji and Davis, 2009), se optó por la propuesta del método Curva de Duración de Flujo para definir el requerimiento de caudal ambiental en ríos de la CRD. Donde a mayor clase de gestión ambiental (CGA) se requerirá de más agua para el mantenimiento y/o conservación de los ecosistemas. Las categorías (A, B, C, D, E, F) o escenarios de demanda de agua ambiental son un concepto de gestión, que se ha desarrollado ante la imperante y necesaria toma de decisiones. Estas categorías de gestión ambiental se basan a través de la relación flujo y estado ecológico, mediante umbrales claramente identificables. Las clases A y B (natural y ligeramente modificado) mantienen condiciones naturales, sin nuevos proyectos de derivación de agua y con el desarrollo del riego actual permitido, respectivamente (SEI, 2014; Smakhtin and Anputhas, 2006).

Para el desarrollo de los escenarios ambientales (Figuras 16 a 19), utilizamos la CGA “A” natural, en sustitución del régimen de caudales generados por el escenario de simulación

status quo. El requerimiento ambiental (clase “A”) funciona como un umbral límite, donde los caudales pueden oscilar tomando como umbral superior las condiciones naturales del periodo 1936-1955 y como umbral inferior la clase “A”. Por ejemplo, la Figura 18h funciona como umbral natural de la Figura 18g, habiendo una diferencia de volumen entre el año de simulación 2030, de aproximadamente 40 Mm³/año, equivalente a 1.26 m³/s siendo una cantidad relativamente menor, en contraste a lo observado en las Figuras 18g y 18h. De acuerdo al [SEI \(2014\)](#) y [Smakhtin and Anputhas \(2006\)](#) lo que esté por debajo de este umbral (natural, en este caso) se puede asumir que se estará abordando otras categorías ambientales o escenarios de demanda de agua ambiental. Cabe indicar que los resultados de las Figuras 16 a 18 están presentados en escala de tiempo anual, si bien resta detalle al momento de visualizar otro comportamiento de tiempo, es relevante indicar que debido a la cantidad de información generada es conveniente indicarlo de momento por esta forma anual.

La evaluación del IPGC en torno al cambio climático, mostró condiciones de cambio poco evidentes al momento de comparar los escenarios *status quo* y requerimiento ambiental; como es en el caso de las regiones La Estanzuela y Camecuaro. Sin embargo, las regiones Urepetiro y Tenguecho, con áreas de menor drenaje, ríos de menor caudal y poca presencia de recursos por evaluar, el cambio climático ejerció mayor notoriedad en los escenarios *status quo* y requerimiento ambiental. De acuerdo a [Monterroso et al. \(2014\)](#), la exposición al cambio climático en los municipios que integran la CRD, presentan grado de estrés climático medio; baja sensibilidad, que es el grado en que el sistema es potencialmente modificado por fuerzas externas (con excepción de Tangamandapio y Chilchota con grado medio) y vulnerabilidad de baja a media, que es el impacto del cambio climático en los municipios (con excepción de Tangamandapio, donde el grado es considerado alto). Las condiciones en la CRD han pasado de una situación promedio aceptable a una situación marginal, la cual requerirá mejoras significativas en múltiples áreas de la cuenca como pudiera ser el pago por servicios ambientales (forestales e hídricos), restauración y mejoras ecológicas en bosques, ríos y riberas; programas de ordenamiento territorial y forestal, acceso a agua e infraestructura, mejoramiento de la infraestructura hidráulica, supervisión y monitoreo de agua potable; reglamentación y cancelación de vertidos de aguas residuales en la red hidráulica.

La actividad agrícola en la CRD muestra que a mayores porcentajes de derivación los volúmenes en el río Duero tenderán a disminuir, así como los volúmenes ambientales. Si por

el contrario, a medida que disminuya el porcentaje en el volumen de derivación mejorarán los volúmenes ambientales, más que con en el bombeo. Con respecto a ésta actividad, se observa que la extracción por bombeo no ejerce influencia en el río, asumiendo que en su totalidad el río no sea un ecosistema dependiente del agua subterránea; y que al momento de abordar la demanda por bombeo en la región agrupamos los 466 pozos en localidades municipales, simplificando o reduciendo los abatimientos subterráneos. Los volúmenes en el río Duero aumentarían ligeramente (5%) por encima del volumen del periodo regulado. Este aumento de volumen en el río, puede ser atribuible a los retornos de flujo producidos por los diversos usos del agua en la región. La ventaja de simular el escenario ambiental es que proporciona un límite en el cual indica hasta donde es posible disminuir los volúmenes dentro de un estatus natural. En suma, con respecto a estas actividades en la cuenca, puede tener más repercusión la actividad agrícola sobre el río Duero que el bombeo; y en general, el IPGC responde a mayores calificaciones cuando son menores porcentajes de extracción de agua, y disminuye la evaluación a medida que aumentan los porcentajes de extracción de agua.

Con respecto a la evaluación en la CRD:

La mayor calificación promedio del IPGC se obtuvo en la región Tenguecho (referente a una subcuenca) y la menor evaluación en la región Urepetiro (referente a un entorno de cuatro subcuencas). La región Camecuaro (media cuenca) que va de la parte media a la alta de la CRD, se considera que esta ligeramente mejor evaluada que la región La Estanzuela; siendo ésta última región la representación de toda la CRD. Estos resultados muestran congruencia con lugares que presentan mejor y menor calidad del agua en la cuenca del Duero. [Conagua-IPN \(2009\)](#) y [Moncayo-Estrada et al. \(2011\)](#) identificaron que los aportes de agua de mejor calidad son provenientes del río Celio (región Tenguecho). El río Tlazazalca (región Urepetiro) se encuentra visiblemente contaminado con valores bajos de oxígeno disuelto y altos en nitratos y bacterias. Esta contaminación es reflejada en la calidad del agua de la presa Urepetiro y aguas abajo de este almacenamiento. [King-Díaz \(1987\)](#) identificó una zona de aguas claras típicas de ríos de montaña (región Camecuaro) y una zona de activa descomposición en el Valle de Zamora; agravándose el deterioro de la calidad del agua por el vertido de aguas residuales en la red hidrográfica. [López-Hernández \(1997\)](#) identificó que la parte alta de la CRD se presentaron los mayores valores del índice biológico, calificando las aguas del río de *limpias a poca contaminación* (con mayor capacidad de autodepuración); en

la parte media a baja de la CRD se presentaron los menores valores del índice biológico, calificando las aguas como *contaminadas* y con menor capacidad de autodepuración (baja concentración de oxígeno disuelto, altas temperaturas y altos niveles de nutrientes). Hay contaminación por bacterias desde la Cañada de los Once Pueblos hasta la salida del Valle de Zamora, con excepción de los manantiales Carapan y Camecuaro (Velázquez *et al.*, 2005). Al inicio del Valle de Zamora (mitad de la cuenca) hasta el Puente Camucuato (salida de la cuenca) hay presencia de baja calidad del agua en el río Duero, incluyendo la mayor parte de la red hidráulica de canales, recibiendo descargas de agua residual de las poblaciones de La Estanzuela y San Simón. Moncayo-Estrada *et al.* (2014) evaluaron el índice de integridad biótica en el río Duero en 2009, para compararlo con años anteriores (1986, 1991). De la comparación de sitios de control se obtuvo que Etucuario se ha mantenido en una condición regular (región Urepetiro); Lago de Camecuaro pasó de buena a regular (región Camecuaro); finalmente, de la mitad de la CRD hasta la salida de la cuenca El Platanal en pobre; Zamora, La Estanzuela y San Cristóbal “A” cambiaron su condición de regular a pobre. Por lo que, la degradación ambiental está relacionada con la actividad humana y el uso del agua. Para Moncayo-Estrada *et al.* (2011) es necesario mantener una buena calidad del agua desde el inicio del río hasta la salida de la cuenca (región La Estanzuela).

Con respecto a próximos índices de evaluación:

Para Silva-Hidalgo *et al.* (2009) los modelos de gestión de recursos hídricos deben ser accesibles e integrar diferentes puntos de vista. Ya que si es de gran interés a la sociedad, debe ser revisado y recalibrado periódicamente para incorporar nueva información, así como cambios y/o revisiones en el modelo conceptual. Una revisión es una forma de evaluar la magnitud de los errores de la predicción, generando mejor entendimiento del sistema y predicciones más confiables (Konikow, 1998).

La selección de índices que dan sustento al IPGC, queda en función del criterio que asuman los gestores con respecto a la disponibilidad y tipo de recursos que se tengan en la cuenca para evaluar. Se pueden proponer otros índices diferentes a los ya utilizados en este trabajo (ver Tabla 9), siempre y cuando exista una vinculación/relación directa con los ejes del marco teórico del PGC de Parkes *et al.* (2010). Cabe indicar que la evaluación de los índices utilizados, no necesariamente tienen que evaluar recursos hídricos básicos; sino también, se

pueden evaluar aspectos como la producción agrícola generada en el distrito de riego, utilizando la relación Beneficio-Costo (B/C ratio); además de la propuesta denominada Factor de Hábitat Disponible Útil (FHDU), para calcular la variación entre el área ponderada útil de un hábitat natural, regulado y simulado.

El IPGC de la Figura 9 cuenta con 18 índices de evaluación, los cuales están distribuidos de manera no equitativa. Al principio, la idea central fue equilibrar los ejes con igual cantidad de índices. Sin embargo, a medida que se asignaban y elegían los índices quedo distribuido como indica la Figura 9 (ejes Cue-Sb, Eco-Sb y Cue-Eco con 5, 4 y 3, respectivamente y el resto con dos en cada eje). En general cada índice aporta información diferente, pero no se descarta el quitar algunos, buscar el equilibrio y analizar. La Tabla 9 muestra un listado de otros índices, el cual no evaluamos debido a lo extenso que se volvía para nuestros fines; sin embargo, están contemplados para una siguiente fase de desarrollo.

Tabla 9. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza del agua.

#	Índice, factor, coeficiente	Eco-Sb	Cue-Eco	Cue-Sb	Cue-Ss	Ss-Sb	Eco-Ss
14	Falkenmark Indicator, (FI)					X	
15	Deciles Factor, (DF)		X				
16	Index of Hydrologic Alteration in Rivers, (IAHRIS)				X		X
17	Surface Water Supply Index, (SWSI)				X		
18	Watershed Sustainability Index, (WSI) _{PRESSURE-STATE-RESPONSE}						X
19	Drastic Index, (DRASTIC)	X					
20	Quality Water Index, (QWI)	X					
21	Water Footprints, (WFP)					X	
22	Agricultural Water Footprints, (AWFP)		X				
23	Riparian Quality Index, (RQI)		X				
24	Groundwater Quality Index, (GWQI)			X			
25	Integrated Habitat Stress Days Alteration, (IHSDA)	X					
26	Human Development Index, (HDI)					X	

Con la incorporación de nuevos índices (Figura 23) trataremos de cubrir espacios que no se abordaron. Por ejemplo el IAHRIS, que evalúa el grado de alteración hidrológica en un río, el cual lo asociamos con los ejes cuencas-salud y bienestar, y ecosistemas-sistemas sociales, referido a la protección de fuentes de agua y como servicio ambiental, respectivamente. El DRASTIC, es un índice que se utiliza para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea en

acuíferos someros, el cual se vinculó al eje ecosistemas–salud y bienestar por la atención hacia contaminantes y sustancias tóxicas con implicaciones hacia la salud humana; así también, el índice de calidad del agua (QWI), utilizado para evaluar la calidad en diferentes cuerpos de agua. La huella hídrica del agua (WFP) se vinculó al eje sistemas sociales–salud y bienestar debido a que es el volumen de agua que se necesita para producir bienes y servicios, que de faltar el recurso hídrico se pueden atenuar impactos en la salud, en el desarrollo, estatus socioeconómico, e incrementar la desigualdad, deteriorar la calidad de vida y el bienestar social. La versatilidad propia de cada índice, hace que se puedan volver a utilizar en más de una ocasión, como fue el Índice de Sustentabilidad (SI) que se utilizó en afloros de ríos, derivaciones y almacenamientos subterráneos; caso contrario al Índice de Precipitación Estandarizado donde se utilizó una sola vez. La Tabla 9 y Figura 23, muestran los índices que presentan relación uno a uno, con los ejes del PGC. Cabe mencionar que la forma de cuantos índices utilizar, cuales son más relevantes que otros, aún es tema para nuevas mejoras en torno a este trabajo; y poder así consolidar más este planteamiento.

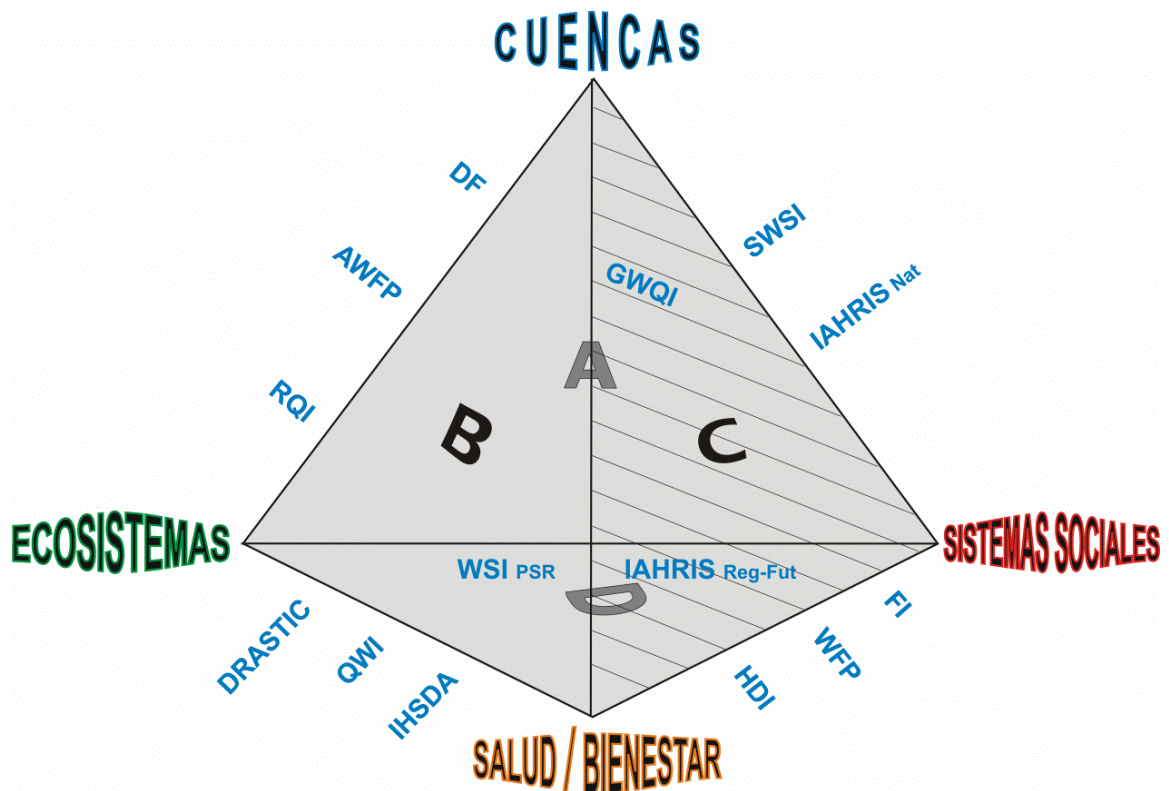


Figura 23. Índices adicionales a evaluar en fase próxima.

CONCLUSIONES

► La metodología propuesta para evaluar el marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) mediante la implementación y desarrollo del Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC) es adecuada (y flexible) porque se utilizó una diversidad de índices para evaluar el estatus de la gobernanza del agua en una cuenca, además de conocer el estatus de sus recursos hídricos (como ríos, precipitación, hábitat fluvial, almacenamiento subterráneo, flujo base, entre otros); funcional, porque la evaluación del IPGC por cada región de estudio *coincidió* o fue *coherente* a como se encuentra actualmente; por lo que puede ser aplicable o factible de instrumentar en otras cuencas de estudio, con resultados de sumo interés para el propio entorno de cuenca; siempre y cuando se cuente con un mínimo de información necesaria básica (pluviometría, hidrometría, etc.), para poder aplicar los índices de elección. Cabe indicar que la escala de cuenca para nuestro caso de estudio fue utilizar como criterio general la delimitación y posición estratégica de la estación hidrométrica ubicadas comúnmente a la salida de la cuenca. Consideramos que los índices de evaluación previos a la implementación de los índices del prisma dependerán del criterio que adopten los gestores al momento de elegir que recursos hídricos o ambientales que se pretenderán evaluar.

► Adicional al Índice del Prisma (IPGC), se cuenta también con el Índice del Eje (IE) y el Índice de Gobernanza del Agua (IGA), en el cual el IE vislumbra previamente el comportamiento y probables deficiencias que surgen entorno a las conexiones de los cuatro vértices del prisma (cuencas, ecosistemas, salud/bienestar y sistemas sociales); con respecto al IGA, se indica el posible *estatus cuantitativo* en el cual se encuentra la gobernanza del agua, identificando así, una adecuada o inadecuada gobernanza en los procesos referentes a la toma de decisiones en materia del agua. De acuerdo a la naturaleza que se tome en las decisiones (benéficas o perjudiciales) estas implicarán directamente en los recursos hídricos de la cuenca. Es por ello que el IPGC, en cierta forma puede evaluar la consecuencia, y no la causa que lo genera. Para poder evaluar el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC), es condición necesaria e indispensable abordarlo en conjunto (con las cuatro perspectivas de gobernanza), para evitar así, sesgos al momento de visualizar e integrar la gobernanza de cuencas.

► Se observó, aparente correlación entre las evaluaciones del índice del eje (IE) periodo regulado 1956-1999 y la densidad de problemáticas mostradas en los ejes del PGC. Las

problemáticas señaladas en el PGC son síntomas de gobernanza inadecuada o bien de mala gobernanza; generada y/o propiciada por deficiencias en la gestión de justicia, equidad, financiera, falta de interés y participación entre autoridad-comunidad, etc. Esta gobernanza inadecuada se puede asociar cuantitativamente con la evaluación obtenida por el índice de gobernanza del agua (IGA). Si bien la correlación puede ser subjetiva, el ilustrar las problemáticas en el PGC puede ayudar a identificar que perspectiva de gobernanza requiere de mayor prioridad o atención por abordar. De igual manera, una buena gobernanza o adecuada gobernanza es debido a la participación, eficiencia en la gestión de los recursos, políticas efectivas, transparencia, etc. Una buena gobernanza se puede vincular cuando las problemáticas son menores, como fue en el periodo natural de 1936-1955 cuando la actividad en la CRD no era tan intensa, obteniendo del índice IGA una evaluación *acceptable*. Por ejemplo, en el trabajo de [Velázquez et al. \(2005\)](#) citó que, la gente *recuerda* haber bebido directamente agua del río o de sus canales sin perturbación alguna en la salud. Las medidas propuestas, plasmadas en las perspectivas de gobernanza del agua, ayudarán a reducir las problemáticas en la cuenca y mejorará en la evaluación de los índices del prisma.

► Con la incorporación del requerimiento de caudal ambiental se determinó que la actividad regulatoria promedio de 1977 a 1999 y la simulación del escenario *status quo*, aún están dentro de los intervalos fijados por la simulación de la Clase de Manejo Ambiental (CMA) “A” y por el periodo natural de 1936-1955, es decir que el periodo de regulación no ha sobrepasado el intervalo inferior fijado por el requerimiento ambiental simulado; principalmente para los ríos Duero y Tlazazalca. La influencia del cambio climático en la CRD tuvo efectos más notorios a menor escala de cuenca que a mayor escala; cómo fue para la región Urepetiro donde la evaluación del IPGC mejoró de inadecuado a marginal y la región Tenguecho el IPGC disminuyó manteniéndose sobre condiciones de evaluación marginal. Para la región media alta Camecuaro la evaluación del IPGC aumentó ligeramente con la incorporación del requerimiento de caudal ambiental sin embargo aún se mantiene sobre evaluación marginal. En la región La Estanzuela, el índice de gobernanza no presentó variación notable entre el escenario *status quo* y los escenarios de climáticos, incluso con la incorporación del requerimiento ambiental aún se mantiene en condición marginal; asumiendo que el IPGC muestra mayor sensibilidad ante la evaluación de pocos recursos hídricos, como son las regiones Urepetiro-Tenguecho, en comparación con las regiones Camecuaro-La Estanzuela que presento menor sensibilidad en las curvas de simulación. Cabe indicar que el cambio

climático en la CRD presenta grado de estrés climático medio, baja sensibilidad y vulnerabilidad baja a media. Con respecto al río Duero, este resulto más susceptible a la actividad agrícola por parte del distrito de riego que la actividad por bombeo, dado que los volúmenes ambientales y del escenario *status quo* presentaron tendencia a disminuir. El IPGC presenta mejor evaluación cuando el volumen de bombeo disminuye y menor evaluación cuando el volumen aumenta.

► En conjunto, el modelo integrado entre Weap y Modflow, reprodujo aceptablemente el comportamiento hídrico en la CRD, a través de la comparación del hidrograma de caudales mensuales observados en campo y los simulados por Weap. La aceptable correlación, visualizada a través de los coeficientes de *Nash-Sutcliff* y el *Agreement Index*, permiten asumir que hay buen desempeño y rendimiento en el modelo al momento de comparar los caudales mensuales. Sin embargo, no se descarta que los resultados puedan estar sujetos a constante revisión, generando cambios y mejoras en los modelos; incluso incorporar la participación abierta a interesados en el estudio de la gobernanza del agua en la cuenca.

5. REFERENCIAS

Abebe, A., and Foerch, G., 2006. Catchment characteristics as predictors of base flow index (BFI) in Wabi Shebele River Basin, East Africa. Conference on International Agricultural Research for Development University of Siegen. Germany.

Anderson, M. P., and Woessner, W. W., 1992. Applied Groundwater Modeling: simulation of flow and advective transport. Editorial Academic Press, UK.

Andrade-Pérez, A., 2007. Aplicación del Enfoque Ecosistémico en Latinoamérica. Commission on Ecosystem Management-International Union for Conservation of Nature. Bogotá, Colombia. 88 p.

Andrade-Pérez, A., y Navarrete, L. B. F., 2004. Lineamientos para la aplicación del Enfoque Ecosistémico a la Gestión Integral del Recurso Hídrico. PNUMA. Cd. de México, 110 p.

Armas-Vargas, F. J., 2010. Modelación y simulación hidrodinámica del sistema acuífero Zamora, en Michoacán México. Tesis de Maestría, Instituto de Geología UNAM. 114 p.

Armas-Vargas, F. J., Escolero, O., García de Jalón, D., Zambrano, L., González del Tánago, M., 2014. Proposed environmental flow regime for a regulated river, based on habitat simulation for five fish species in the lower basin of the Duero river, in Michoacan Mexico. *Manuscrito enviado para publicación.*

ASCE, 1996. Hydrology Handbook, Manuals and Reports on Engineering Practice No. 28. Second Edition, American Society of Civil Engineers.

ASCE, 1998. Sustainability criteria for water resource systems. Task Committee on Sustainability Criteria, Water Resources Planning and Management Division, American Society of Civil Engineers and the Working Group of UNESCO/IHP IV, Project M-4.3.

Barreda, A. 2006. ¿Crisis del agua? Revista El Jarocho Verde (1).

- Baker, V. R., 1977. Stream channel response to floods with examples from central Texas. *Geological Society of American Bulletin* 88, 1057-1070.
- Billib, M., Bardowicks, K., Arumí, J. L., 2009. Integrated Water Resources Management for Sustainable Irrigation at the Basin scale. *Chilean Journal of Agricultural Research* 69, 69-80.
- Bovee, K. D., Lamb, B. L., Bartholow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J., Henriksen, J., 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Report USGS/BRD-1998-0004. U.S. Geological Survey, BRDIT. Fort Collins, CO. 131 p.
- Brandes, O. M., Ferguson, K., M'Gonigle, M., Sandborn, C., 2005. At a Watershed: Ecological Governance and Sustainable Water Management in Canada. POLIS Project on Ecological Governance, University of Victoria. 105 p.
- Brandes, O. M., and O'Riordan, J., 2014. A Blueprint for Watershed Governance in British Columbia. POLIS Project on Ecological Governance, University of Victoria. 54 p.
- Bunch, M. J., and Waltner-Toews, D., 2015. Grappling with Complexity: the Context for One Health and the Ecohealth Approach. En: Zinsstag, J., et al. (Eds.). *One Health: The Theory and Practice of Integrated Health Approaches*. CAB International, 415-426.
- Bunch, M. J., Morrison, K. E., Parkes, M. W., Venema, H. D., 2011. Promoting Health and Well-Being by Managing for Social–Ecological Resilience: the Potential of Integrating Ecohealth and Water Resources Management Approaches. *Ecology and Society* 16(1), 6.
- Bunch, M. J., Parkes, M., Zubrycki, K., Venema, H., Hallstrom, L., Neudorffer, C., Berbés-Blázquez, M., Morrison, K., 2014. Watershed Management and Public Health: An Exploration of the Intersection of Two Fields as Reported in the Literature from 2000 to 2010. *Environmental Management* 54(2), 240-254.
- Butler, C. D., Corvalan, C. F., Koren, H. S., 2005. Human health, well-being, and global ecological scenarios. *Ecosystems* 8, 153-162.

Cardwell, H. E., Cole, R. A., Cartwright, L. A., Martin, L. A., 2006. IWRM: Definitions and Conceptual Musings. UCOWR, *Journal of Contemporary Water Research & Education* 135, 8-18.

CBD, 2014. Convention on Biological Diversity. Ecosystem Approach.

In: <http://www.cbd.int/ecosystem/>

CEAC, 2013. La Comisión de la cuenca del Río Duero.

In: <http://www.ceac.michoacan.gob.mx/index.php/zoom/14-general/45-acerca-de-nosotros>

Charron, D. F., 2014. Investigación de ecosalud en la práctica: aplicaciones innovadoras de un enfoque ecosistémico para la salud. CIID, Ottawa, ON, CA.

CHS, 2015. Confederación Hidrográfica del Segura-España.

In: https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/dma/Que_es/

CNA, 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zamora, estado de Michoacán. Comisión Nacional del Agua, Subgerencia Evaluación y Modelación Hidrogeológica. 25 p.

Cohen, T. J., 2003. Late Holocene floodplain processes and post-European channel dynamics in a partly confined valley of New South Wales Australia. PhD Thesis, School of Earth and Environmental Sciences, University of Wollongong.

Conafre, 2012. Plan Rector Nacional 2012. Consejo Nacional de la Fresa. 43 p.

Conagua, 2009. Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán de Ocampo. Comisión Nacional del Agua. 170 p.

Conagua-IPN, 2009. Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático: Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero. Comisión Nacional del Agua-Instituto Politécnico Nacional. 142 p.

Conagua, 2010. Estadísticas agrícolas de los distritos de riego, año agrícola 2008-2009. Comisión Nacional del Agua. 323 p.

Conapo, 2009. De la población de México 2005-2050. Comisión Nacional de Población.

De Carvalho, M. V., y Angulo, R., 2014. Gobernanza de los sistemas locales de gestión del agua en Bolivia. Asociación Internacional para la Gobernanza, la Ciudadanía y la Empresa. In: <http://www.aigob.org/?s=Gobernanza+de+los+sistemas+locales+de+gestion+del+agua+en+bolivia>

Domínguez, S. J., 2010. El acceso al agua y saneamiento: Un problema de capacidad institucional local. Análisis en el estado de Veracruz. *Gestión y Política Pública* 19(2), 311-350.

Domínguez, S. J., 2012. Hacia una buena gobernanza para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Documento de Posicionamiento: Meta 2.1 y 2.2. Proceso Regional de las Américas VI Foro Mundial del Agua. 61 p.

Dumont, E., Williams, R., Keller, V., Voss, A., Tattari, S., 2012. Modelling indicators of water security, water pollution and aquatic biodiversity in Europe. *Hydrological Sciences Journal* 57(7), 1378-1403.

EEM, 2003. Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. World Resources Institute.

Fallas-Gamboa, J., 1994. CFA88: Un programa versátil para el análisis de eventos hidrometeorológicos extremos. *Revista Geográfica de América Central* 25-26, 99-113.

Fischhendler, I., 2008. Institutional Conditions for IWRM: The Israeli Case. *Ground Water* 46(1), 91-102.

FNCA, 2005. Declaración Europea por una Nueva Cultura del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua.

Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., Johnson, P., 2014. An Integrated Approach Is Needed for Ecosystem Based Fisheries Management: Insights from Ecosystem-Level Management Strategy Evaluation. *PLoS One* 9(1), 1-16.

Garduño-Monroy, V. H., y otros 8., 1999. Carta geológica de Michoacán. esc. 1:250,000. Instituto de Investigaciones Metalúrgicas y Departamento de Geología y Mineralogía. UMSNH.

Giddings, L., Soto, M., Rutherford, B. M., Maarouf, A., 2005. Standardized Precipitation Index Zones for México. *Atmosfera* 33-56.

Godfrey, L., and Todd, C., 2001. Defining Thresholds for Freshwater Sustainability Indicators within the Context of South African Water Resource Management. 2nd WARFA/Waternet Symposium: Integrated Water Resource Management: Theory, Practice, Cases. Cape Town, South Africa. Practice, Cases, Cape Town.

Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., Nathan, R. J., 2004. Stream Hydrology: an Introduction for Ecologists. John Wiley & Sons.

Grecksch, K., 2015. Adaptive capacity and water governance in the Keiskamma River Catchment, Eastern Cape Province, South Africa. *Water SA* 41(3), 359-368.

Guo, D., DeFrancia, K., Chen, M., Filiatraut, B., Zhang, C., 2015. Assessing Sustainability: Frameworks and Indices (White Paper #3). Columbia University Academic Commons.

Guerrero, E., De Keizer, O., Córdoba, R., 2006. La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. UICN, Quito, Ecuador. 78 p.

Gupta, J., Termeer, K., Klostermann, J., Meijerink, S., Van den Brink, M., Jong, P., Nootboom, S., Bergsma, E., 2010. The Adaptive Capacity Wheel: A Method to Assess the Inherent Characteristics of Institutions to Enable the Adaptive Capacity of Society. *Environmental Science & Policy* 13(6), 459-471.

GWP, 2012a. Global Water Partnership. In:

<http://www.gwp.org/en/The-Challenge/What-is-IWRM/IWRM-Principles/>

GWP, 2012b. Global Water Partnership. In:

<http://www.gwp.org/es/TOOLBOX/TEMAS-TRANSVERSALES/Agua-y-Gobernanza/>

Harbaugh, A. W., 2002. A data-input program (mfi2k) for the U.S. Geological survey modular groundwater model (Modflow-2000). U.S. Geological Survey. Open-File Report 02-41. 55 p.

Harbaugh, A. W., Banta, E. R., Hill, M. C., McDonald, M. G., 2000. Modflow-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model-User guide to modularization concepts and the ground-water flow process, U.S. Geological Survey. Open File Report 00-92. 121 p.

Hill, M. C. and Tiedeman, C. R., 2007. Effective groundwater model calibration: With analysis of data, sensitivities, predictions, and uncertainty. Wiley and Sons Press, New York, USA.

Hirji R., and Davis, R., 2009. Environmental flows in water resources policies, plans, and projects (Findings and Recommendations). The International Bank for Reconstruction and Development/ The World Bank. 212 p.

Hsieh A. P., Bra, M. J., Doe, W. T., Flint, L. A., 2001. Conceptual models of flow and transport in the fractured vadose zone. National Academy Press. Washintong D. C., USA. 347 p.

Inocencio-Flores, D., Velázquez, M. M. A., Pimentel, E. J. L., Montañez, S. J. L., Venegas, G. J., 2013. Hidroquímica de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero y normatividad para uso doméstico. *Tecnología y Ciencias del Agua* 5(IV), 111-126.

INECC, 2015. El Cambio Climático en México: Información por Estado y Sector. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. In:

http://www2.inecc.gob.mx/cclimatico/edo_sector/estados/futuro_michoacan.html

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. IPCC, Ginebra, Suiza. 104 p.

Jiménez, S. R., 2011. La gestión social del agua: El programa K030 en el Distrito de Riego 061, Zamora Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 8, 329-344.

King-Díaz, R., 1987. Evaluación del proceso de purificación biológica del río Duero en el Valle de Zamora, Michoacan, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM. 52 p.

Konikow, L. F., 1998. Uso de los modelos numéricos para simular el flujo y el transporte subterráneo. IGME. Temas: Guías y Manuales. *Isotopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico* 4, 533-558.

Lagerblad, L., 2010. Assessment of environmental flow requirements in Buzi River basin, Mozambique. Department of Earth Sciences, Geotryckeriet, Uppsala University, Sweden. 69 p.

Landell-Mills, N., and Porras, I. T., 2002. Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and their Impact on the Poor. London: International Institute for Environment and Development (IIED). 112 p.

Lebel, J., 2003. Health: An ecosystem approach. Ottawa: International Development Research Centre.

Lebel, L., Anderies, J. M., Campbell, B., Folke, C., Hatfield-Dodds, S., Hughes, T. P., Wilson, J., 2006. Governance and the Capacity to Manage Resilience in Regional Social-Ecological Systems. *Ecology and Society* 11(1), 19.

Legates, D. R., and McCabe, G. J., 1999. Evaluating the use of goodness-of-fit measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35(1), 233-241.

López-Blanco, J., y Flores, L. N., 2008. Caracterización de las unidades ambientales biofísicas para el ordenamiento territorial de la cuenca del Río Duero, México. XXIII Congreso Panamericano de Valuación, San José de Costa Rica. 23 p.

López-Hernández, M., 1997. Caracterización limnológica del río Duero, Michoacán. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias (Biología) UNAM. 123 p.

Loucks, D. P., 1997. Quantifying trends in system sustainability. *Hydrological Sciences Journal* 42(4), 513-530.

Loucks, D. P., Van Beek, E., Stedinger, J. R., Dijkman, J. P., Villars, M. T., 2005. Water resources systems planning and management: an introduction to methods, models and applications. Paris: Unesco.

Martínez, C., y Fernández-Yuste, F., 2010. Régimen Ambiental de Caudales. Manual de Referencia Metodológica. Universidad Politécnica de Madrid. 39 p.

Mazvimavi, D., Madamombe, E., Makurira, H., 2007. Assessment of environmental flow requirements for river basin planning in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth Journal* 32, 995-1006.

McKee, T. B., Doesken, N. J., Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scale. *In: Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology*, Anaheim, California, 17-22 January 1993. Boston, American Meteorological Society, 179-184.

Meadows, D. H., 1998. Indicators and information systems for sustainable development. A report to the Balaton Group. Sustainability Institute.

Meigh, J., and Fry, M., 2003. Southern Africa FRIEND Phase II. Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, UK.

Milhous, R. T., Updike, M. A., Schneider, D. M., 1989. Physical habitat simulation system reference manual, version II. Instream Flow Information Paper No. 26, Biological Report 89 (16). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 403 p.

Mishra, A. K., and Singh, V. P., 2010. A review of drought concepts. *Journal of Hydrology* 391(1-2), 202-216.

Moncayo-Estrada, R., Silva-García, J. T., Ochoa-Estrada, S., 2011. Identificación de zonas de mayor riesgo (focos rojos). II Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Villahermosa, México, 18-20 Mayo 2011. In:

http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/2011_cnch2_mon_rmoncayo.pdf

Moncayo-Estrada, R., Lyons, J., Ramírez-Herrejón, J. P., Escalera-Gallardo, C., Campos-Campos, O., 2014. Status and trends in biotic integrity in a sub-tropical river drainage: Analysis of the fish assemblage over a three decade period. *River Research and Applications*. In: http://www.academia.edu/10182665/Moncayo_etal_2014

Monterroso, R. A., Fernández, E. A., Trejo, V. R. I., Conde, A. A. C., Escandón, C. J., Villers, R. L., Gay, G. C., 2013. Vulnerabilidad y adaptación a los efectos del cambio climático en México. Centro de Ciencias de la Atmósfera. Programa de Investigación en Cambio Climático, UNAM.

Morrison, K. E., Parkes, M. W., Hallstrom, L. H., Neudoerffer, R. C., Bunch, M. J., Venema, H. D., 2012. Ecohealth and watersheds: Watersheds as settings for health and well-being in Canada. Network for Ecosystem Sustainability and Health (Publication Series No. 3) and the International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, MB.

Nalbantis, I., 2008. Evaluation of a hydrological drought index. *European Water* 23(24), 67-77.

Nash, J. E., and Sutcliffe, J. V., 1970. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.

Nava, L. F., 2013. Gobernanza global del agua, López-Vallejo, Marcela, Ana Bárbara Mungaray y Fausto Quintana, Rafael Velázquez, Gobernanza Global en un mundo interconectado, Universidad Autónoma de Baja California, Asociación Mexicana de Estudios Internacionales, A.C., Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla, A.C., México, D.F., ISBN: 978-607-607-140-3. pp. 113-121.

Nowlan, L., and Bakker, K., 2007. Delegating Water Governance: Issues and Challenges in the BC Context report commissioned for the BC Water Governance Project.

OMS, 1989. Promoción de la Salud, Glosario. Organización Mundial de la Salud. Ginebra. 35 p.

Parkes, M., Eyles, R., Benwell, G., Panelli, R., Townsend, C., Weinstein, P., 2004. Integration of Ecology and Health Research at the Catchment Scale: The Taieri River Catchment, New Zealand. *Journal of Rural and Remote Environmental Health* 3(1), 1-17.

Parkes, M. W., Morrison, K. E., Bunch, M. J., Hallstro, L. K., Neudoerffer, R. C., Venema, H. D., Waltner-Toews, D., 2010. Towards integrated governance for water, health and social-ecological systems: The Watershed Governance Prism. *Global Environmental Change* 24, 94-102.

Parkes, M. W., Morrison, K. E., Bunch, M. J., Venema, H. D., 2008. Ecohealth and Watersheds: Ecosystem Approaches to Re-integrate Water Resources Management with Health and Well-being. Network for Ecosystem Sustainability and Health (Publication Series No. 2) and the International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, MB.

Pimentel, E. J. L., 2007. Construyendo la problemática de la gestión de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del río Duero, Michoacán (México). XXVI Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. Asociación Latinoamericana de Sociología, Guadalajara.

Pimentel, E. J. L., y Velázquez, M. M. A., 2013. Modelo organizativo para la gestión integral de la Cuenca del Río Duero. III Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas-Morelia, Michoacán, México.

Pimentel, E. J. L., Velázquez, M. M. A., Sánchez, R. M., Seefoó, L. J. L., 2011. Gestión y calidad del agua en la cuenca del río Duero. En: Oswald, U. (Coord.). Retos de la investigación del agua en México. UNAM-CRIM-CONACYT, México. pp. 521-530.

POGCEM, 2012. Programa de Desarrollo Urbano Municipal de Chavinda 2011-2030. Periódico Oficial del Gobierno Constitucional del Estado de Michoacán de Ocampo. Tomo CLIII (56), 40 pp. In: <http://leyes.michoacan.gob.mx/destino/O5545po.pdf>

Pronacose, 2014. Los Indicadores de Sequía, Agencia ANDALUZA del agua.

In: http://www.pronacose.gob.mx/pronacose14/Contenido/Documentos/INDICADORES_SEQUIA.pdf

Rodríguez-Solórzano, C., 2002. Diseño de indicadores de sustentabilidad por cuencas hidrográficas. Instituto Nacional de Ecología.

Rogers, P., and Hall, A. W., 2003. Effective water governance, TEC Background Papers No.7, Global Water Partnership, Stockholm.

Sandoval-Solís S., McKinney D. C., Loucks D. P., 2011. Sustainability index for water resources planning and management. *Water Resources Planning and Management* 137(5), 381-390.

SARH, 1977. Estudio geohidrológico de evaluación y censo en el estado de Michoacán. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Contratista Servicios Geológicos. 163 p.

Savenije, H. H. G., and Van der Zaag, P., 2008. Integrated water resources management: Concepts and issues. *Physics and Chemistry of the Earth* 33, 290-297.

SCDB, 2004. Enfoque por Ecosistemas (Directrices del CBD). Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 50 p. In: <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-es.pdf>

Schneider, F., Bonriposi, M., Graefe, O., Herweg, K., Homewood, C., Huss, M., Kauzlaric, M., Liniger, H., Rey, E., Reynard, E., Rist, S., Schädler, B., Weingartner, R., 2014. Assessing the

sustainability of water governance systems: the sustainability wheel. *Journal of Environmental Planning and Management* (ahead-of-print) 1-24.

Schneider, F., and Homewood, C., 2013. Exploring Water Governance Arrangements in the Swiss Alps from the Perspective of Adaptive Capacity. *Mountain Research and Development* 33(3), 225-233.

SEI, 2011. Stockholm Environment Institute. WEAP user's guide. Boston, MA.

SEI, 2014. Stockholm Environment Institute. Water Evaluation Analysis System (WEAP). In: [http:// www.weap21.org/webhelp/FDCShift.htm](http://www.weap21.org/webhelp/FDCShift.htm) (July 19, 2014).

Shelton, K., 2010. A quality scorecard for the administration of online education programs: A delphi study. PhD Thesis, Faculty of the Graduate College at the University of Nebraska.

Silva-Hidalgo, H., Martín-Domínguez, I. R., Alarcón-Herrera, M. T., Granados-Olivas, A., 2009. Mathematical modelling for the integrated management of water resources in hydrological basins. *Water Resources Management* 23, 721-730.

Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., Dikshit, A. K., 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators* 9, 189-212.

Smakhtin, V., and Anputhas, M., 2006. An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka. IWMI Research Report 107. 42p.

Stalnaker, C. B., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K., Bartholow, J., 1995. The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM. Biological Report 29. U.S. Geological Survey. Washington, D.C. 45 p.

Sánchez, J. S., Nava, H. M., Flores, S. O., Torres, G. S., Trujillo, J. M. T., 2008. Impacto del cambio climático global en la disponibilidad de agua en la subcuenca del Río Zahuapan, Tlaxcala México. *Avances en Recursos Hídricos* 17, 25-32.

Tabari, H., Nikbakht, J., Talaei, P. H., 2013. Hydrological drought assessment in northwestern Iran based on Streamflow Drought Index (SDI). *Water Resources Management* 27, 137-151.

Tapia-Parra, H. M., Contreras, M., Arceo, B., Alvizo, J., 1992. Programa y problemática de la transferencia del Distrito de Riego 061 Zamora. Tesis Profesional. Universidad de Guadalajara, México.

Taylor, 2008. Integrated Water Resources Management for River Basin Organisations: Training Manual. UNDP/CapNet.

Todd, D. K., and Mays, L. W., 2005. Groundwater hydrology. Ed. John Wiley & Sons, Inc.

Twin2go, 2011. La respuesta al cambio climático: hacia sistemas de gobernanza del agua más adaptables. Resumen político 1, 4 p.

In: www.twin2go.uos.de/downloads/policy-briefs/161-t2g-policy-brief.../download

UN, 1992. United Nations Conference on Environment & Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. AGENDA 21. United Nations Sustainable Development.

In:

<http://www.bundestag.de/blob/191106/4f0cb32bc5eb15faac7f33478a16393b/agenda21-data.pdf>

UNDP, 2010. Application of The Ecosystem Approach in Integrated Environmental Assessments. Thematic Module of Volume 2 of the Training Manual on Integrated Environmental Assessment and Reporting. 53 p. In: <http://www.unep.org/ieacp/ecosystems/>

UNDP, 2014. United Nations Development Programme.

In:

http://www.undp.org/content/undp/en/home/mdgoverview/mdg_goals/progress/

USGS, 2000. U. S. Geological Survey Ground-Water Software, Modflow-2000 Version 1.19.01.

In: <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/modflow2000.html>

Van Ast, J. A., and Boot, S. P., 2003. Participation in European water policy. *Physics and Chemistry of the Earth* 28(12), 555-562.

Velázquez, M. M. A., (coord.), 2005. Diagnóstico para el saneamiento del río Duero. Informe Técnico de Proyecto, Zamora, Sagarpa-Coefrem, A. C.

Velázquez, M. M. A., y Pimentel, J. L., 2008. Plomo y metales tóxicos en las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero. Memorias. II Coloquio Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo, CIEMAD-IPN, del 25 al 27 de noviembre de 2008, México.

Velázquez, M. M. A., Pimentel, J.L., Ortega, M., 2011. Estudio de la distribución del boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27(1), 19-30.

Waddle, T. J. (Ed.), 2001. PHABSIM for Windows user's manual and exercises. Open-File Report no. 340. U.S. Geological Survey. Fort Collins, CO. 288 p.

Wagner-Gómez, A. I., Ortiz-Gómez, R., Barragán-Barrios, M. C., 2012. Evaluación de la sequía hidrológica en la cuenca Lerma Chapala. XXII Congreso Nacional de Hidráulica; Acapulco, Guerrero, México, Noviembre 2012.

Ward, J. V., and Stanford, J. A., 1983. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In Fontaine, T.D. III and Bartell, S.M. (eds.) Dynamics of Lotic Ecosystems. Ann Arbor Press, Ann Arbor, Michigan. 347-356 p.

Waterloo Hydrogeologic, 1999. Users manual for visual Modflow. Waterloo Ontario Canada, 280 p.

WHO, 2002. Floods: Climate Change and Adaptation Strategies for Human Health. Report on a WHO meeting. London, United Kingdom. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen. In: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/74734/E77096.pdf

[WSM, 2004](#). Indicators and Indices for decision making in water resources management. The Water Strategy Man Project, Newsletter 4.

In: <http://environ.chemeng.ntua.gr/WSM/Newsletters/Issue4/Indicators.htm>

[Yates, D. N., 1994](#). WatBal: An integrated water balance model for climate impact assessment of river basin runoff. International Institute for Applied Systems Analysis; Laxenburg, Austria.

[Yates, D., Purkey, D., Sieber, J., Huber-Lee, A., 2005a](#). WEAP21–A Demand, Priority and Preference-Driven Water Planning Model. Part 1: Model Characteristics. *International Water Resources Association* 30(4), 487-500.

[Yates, D., Purkey, D., Sieber, J., Huber-Lee, A., Galbraith, H., 2005b](#). WEAP21–A Demand, Priority and Preference-Driven Water Planning Model. Part 2: Aiding Freshwater Ecosystem Service Evaluation. *International Water Resources Association* 30(4), 501-512.

[Yilmaz, B., and Harmancioglu, N. B., 2010](#). An Indicator Based Assessment for Water Resources Management in Gediz River Basin, Turkey. *Water Resources Management* 24, 4359-4379.

[Zavala-López, L. J., 2011](#). Inventario y caracterización de los manantiales en la Cuenca del Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional, Universidad Autónoma Chapingo, México.

ANEXO

1 **Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish**
2 **species in the Lower Duero River Basin, Mexico.**

3

4 **Proponiendo el caudal ambiental basado en simulación del hábitat físico para**
5 **cinco especies de peces en la Cuenca baja del Río Duero, México.**

6

7 **Short title: Environmental Flow Based on Habitat Simulation.**

8

9 Felipe Armas-Vargas¹, Oscar Escolero², Diego García de Jalón³, Luís Zambrano⁴ and
10 Marta González del Tánago³.

11

12 ¹ Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional
13 Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Cd. México, 04510, México.

14

15 ² Departamento de Geología Regional, Instituto de Geología, Universidad Nacional
16 Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Cd. México, 04510, México.

17

18 ³ Departamento de Ingeniería Forestal, Unidad Docente de Hidrología, Universidad
19 Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, Madrid, 28040, España.

20

21 ⁴ Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de
22 México, Ciudad Universitaria, Cd. México, 04510, México.

23

24 E-mail: felipejav@geologia.unam.mx

25

26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48

ABSTRACT

The aim of this paper is to propose an acceptable environmental flow requirement for a reach of river, in the Duero River Basin in Michoacan Mexico. Through habitat simulation approach, we evaluate four alternatives to obtain the minimum flow of the WUA-Q curves, in five species of fish. Our research is based on the theoretical framework IFIM, and the PHABSIM mathematical model. Based on the WUA-Q curves, we have defined the environmental flow requirement (EFR), being the matrix optimization method which showed the best monthly performance with respect to the natural flow regime observed from 1936 to 1955. The monthly variation between the regulated and natural habitats has been higher from March to May, for the species *Alloophorus robustus* and *Aztecuala sallaei*. The average regulation of flows in March and April was 3.61 and 3.44 m³s⁻¹, with the proposal EFR was 5.11 and 5.00 m³s⁻¹ for March and April, respectively. In general, the monthly environmental regime is 80% conservation of the natural flow regime, generating in dry season period an increase of habitat, being 24% for *A. robustus* and 23% for *A. sallaei*.

49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71

RESUMEN

El objetivo de este artículo es el de proponer un requerimiento de caudal ambiental aceptable para un tramo de río, en la Cuenca del Río Duero en Michoacán México. Mediante el enfoque de simulación de hábitat, evaluamos cuatro alternativas para obtener el caudal mínimo de las curvas WUA-Q en cinco especies de peces. Nuestra investigación se basó en el marco teórico IFIM, y el modelo matemático PHABSIM. Basado en las curvas WUA-Q hemos definido el requerimiento de caudal ambiental (RCA), siendo el método matriz de optimización el que presentó mejor comportamiento mensual con respecto al régimen de caudales naturales observados de 1936 a 1955. La variación mensual entre el hábitat regulado y el natural ha sido mayor de marzo a mayo para las especies *Alloophorus robustus* y *Aztecula sallaei*. La regulación promedio de los caudales en marzo y abril fue de 3.61 y 3.44 m³s⁻¹, con la propuesta de RCA fue de 5.11 y 5.00 m³s⁻¹ para marzo y abril, respectivamente. En general, el régimen ambiental mensual está al 80% de conservación del régimen natural de caudales, generando en estiaje un incremento de hábitat de 24% para *A. robustus* y 23% para *A. sallaei*.

72

73 **Key words:** environmental flow, PHABSIM, habitat simulation, regulated flow regime,
74 Duero River.

75

76 **Palabras clave:** caudal ambiental, PHABSIM, simulación de hábitat, régimen de
77 caudal regulado, río Duero.

78

79

80

INTRODUCTION

81 Environmental flows are defined as hydrologic regimes established in a river, wetland
82 or coastal region to sustain ecosystems in which diverse water uses compete and flow
83 rates are regulated (Dyson *et al.*, 2008). Numerous definitions share the same
84 meaning: environmental flow (39%), minimum flow (38%), in-stream flow requirement
85 (37%), ecological reserve (23%) and other terms (21%) (Moore, 2004). Diez-
86 Hernández & Burbano (2007) recommend the term environmental flow regime because
87 of its comprehensive application in diverse fields and its conceptual rigorousness.
88 Different methodologies have been developed to establish the environmental flows in
89 rivers and to determine the required quantity and quality of water to maintain
90 ecosystems within their biological structures (Dyson *et al.*, 2008). Tharme (2003)
91 registered a minimum of 207 methodologies to determine environmental flows.

92

93 The Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) is a theoretical framework to
94 evaluate the ecological flow requirement of rivers (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*,
95 1995; Waddle, 2001); providing an organizational structure for the evaluation and
96 formulation of alternatives in water management; alternatives that can respond to the
97 interests of all those involved in water use (Stalnaker *et al.*, 1995). IFIM is
98 recommended for potential future applications (Tharme, 2003). PHABSIM (Physical
99 Habitat Simulation Model) (Milhous *et al.*, 1989; Waddle, 2001) is a simulation model
100 that is used to calculate the amount of available habitat for different objective species in
101 different circulating flows in a reach of river. PHABSIM employs a structure defined by:
102 channel structure, hydraulic simulation and suitability criteria (Bovee *et al.*, 1998;

103 Stalnaker *et al.*, 1995). The biological process of the methodology IFIM-PHABSIM
104 resides in the preference curves or suitability curves, which reproduce the suitability
105 degree of a species as a function of the variables that determine its physical usable
106 habitat (Waddle, 2001).

107

108 In Mexico, IFIM and PHABSIM have recently acquired significant importance. The
109 Mexican norm NMX-AA-159-SCFI-2012 (2012) establishes the procedure for
110 evaluating ecological flows in basins. This norm refers to hydrological methodologies
111 as the simplest approach to get results in the short term. Another methodology is the
112 habitat simulation, which requires more detail information as hydrological, hydraulic
113 and biological data. Finally holistic methodology used in places where the
114 characteristics of the basin have been transformed; as well as a greater amount of
115 information and resources (hydrological, hydraulic, biological, ecological, economic and
116 social). The aim of this paper is to propose the environmental flow requirement in a
117 reach of the Duero River Basin (DRB). Through habitat simulation approach we
118 evaluate four alternatives to obtain the minimum flow of the WUA-Q curves, in five
119 species of fish.

120

121 **The DRB.** Contains a wide variety of natural resources, some of the most distinctive
122 are rivers, springs, and aquifers; forests of oak and pine. Aquatic biodiversity is
123 represented by numerous fish species and macroinvertebrates. The infrastructure
124 composed of storage dams, agricultural areas, channels, extraction wells, treatment
125 plants and drinking water systems (Velázquez *et al.*, 2005, 2010). Also, the DRB

126 presents problems as deforestation, land use change, invasive species proliferation,
127 and discharge of sewage into rivers. Increasing urbanization in rivers reaches, lack of
128 specific sites for solid waste disposal are some others of the current issues in the DRB
129 (Conagua-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

130

131 This basin comprises an area of 2198 km² (Conagua, 2009) and it is
132 located northwest of the state of Michoacan Mexico (Fig. 1). The Duero River is born
133 at the springs in the town of Carapan, and runs along the Cañada de los Once
134 Pueblos. In the left margin, it receives the Celio River (South of Jacona) and in the
135 right margin it receives the Tlazazalca River (Northeast of Tangancicuaro). Both rivers
136 are the main tributaries to the Duero River. On the Tlazazalca River is located the
137 Urepetiro dam for flood control (Zavala-López, 2011). Irrigation District 061 consists of
138 18,000 hectares comprised of four irrigation modules: I) Urepetiro and Verduzco (20%),
139 II) Principal Chaparaco (30%), III) Río Nuevo (24%), and IV) Peñitas-Estanzuela
140 (26%). Fig. 1 shows the study area located at the mouth of the basin. The length
141 includes 11.6 km between the town of San Simon-La Estanzuela and the Camucutato
142 Bridge.

143

144 **Fish communities.** They are the biological group most commonly used to assess the
145 environmental quality of freshwater ecosystems in Mexico (Mathuriau *et al.*, 2011).
146 The NMX-AA-159-SCFI-2012 (2012) highlights that the selection of target species, it is
147 more developed (national and international experience) in the use of fish species as
148 indicator species. In the DRB there are several species of fish. Ledesma-Ayala (1987)

149 collected 1393 specimens belonging to 16 species of fish. The conservation status of
150 species (tolerance, medium-tolerance, sensitive) was the main criterion for selection of
151 species. In this study, the ichthyic fauna in the DRB are represented by three families:
152 Atherinidopsidae (species: *Menidia jordani*), Cyprinidae (species: *Algansea tincella* and
153 *Aztecula sallaei*) and Goodeidae (species: *Goodea atripinnis* and *Alloophorus*
154 *robustus*) (Miller *et al.*, 2009). Of these species, *Menidia jordani* (previously
155 *Chirostoma jordani*) (Ibáñez *et al.*, 2008) is a fish that inhabits clear or turbid waters in
156 rivers and channels with depths of 1 m (Miller *et al.*, 2009). *Algansea tincella* is located
157 from small streams to large lakes. The spawning occurs from May to July (Barbour &
158 Miller, 1978; Miller *et al.*, 2009). *Algansea tincella* lives in areas from rocky bottoms to
159 finer materials (Ledesma-Ayala, 1987). *Goodea atripinnis* is a prolific fish; juveniles
160 appear at the end of January and mid-July, which indicates a prolonged reproductive
161 season. López-Eslava (1988) concluded that *G. atripinnis* reproduces between April
162 and May whereas Barragán & Magallón (1994) cite that it reproduces between April
163 and September. The habitat includes clear or turbid waters in streams. It is commonly
164 found in shallow environments (0.5 to 1.7 m). *Alloophorus robustus* typically found in
165 rivers with sand, clay and gravel bottoms; the depths range between 1 and 2 m. The
166 juvenile stage occurs in mid-May and June (Miller *et al.*, 2009). The reproductive
167 period extends from April to June (Mendoza, 1962). However, according to Soto-
168 Galera *et al.* (1990) females experience a simple reproductive cycle from July to
169 August. *Notropis sallaei* (*Aztecula sallaei*) (Soto-Galera *et al.*, 1999) inhabits ponds fed
170 by springs, streams, and channels, which generally consist of fine, sandy and gravelly
171 substrates in depths that range from 0.5 to 1.3 m in the water column. In streams, the

172 preferred current ranges from moderate to quick and occasionally strong. The
173 spawning period most likely occurs from February to April and possibly extends until
174 May (Miller *et al.*, 2009). Although the reproductive period extends from March to
175 September (Sánchez & Navarrete, 1987), June and July have been registered as the
176 months of greatest reproductive intensity (Navarrete & Sánchez, 1987).

177

178 Table 1 summarizes some of the ecological attributes of fish species and
179 provides a more comprehensive description of its features. The tolerance to
180 environmental degradation, for the species according to Lyons *et al.* (1995^I, 2000^{II}),
181 Mercado-Silva *et al.* (2006^{III}) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012^{IV}) are interpreted in the
182 following manner: *M. jordani* maintains a tolerant status (^{II}, ^{III}, ^{IV}), *A. tincella* changed
183 from a tolerant condition to a medium-tolerance (^I, ^{II}, ^{III}, ^{IV}), *A. sallaei* changed from a
184 status of medium-tolerance to sensitive (^{II}, ^{III}), *G. atripinnis* exhibits tolerant conditions
185 (^I, ^{II}, ^{III}, ^{IV}) over time, whereas the *A. robustus* changed from a medium-tolerance
186 condition to a sensitive condition (^I, ^{II}, ^{III}, ^{IV}).

187

188 Moncayo-Estrada *et al.* (2014) evaluated in the Duero River the index of biological
189 integrity (IBI) in 2009 and compared with those obtained in 1986 and 1991. From the
190 comparison, Camecuaro Lake and Camucuató Bridge changed their assessment of
191 good to fair and poor, respectively. Also El Capulín, Zamora, La Estanzuela and San
192 Cristóbal "A" have changed their status from fair to poor. The environmental
193 degradation is related to excessive water use and wastewater discharges.

194

195

MATERIALS AND METHODS

196 The procedure employed to proposing the environmental flow requirement (EFR) in the
 197 lower basin of the Duero River is based on the IFIM methodology: scope of the study,
 198 planning the area of the study, implementation of the model, interpretation of results,
 199 and determination of the flow regime/decision making (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et*
 200 *al.*, 1995; Waddle, 2001).

201

202 **Scope of the study.** Currently the Duero River is used by different users and is
 203 subject to different pressures as agriculture, diversion and habitat of the ecological
 204 community. Due to the regulation that has been submitted, it is necessary to review
 205 the current status of the river and proposing an environmental flow regime that allows
 206 continue to support the river ecosystem.

207

208 **Selection the hydraulic model.** PHABSIM quantifies the weighted usable area
 209 (WUA), defined as the optimum flow that maximize the area available for each species
 210 (Orth & Leonard, 1990) through discrete flow increases. For each flow (Q), the
 211 available habitat (WUA) is calculated by adding the area of each cell that comprises the
 212 control section to its corresponding composite suitability index (CSI), as expressed by
 213 Equation (1) (Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle, 2001).

214

$$215 \quad WUA_{Q, s} = \sum_{i=1}^n (A_{i, Q}) (CSI_{i, Q, s}) \quad (1)$$

216

217 where $WUA_{Q,s}$ is the weighted usable area for the given discharge (Q) and for each
218 objective species (s), A_i is the area of each cell (i), and $CSI_{i,Q,s}$ is the composite HSI in
219 each cell (i). WUA is expressed in units of microhabitat area, m^2 per unitized distance
220 along a stream, 1000 m or 1 km (Waddle, 2001). The CSI is non-dimensional,
221 expressed by Equation (2) (Bovee *et al.*, 1998):

222

$$223 \quad CSI_{i,Q,s} = (HSI_{vi}) (HSI_{pi}) (HSI_{si}) \quad (2)$$

224

225 HSI are the habitat suitability indices of the variables velocity (v_i), depth (p_i) and
226 substrate (s_i), respectively for each cell (Waddle, 2001), which express the degree of
227 adaptation of an organism (0 unsuitable to 1 more suitable) (Bovee *et al.*, 1998;
228 Stalnaker *et al.*, 1995).

229

230 **Hydrologic regime.** Daily flow records were obtained from the hydrometric station
231 (12310) (Bandas, 2006). The series includes historical records dating 63 years, in
232 which two periods are identified: the first period, which is named the natural flow
233 regime (NFR), extends from 1936 to 1955; the second period, which is named the
234 regulated flow regime (RFR), extends from 1956 to 1999. Later, with these flow
235 records, habitat variation curves were generated to identify where there is a greater or
236 lesser impact.

237

238 **Characteristics of river reach.** To define the slope of the river, the longitudinal profile
239 of the Duero River was traced every 20 meters in a digital terrain model (DTM) of the

240 area. The measurement sites (transect/cross-section) were identified on the map and
241 in the field; as well as inflows and derivations of flow in the river, because the model
242 should consider the reach of river as a closed system; to apply the continuity equation
243 or the mass balance equation.

244

245 With an electronic theodolite (DTW-10), a scale metric aluminum and a
246 measuring tape, river transects were measured, as well as the hydraulic variables
247 (depth and velocity); and a water current meter (GPI-1100) to measure the velocity of
248 the water column. The width measurement proposed to measure the depth and
249 velocity of the water column in the transect of the river, was under the criterion of
250 identifying the regularity or irregularity in the bed of transect and the intensity of the
251 flow; i.e., uniform beds, less detail on the measurements, and higher velocity, greater
252 detail measurement. Six transects of the river reach were measures. According to
253 Payne *et al.* (2004) the total number of transects should be proportional to the
254 complexity of the hydraulic system: 6 to 10 transects for simple reaches and 18 to 20
255 transects for diverse reaches. The measuring period of the hydraulic variables was
256 February 2011.

257

258 Table 2 summarizes certain hydraulic characteristics, such as the accumulated
259 segment and the slope of the river. The terrain elevation was determined using a high-
260 precision differential global positioning system (GPS, EPOCH 10). The water surface
261 level (WSL), thalweg and width of free-surface flow (WFS) was determined through
262 bathymetry of the river transects, displaying the output results on a spreadsheet. The

263 river substrate presented a variety of materials, from fines (clays, silts and sands) to
264 pebbles. According to the standard characterization of substrate values used by the
265 PHABSIM (Bovee, 1986) were assigned to the river bottom as a function of the
266 predominant material in the cross-section. The type of mesohabitat was identified
267 according to the classification made by Sanz-Ronda *et al.* (2005). The measured flows
268 in the control sections were obtained by applying the central cell division method. The
269 average flow gauging in each cross-section was $3.02 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Note: In the travel of the
270 river, we did not observe extraction of water; however, this activity is present at any
271 time.

272

273 **Biological sampling.** The NMX-AA-159-SCFI-2012 (2012) recommended using fish
274 species, with the finality use the experience and pre-existing knowledge. In this study,
275 we used the work of Ledesma-Ayala (1987) who made the collection of ichthyic
276 species in twelve sampling sites for all the Duero River from Carapan (start) until
277 Briseñas (final). The structure of the fish community was analyzed by five quarterly
278 sampling, conducted April 1985 to February 1986. More than 50% of the collected
279 specimens (728), corresponding to the five species selected as indicators for the
280 simulation process. Later, the work of López-Eslava (1988), 600 specimens
281 corresponding to the species *Goodea atripinnis* were counted. The Appendix 1 shows
282 a summary, with the number of species recorded in sampling sites. The specimens
283 were obtained, using a *seine nets* 20 m long by 2 m wide with a mesh size of 1/2 inch.
284 Later, fixed and preserved for transportation to the laboratory.

285

286 **Suitability curves (Category III).** These curves were generated for fish species
287 *Menidia jordani*, *Algansea tincella*, *Aztecula sallaei*, *Goodea atripinnis*, and *Allophorus*
288 *robustus*; as follows to continuation: sampling stations were characterized by relevant
289 data (length of reach, width of river, substrate, velocity and depth). A representation
290 factor (RT_i), was obtained between the segment of reach and the total reach; the class
291 interval (k), which was statistically defined as a function of the sampling stations of the
292 species, and the relative frequency (F_j), which links the variable in question (depth,
293 velocity and substrate) with the previous upper limit obtained from the class intervals.
294 F_j was multiplied by RT_i . The data were normalized and the availability index (Id_j),
295 which was graphed with the variable in question, was obtained. Another normalized
296 factor, the denominated habitat use index (Iu_j), was obtained by dividing the number of
297 species in the stations by the total number of species. Obtained both indices, the
298 selection index (C_j) is calculated by dividing Iu_j between Id_j (see Appendix 2) (Bovee *et*
299 *al.*, 1998; Vargas *et al.*, 2010).

300

301 Appendix 3 shows the biological modeling represented by habitat
302 sustainability index (preference curves) for the five species of fish; concerning to
303 habitat variables. For example, *Aztecula sallaei* prefers variable depths in the water
304 column, such as depths ranging from 0.20 to 2.00 m and an optimum depth of 1.00 m.
305 The velocity interval ranges between 0.30 and 0.70 m/s with a suitable velocity of 0.55
306 m/s. *Aztecula sallaei* seeks higher velocities. This species prefers coarse substrates
307 such as gravels and exhibits a lower preference for finer gravels and sediments (sands
308 and silts).

309

310 **Model implementation.** PHABSIM uses hydraulic models to calculate the WSL and
311 the average velocity of each cell for each flow to be simulated. The WSL simulation
312 and of the hydraulic profiles were performed using the MANSQ model (Manning's
313 stage discharge), which uses continuity and Manning equations to determine the
314 depth-flow relationship (WSL-Q) for a cross-section, by assuming uniform permanent
315 flow conditions in each section. The velocities simulated for each section were
316 calculated based on the velocities measured in the field through the calibration model
317 VELSIM (velocity simulation), which is used when only one measured velocity profile is
318 available (Bovee *et al.*, 1998; Waddle, 2001).

319

320 Subsequently, calibration curves were generated for each transect, based on
321 least squares regression (potential), between the variables: WSL and flows (Q). The
322 Manning coefficient of roughness was used to calibrate these curves; later, this
323 coefficient was also used to calibrate the velocity distribution in PHABSIM. As only one
324 measurement was taken, these calibration curves were used to propose other
325 measurement points within the hydraulic section. By combining the hydraulic and
326 biological models, the habitat availability can be quantified using the HABTAE routine
327 (previously HABTAT) of the PHABSIM (Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle,
328 2001).

329

330 Appendices 4 and 5 show the calibration of the water surface level
331 (WSL) of the river and the flow velocity (hydraulic modeling); in the "Estanz" transect

332 (ID: 6), which is part of the initial reach of the river (upstream). Appendix 4 shows the
333 results of a minimum of three hydraulic simulations performed with the PHABSIM. The
334 continuous line and segmented centerline represent the comparison between the
335 observed (oWSL) and simulated (sWSL) values. The oWSL line is associated with a
336 flow of $3.02 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and to a depth of the water column of 1.30 m. The lower and upper
337 lines (flows of 0.5 and $11.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), are not associated with the values measured in field,
338 but are a function of the calibration curve of the cross-section; i.e., with flows values 0.5
339 and $11.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ were obtained their respective depths (0.7 and 2.6 m) and elevation
340 (1532.7 and 1534.6 masl). Similarly, Appendix 5 shows that the simulated velocity
341 distribution sVEL is similar to the observed oVEL. For a flow of $3.02 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ the average
342 oVEL was 0.18 m/s. For flows of 0.5 and $11.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ were obtained from the velocity
343 distribution, average values of 0.08 and 0.30 m/s.

344

345

RESULTS

346 **Natural and regulated regimes.** Fig. 2 shows the variation in the river flows before
347 and after the hydraulic regulation in the indicated periods. The variation between
348 average monthly flows of the NFR and RFR in the entire hydrologic year is less than
349 10%, whereas the minimum regulated flow regimes (mRFR) exhibit a difference of 43%
350 relative to the minimum natural flow regimes (mNFR); being the most notable
351 difference between natural minimum flows, and the minimum regulated.

352

353 The dry season of the NFR curve starts from January to May, with average flow
354 of 7.61 to $6.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; with exception of April, $4.92 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. The rainy season is reflected

355 by the increased flows in June and September (8.47 and $25.79 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). In the mid-
356 1950's the DRB experienced flow variations. During the dry season, the RFR curve
357 was reduced by 26% (registering now April $3.44 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$); and during the rainy season,
358 the RFR curve increased 18%, with respect to natural regime.

359

360 In dry season, the mNFR curve shows in March and April flows of 3.41 and 3.38
361 m^3s^{-1} , respectively. With respect to the mRFR curve, this decreased during March,
362 April and May by 80%, in comparison with the mNFR curve (natural reference). Fig. 2
363 shows the discrepancy in hydrological conditions, where the regulated regime indicates
364 similar conditions to the natural behavior of the minimum flows.

365

366 **Alternatives to determine the minimum flow.** Fig. 3 shows the WUA-Q curves for
367 the five species in the study area. From these curves (WUA-Q), four alternatives were
368 used to determine the minimum optimum flow; thus proposing in Fig. 4 the
369 corresponding EFR for each alternative.

370

371 1) The largest (WUA-Q) curve: The curve corresponding to *G. atripinnis*
372 shows the greatest area of demand ($4338 \text{ m}^2/\text{km}$) with a minimum optimum flow of 5.0
373 m^3s^{-1} . This flow is representative of all species and is fixed as the minimum flow during
374 the dry season (April). According to García de Jalón & González del Tánago (1998)
375 this situation translates into the best conditions to develop an ecological flow regime:
376 using the natural flow curve, adjusting the optimum flow (obtained from the WUA-Q
377 curve) by minimum monthly value of the natural curve; calculating remaining months

378 proportionally. The environmental proposal should fluctuate similar to the natural
379 regime.

380

381 2) Normalizing the WUA-Q curves: This technique identifies the
382 optimum flow and provides the maximum habitat percentage for the species. The
383 optimum flow is interpreted as the optimum combination of the habitat availability for all
384 considered species (Leonard & Orth, 1988; Orth & Leonard, 1990). Based on the
385 WUA-Q curves, the axis WUA was normalized by mixing the curves and generating an
386 adjustment, which enables the identification of a new optimal discharge of $5.7 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$
387 that corresponds to a normalized value of 0.75%. This flow, which is representative of
388 all the species, was fixed as the minimum flow during April; it varied proportionally
389 during all remaining months (similar to the previous case).

390

391 3) By species or life stage: Table 3 shows the optimum minimum flows
392 for each species. These flows were identified from the maximum values of habitat in
393 the WUA curves (Fig. 3). Table 4 shows the monthly proposed environmental flow
394 regime, and the regulated flow regime to contrast monthly differences. These
395 proposed flows represent a recovery of flows in the months of March and April for
396 species *Goodea atripinnis*, *Menidia jordani*, and *Algansea tincella*, being the flows
397 regulated below environmental flows. *Allophorus robustus* and *Aztecula sallaei* prefer
398 higher flows as in the months of April to October, being the environmental proposal
399 higher than the regulated, with the exception of July where the regulated flow is greater
400 than those proposed.

401

402 4) Optimization matrix: Table 5 shows the percentage of the probability
403 of exceedance of historical natural flows. With these flows (Fig. 3) the habitat (WUA) of
404 each species is calculated. Obtained, the habitat of the five species, the minimum
405 WUA is selected; later, between these values the maximum WUA is chosen (214
406 m^2/km), which corresponds to the probability of exceedance of 50%, in other words, 7.2
407 m^3s^{-1} is the monthly environmental flow, which maximizes the habitat with the lowest
408 contribution. This procedure was applied to the remaining months, as it is shown in
409 Fig. 4. For this technique was necessary, a monthly historical series of 20 years to
410 calculate the probability of exceedance, by fixing the analysis interval from 50 to 90%.

411

412 **Monthly variation of habitat.** Fig. 5 (left column) shows three average monthly
413 habitat behaviors for each species: a natural WUA (from 1936 to 1955), a regulated
414 WUA (1956 to 1999) and a WUA proposed by evaluating the EFR. *Goodea atripinnis*
415 and *Menidia jordani* show the difference between the regulated habitat and natural
416 habitat in March and April. These variations of habitat oscillate between 10 and 13%
417 for *G. atripinnis* and between 18 and 25% for *M. jordani*. The proposed environmental
418 WUA for both species show which during the dry season is above of the natural WUA
419 and in the rainy season, is below the natural WUA curve. *Algansea tincella* displays an
420 inverse condition in which the regulated WUA curve is by above the natural WUA curve
421 by 14% in the dry season. In the rainy season, there is no change. The environmental
422 WUA in the dry season is similar to the natural WUA. *Alloophorus robustus* and
423 *Aztecula sallaei* present high variability in the regulated habitat in March and April with

424 respect to the natural habitat. These variations oscillate between 33 and 36% for *A.*
425 *robustus* and between 25 and 29% for *A. sallaei*. The environmental WUA for *A.*
426 *robustus* and *A. sallaei* is similar to the natural WUA during the dry season. However,
427 in the rainy season for *A. robustus* the proposed environmental is 17% below the
428 natural habitat from July to October, and for *A. sallaei* is similar to the natural and
429 regulated curves.

430

431 Fig. 5 (right column) displays a historical monthly comparative three habitat
432 duration curves, which shows that in the period natural WUA (referent), the average
433 monthly habitat for *G. atripinnis*, *M. jordani*, *A. tincella*, *A. robustus* and *A. sallaei* was
434 at least 3176, 832, 287, 1818 and 204 m²/km respectively, for 90% of the time; likely to
435 be the habitat of the species in the year. With the growth and development in the
436 region, the river flow experiment effects. Consequently, it is observed that higher
437 changes are in the habitat of *A. robustus* with habitat degradation -33% and -19% for
438 *A. sallaei*. With minor changes habitat *G. atripinnis* and *A. tincella* with +4%; and +2%
439 for *M. jordani*.

440

441

DISCUSSION

442 The IFIM-PHABSIM methodology served as a guide to propose environmental flow
443 requirement in a reach of river in the lower basin of the Duero River. Fig. 4 shows a
444 summary with the four EFR curves to compare between all, which presents best
445 monthly behavior with respect to the reference NFR curve. Omitting the curves
446 evaluated by the methods of the largest curve and normalization, by overestimating the

447 average natural monthly (see Fig. 4). The third method of evaluation by species or life
448 stage has a good tendency to natural behavior, being the months of March, April and
449 May the most consistent with the NFR curve. However, not all WUA-Q curves were
450 clear to identify the optimum flow of the species, generating bias when selecting the
451 inflection point. For Wilding (2007) the use of inflection point is the most common
452 procedure; however, it is not always present. Finally, the optimization matrix (Bovee,
453 1982) uses an optimum combination of availability of habitats for different species
454 limiting (fry, juveniles and adults). Hence, with our research we propose a better
455 analysis with respect to the combination of species habitat. Fig. 4 shows that the EFR
456 curve (optimization) shows similar behavior to the curve of the natural regime (NFR),
457 being the months of March and April the best match.

458

459 The reduction of flows in the river will cause loss of habitat for fish and other
460 aquatic organisms (Welcomme, 1992). The flow regulation in the Duero River, it is
461 mainly reflected in March and April. Contrasting with habitat variation curves, Fig. 5,
462 left column, shows that the flow regulation has affected four of the five fish species.
463 *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* have decreased habitat from March to April,
464 partially affecting the reproductive period of both; however, it is worth mentioning that
465 the reproduction period of *G. atripinnis* is extended from April to September (Barragán
466 & Magallón, 1994) and *M. jordani* from February to August (Miller *et al.*, 2009). The
467 useful habitat of both species is preferably in the dry season, with optimal minimum
468 flow of 4 to 5.5 m³s⁻¹; however, they also find favorable high flows (between 18 to 20
469 m³s⁻¹) in the rainy season, being smaller the useful area available (compared to the dry

470 season). Despite this partial affectation of habitat, to Lyons *et al.* (1995, 2000),
471 Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012) both species present
472 status tolerant to environmental degradation; being, prolific species with annual
473 presence. With environmental proposed the WUA curve shows slight increase habitat
474 in the dry season and decreased habitat during the rainy season, indicating until where
475 the habitat of species may be decreased without affecting their behavior.

476

477 *Alloophorus robustus* and *Aztecaula sallaei* are the species with more habitat
478 decline, from January to May affecting various stages of life, for example the stage of
479 the juvenile to *A. robustus* is from February to March, the spawning to *A. sallaei* is from
480 February to April, and maybe until May (Miller *et al.*, 2009), and the reproduction period
481 of *A. robustus* is from April to August (Mendoza, 1962; Soto-Galera *et al.*, 1990) and *A.*
482 *sallaei* from March to September (Sánchez & Navarrete, 1987). In the habitat duration
483 curves, the contrast was evident from 50% of the time. The useful habitat of both
484 species is preferably in the rainy season; with a different range of the optimum
485 minimum, being higher for *A. robustus* (7 to 20 m³s⁻¹), and lower for *A. sallaei* (5 to 11
486 m³s⁻¹). However, both species also find habitat favorable in the dry season. Where
487 *Alloophorus robustus* normally found in lentic habitats and *Aztecaula sallaei* prefers
488 moderate to strong current of water (Miller *et al.*, 2009). According to Lyons *et al.*
489 (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012), both
490 species present status sensitive or intolerant to habitat deterioration. With the
491 environmental proposal, the WUA curve shows similarity with respect to natural habitat

492 in the dry season; in the rainy season, decreased habitat to *A. robustus* and similar
493 behavior to the natural habitat to *A. sallaei*.

494

495 Finally, *Algansea tincella* with status medium tolerance (Lyons *et al.*, 1995,
496 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012) presents increased of
497 the habitat regulated above habitat natural, which seems not compromise life stages
498 (spawning and reproduction). Even the reproduction season is benefited in April. To
499 García de Jalón (2008) and Welcomme (1992) there are species that predominate in
500 rapid and slow currents; when flows are lower to the average flows, the lower velocities
501 favor to limnophilic species; being, affected to the rheophilic species; and vice-versa.
502 The useful habitat of *Algansea tincella* is preferably in the dry season, with an optimal
503 minimum flow of 2.5 to 4 m³s⁻¹; however, also has preference for 8 m³s⁻¹ in the rainy
504 season (being smaller the useful area available). With the proposed environmental,
505 the habitat is similar to natural habitat in the dry season and in the rainy season.

506

507 We believe that this work will be relevant at the national level, by be one of the
508 pioneering works that use this approach PHABSIM in a river of Mexico. While the
509 study focuses on a reach of river, where water demand is used by different users
510 (species of fish and irrigation infrastructure); it is here where the water management
511 plays an important role in the allocation and/or implementation of the environmental
512 flows, for care and conservation of aquatic ecosystems in the DRB.

513

514 **EFR proposal.** Fig. 6 shows the proposed environmental flow requirement (EFR), the
515 regulated flow regime (RFR) and the minimum regulated flow regime (mRFR) to
516 compare the monthly variation of the flow; as well as the minimum flows that serve as
517 limiting where it should not approximate or exceed. In dry season, environmental flows
518 from January to May are greater than the regulated flow (RFR curve), being March and
519 April the most critical with 30% below the environmental proposal. In the rainy season,
520 the EFR curve presents ascendant trend from June to August, reaching a maximum in
521 September and decreasing from October to November. According to García de Jalón
522 & González del Tánago (1998) the environmental flows must be greater in critical
523 periods.

524
525 The average annual flow of the NFR curve is $11.36 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ the regulated
526 flow of RFR curve is $10.98 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and proposed environmental flow is $9.09 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. So,
527 the average flow of the RFR curve is above $1.89 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ of the curve environmental flow,
528 i.e., the annual average RFR curve is within the range defined between the natural
529 average flow ($11.36 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and environmental proposal ($9.09 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Assuming that the
530 annual regulation has not affected significantly the behavior of the river, by be 5%
531 below the natural condition (NFR curve). However monthly and for the dry season, the
532 situation is different. Fig. 6 shows the environmental proposal is above the RFR curve
533 from January to May, e.g. February 5.59 is greater to $4.96 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, March 5.11 is greater
534 to $3.61 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, and April is 5.00 greater to $3.44 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, indicating the presence of
535 regulatory activity on the river. So, how far the current regulation can continue without
536 affecting habitat in the river? In dry season, hydrological regimes in the Duero River

537 can be assumed as follows: the RFR curve now has the conditions of the mNFR curve;
538 i.e., the natural behavior of minimum flows (in the past) is now the behavior of
539 regulated flows. Consequently, the minimum natural flows (mNFR) have reached
540 levels not registered in the 1936-1955 period. For example, the variation between
541 natural and regulated minimum flows is: February 4.38 greater to 2.29 m³s⁻¹, March
542 3.41 greater to 0.80 m³s⁻¹ and April 3.38 greater to 0.73 m³s⁻¹. For now, the EFR curve
543 is above the natural minimum flows (mNFR). For García de Jalón & González del
544 Tánago (1998) the flow and habitat requirements of different fish species can vary
545 widely in the year; due to the fact that there are critical periods where the demand is
546 more urgent; so that environmental flows should be higher in these periods. In this
547 case *Allophorus robustus* and *Aztecula sallaei* require greater flow in the dry season,
548 implying this loss of habitat presence of stress in their life stages; so, the proposed
549 environmental flows can benefit their life cycles, due to the natural tendency of the
550 proposed environmental curve. So, if the habitat is critical for these species to
551 *Algansea tincella* it is favorable. Similarly, *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* found
552 favorable habitat and flows throughout the year.

553

554 The regulatory action on the Duero River showed that the variation between the
555 average annual flow of the curves: natural (NFR, 1936-1955) and regulated (RFR,
556 1956-1999) was less than 10% in 44 years; and the annual average flow between
557 natural minimum (mNFR) and regulated minimum (mRFR) was 40%, for the same time
558 interval. However, monthly from January to May the difference between the minimum
559 flows has varied from the natural to the regulated 66%; so the regulatory activity is

560 most remarkable in the dry season than in the rest of the year. The EFR proposed
561 from the method optimization, better imitates the natural regime (NFR), mainly in the
562 dry season. So, the difference between the annual average NFR curve and the EFR
563 curve is 20%; i.e., 80% is the environmental flow is being preserved, from the natural
564 flow regime. The EFR curve proposed for the final length of the Duero River,
565 generated a favorable response in the dry season for the five curves WUA, increasing
566 11% the available habitat useful for *A. tincella*, and recovering habitat (degraded) at
567 similar conditions to natural habitat, with 10% for *G. atripinnis*, 18% for *M. jordani*, 24%
568 for *A. robustus* and 23% for *A. sallaei*.

569

570 The management of environmental flows is fundamental to the integrated water
571 resources management approach due to its beneficial mitigation impacts to the
572 constant pressure by the regulatory activity in the Duero River. For this purpose, it is
573 necessary to maintain the RFR curve and it does not fluctuate below the regulated
574 flows from March to April (3.61 to $3.44 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), and manage environmental flows
575 average proposed from 5.11 to $5.00 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (for March and April, respectively); i.e., must
576 be generated a recovery in the regulated flow. The regulation on the river has direct
577 implication in the habitat of the species mainly in March and April, resulting most
578 affected *Allopoorus robustus* and *Aztecucula sallaei*, and benefiting with more habitat for
579 *Algansea tincella*. However, in the rainy season the regulation has not affected the
580 habitat of the species. It is worth mentioning that this analysis was done with monthly
581 average information, so it is necessary to analyze the behavior of habitat with minimum
582 flows. The presence of lower flows of $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in the months of March, April and May

583 increase habitat degradation in the river and subtract resilience in the ecosystem. The
584 environmental proposal is 80% conservation of the natural flow. However to identify
585 limiting thresholds, it is necessary to identify other lower percentage.

586

587

ACKNOWLEDGMENTS

588 This work was supported by funds from the Universidad Nacional Autónoma de México
589 (UNAM) through PAPIIT Program (IN111312). CONACYT scholarship (210354) to
590 make graduate studies and the complement of scholarship for an academic exchange,
591 at the Laboratorio de Hidrobiología de la Universidad Politécnica de Madrid, España.
592 The Graduate Program in Earth Sciences, within of Instituto de Geología, UNAM. We
593 thank Norman Mercado-Silva (CIByC, UAEM), John Lyons (DNR, University of
594 Wisconsin-Madison) and Omar Domínguez-Domínguez (LBA, Fac. Biol., UMSNH) for
595 suggestions to consider in the selection of species, and Luzma Fabiola Nava
596 (Research Scholar at the International Institute for Applied Systems Analysis) for
597 constructive comments on the manuscript.

598

599

REFERENCES

600 Álvarez, J. 1963. Michoacán ichthyology. III. The fishes of San Juanico and Tocumbo,
601 Mich. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 12 (1-4): 111-138.

602 Álvarez, J. & M. T. Cortes. 1962. Ictiología michoacana I. Claves y catálogo de las
603 especies conocidas. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 11
604 (1-4): 86-142.

- 605 Álvarez, J. & L. Navarro. 1957. Los peces del valle de México. Dirección General de
606 Pesca e Industrias Conexas, Secretaría de Marina. México, DF. 62 p
- 607 Barbour, C. D. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma*
608 Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 18: 97-141.
- 609 Barbour, C. D. & R. R. Miller. 1978. A revision of the mexican cyprinid fish genus
610 *Algansea*. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 155:
611 1-72.
- 612 Barragán, J. & B. S. Magallón. 1994. Peces dulceacuícolas mexicanos X. *Goodea*
613 *atripinnis* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología Informa* 28: 27-36.
- 614 Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow
615 incremental methodology. FWS/OBS-82/26, Instream Flow Information Paper 12. U.S.
616 Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 248 p.
- 617 Bovee, K. D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in
618 the instream flow incremental methodology. FWS/OBS-86/7, Instream Flow Information
619 Paper 21. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 235 p.
- 620 Bovee, K. D., B. L. Lamb, J. M. Bartholow, C. B. Stalnaker, J. Taylor & J. Henriksen.
621 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology.
622 Report USGS/BRD-1998-0004. U.S. Geological Survey, BRDIT. Fort Collins, CO. 131
623 p.

- 624 Conagua (Comisión Nacional del Agua). 2009. Programa Hídrico Visión 2030 del
625 Estado de Michoacán de Ocampo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos
626 Naturales. 170 p.
- 627 Conagua-IPN, 2009. Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático:
628 Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero. Comisión Nacional del Agua-
629 Instituto Politécnico Nacional. Convenio CNA-MIC-SCCGSAE-01/2008. Informe Final.
630 142 p.
- 631 Díez-Hernández, J. M. & B.L. Burbano. 2007. Ecological technology for drainage basin
632 planning: environmental flows. *Facultad de Ciencias Agropecuarias* 5: 20-31.
- 633 Díaz-Pardo, E., M. A. Godínez-Rodríguez, E. L. López-López & E. Soto-Galera. 1993.
634 Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *Anales de la Escuela*
635 *Nacional de Ciencias Biológicas México* 39: 103-127.
- 636 Dyson, M., G. Bergkamp & J. Scanlon (Eds.). 2008. Flow: the essentials of
637 environmental flows, second edition. International Union for Conservation of Nature.
638 Gland, Switzerland. 134 p.
- 639 García de Jalón, D. 2008. La regulación de los caudales y su efecto en la
640 biodiversidad. Documento presentado en Expo Zaragoza en la semana temática: Agua
641 para la vida (Ríos y sostenibilidad). Zaragoza, España. 19 p.

- 642 García de Jalón, D. & M. González del Tánago. 1998. El concepto de caudal ecológico
643 y criterios para su aplicación en los ríos Españoles. Documento presentado en el 1er
644 Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Zaragoza, España. 10 p.
- 645 Hubbs, C. L. & C. L. Turner. 1939. Studies of the fishes of the order Cyprinodontes.
646 XVI. A revision of the Goodeidae. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology,*
647 *University of Michigan* 42: 1-90.
- 648 Ibáñez, A. L., J. L. García-Calderón & B. R. Torres-Orozco. 2008. Reproductive
649 features of the “charal” *Menidia jordani* (Woolman) from Lake of Metztitlán, Hidalgo.
650 *Hidrobiológica* 18 (1): 1-9.
- 651 Ledesma-Ayala, C. L. 1987. Estudio ictiológico del río Duero, Michoacán. Tesis
652 Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad
653 Autónoma de Nuevo León, México. 105 p.
- 654 Leonard, P. M. & D. J. Orth. 1988. Habitat-use guilds and selection of instream flow
655 target species. Biological Report 88 (11). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis,
656 MD. 18 p.
- 657 López-Eslava, S. 1988. Ecología y biología de *Goodea atripinnis* en el Río Duero,
658 Michoacán. Tesis Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias,
659 Universidad Nacional Autónoma de México. 70 p.
- 660 López-López, E. & P. Vallejo de Aquino. 1993. Peces dulceacuícolas mexicanos VIII.
661 *Notropis sallei* (Cypriniformes: Cyprinidae). *Zoología Informa* 25: 12-24.

- 662 Lyons, J., A. Gutiérrez-Hernández, E. Díaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava &
663 R. Pineda-López. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI)
664 based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central
665 Mexico. *Hidrobiológica* 418 (1): 57-72.
- 666 Lyons, J., S. Navarro-Pérez, A. P. Cochran, C. E. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995.
667 Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and
668 rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9 (3): 569-584.
- 669 Mathuriau, C., N. Mercado-Silva, J. Lyons & L. M. Martínez-Rivera. 2011. Fish and
670 macroinvertebrates as freshwater ecosystem bioindicators in Mexico: current state and
671 perspectives. In: Oswald, S. U. (Ed.). *Water Resources in Mexico*. Springer-Verlag,
672 Berlin, pp. 251-261.
- 673 Mendoza, G. 1962. The reproductive cycles of three viviparous teleosts, *Alloophorus*
674 *robustus*, *Goodea luitpoldi* and *Neophorus diazi*. *The Biological Bulletin* 123: 351-365.
- 675 Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C. P. Ornelas-
676 García, C. Pedraza-Lara & M. J. Vander-Zanden. 2006. Long-term changes in the fish
677 assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation:*
678 *Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (5): 533-546.
- 679 Milhous, R. T., M. A. Updike & D. M. Schneider. 1989. Physical habitat simulation
680 system reference manual, version II. Instream Flow Information Paper No. 26,
681 Biological Report 89 (16). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 403 p.

- 682 Miller, R. R., W. L. Minckley & S. M. Norris. 2009. *Peces Dulceacuícolas de México*.
683 Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la
684 Frontera Sur/Sociedad Ictiológica Mexicana, A.C./Desert Fishes Council. México. 559
685 p.
- 686 Moir, H. J., C. N. Gibbins, C. Soulsby & A. F. Youngson. 2005. PHABSIM modeling of
687 Atlantic salmon spawning habitat in an upland stream: testing the influence of habitat
688 suitability indices on model output. *River Research and Applications* 21: 1021-1034.
- 689 Moncayo-Estrada, R., J. Lyons, J. P. Ramírez-Herrejón, C. Escalera-Gallardo & O.
690 Campos-Campos. 2015. Status and Trends in Biotic Integrity in a Sub-Tropical River
691 Drainage: Analysis of the Fish Assemblage Over a Three Decade Period. *River*
692 *Research and Applications* 31 (7): 808-824.
- 693 Moore, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and
694 implications for future water resource management. Master's thesis, Department of
695 Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden. 67 p.
- 696 Bandas (Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales). 2006. Comisión Nacional
697 del Agua. Disponible en línea en:
698 http://www.imta.gob.mx/index.php?Itemid=145&option=com_wrapper&view=wrapper
699 (consultado el 18 Mayo 2013).
- 700 Navarrete, S. N. A. & M. R. Sánchez. 1987. Ictiofauna del embalse Trinidad Fabela.
701 *Memorias del IX Congreso de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 31-34.

- 702 Navarrete, N. A., R. Sánchez & M. L. Rojas. 1996. Selección del zooplancton por el
703 charal *Chirostoma jordani* (Atheriniformes: Atherinidae). *Revista Biología Tropical* 44
704 (2): 757-761.
- 705 NMX-AA-159-SCFI-2012. 2012. Norma Mexicana. Que establece el procedimiento
706 para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas (That establishes
707 the procedure for environmental flow determination in hydrological basins). Diario
708 Oficial de la Federación. 20 de Septiembre 2012. 96 p.
- 709 Orth, D. J. & P. M. Leonard. 1990. Comparison of discharge methods and habitat
710 optimization for recommending instream flows to protect fish habitat regulated rivers.
711 *Regulated Rivers: Research & Management* 5: 129-138.
- 712 Payne, T. R., S. D. Eggers & D. B. Parkinson. 2004. The number of transects required
713 to compute a robust PHABSIM habitat index. *Hydroécologie Appliquée* 14: 27-53.
- 714 Ramírez-Herrejón, J. P., N. Mercado-Silva, M. Medina-Nava & O. Domínguez-
715 Domínguez. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la
716 subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista Biología Tropical* 60 (4):
717 1669-1685.
- 718 Sánchez, M. R. & S. N. A. Navarrete. 1987. Aspectos ecológicos y utilización de
719 *Notropis sallei* del embalse la Goleta, estado de México. *Memorias del IX Congreso de*
720 *Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 104-107.

- 721 Sanz-Ronda, F. J., A. Martínez de Azagra & G. E. Arenal. 2005. Evaluación del
722 método del tramo representativo en la cuantificación del hábitat fluvial. *Ecología* 19:
723 283-302.
- 724 Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo & C. Guerra-Magaña. 1990. Peces dulceacuícolas
725 mexicanos III: *Allophorus robustus* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología*
726 *Informa* 19/20: 21-29.
- 727 Soto-Galera, E., J. Paulo-Maya, E. López-López, J. A. Serna-Hernández & J. Lyons.
728 1999. Change in the fish fauna as an indication of aquatic ecosystem degradation in
729 the Río Grande de Morelia, Lago de Cuitzeo basin, México. *Environmental*
730 *Management* 24: 133-140.
- 731 Stalnaker, C. B., B. L. Lamb, J. Henriksen, K. Bovee & J. Bartholow. 1995. The
732 instream flow incremental methodology: a primer for IFIM. Biological Report 29. U.S.
733 Geological Survey. Washington, DC. 45 p.
- 734 Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging
735 trends in the development and application of environmental flow methodologies for
736 rivers. *River Research and Applications* 19 (5-6): 397-441.
- 737 Vargas, P. V., I. Arismendi, G. Lara, J. Millar & S. Peredo. 2010. Evidencia de
738 solapamiento de micro-hábitat entre juveniles del salmón introducido *Oncorhynchus*
739 *tshawytscha* y el pez nativo *Trichomycterus areolatus* en el río Allipén, Chile. *Revista*
740 *de Biología Marina y Oceanografía* 45 (2): 285-292.

- 741 Velázquez, M. M. A., J. L. Pimentel & M. Ortega. 2010. Estudio de la distribución del
742 boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis
743 estadístico multivariado. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27 (1): 19-
744 30.
- 745 Velázquez, M. M. A. 2005. Diagnóstico para el saneamiento del río Duero. Informe
746 Técnico para el Consejo Estatal de la Fresa de Michoacán, A.C. 198 p.
- 747 Waddle, T. J. (Ed.). 2001. PHABSIM for Windows user's manual and exercises. Open-
748 File Report no. 340. U.S. Geological Survey. Fort Collins, CO. 288 p.
- 749 Welcomme, R. L. 1992. Pesca fluvial. Documento Técnico de Pesca 262, FAO. 303 p.
- 750 Wilding, K. T. 2007. Minimum flows for ecosystem health in the Whakapipi Stream
751 (Pukekohe). Environment Waikato Technical Report 2007/28. National Institute of
752 Water & Atmospheric Research Ltd. Hamilton New Zealand. 64 p.
- 753 Zavala-López, L. 2011. Inventario y caracterización de los manantiales en la Cuenca
754 del Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional Ingeniero Agrónomo. Departamento de
755 Irrigación. Universidad Autónoma Chapingo, México. 142 p.
- 756

757

TABLES

758 Table 1. Ecological attributes of fish species found in the Duero River. Origin (N: native species, and I: introduced); habitat (WC: water
 759 column); tolerance (T: tolerant, M: medium-tolerance and S: intolerant or sensitive species); reproductive type (Ov: oviparous and Vi:
 760 viviparous) and max. standard length in mm. Sources: (B1) Barbour, 1973; (D4) Díaz-Pardo *et al.*, 1993; (N1) Navarrete *et al.*, 1996; (B2)
 761 Barbour & Miller, 1978; (L6) Lyons *et al.*, 1995; (A4) Álvarez & Navarro, 1957; (L1) López-López & Vallejo de Aquino, 1993; (A2) Álvarez,
 762 1963; (A3) Álvarez & Cortes, 1962; (H1) Hubbs & Turner, 1939; (S3) Soto-Galera *et al.*, 1990. I and II: Lyons *et al.*, 1995, 2000
 763 (respectively); III: Mercado-Silva *et al.*, 2006; IV: Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012.

Family	Species	Origin	Habitat	Tolerance				Reproduction	Max. standard length (mm)	Source
				I	II	III	IV			
Atherinidopsidae	<i>Menidia jordani</i> (Woolman, 1894)	N ^{III} , I ^{IV}	WC	-	T	T	T	Ov	91	B1, D4 and N1
Cyprinidae	<i>Algansea tincella</i> (Valenciennes, 1844)	N	WC	T	M	M	M	Ov	175	B2, D4 and L6
	<i>Aztecula sallaei</i> ^{III} (Günther, 1868)	N	WC	-	M	S	-	-	83	A4, D4 and L1
Goodeidae	<i>Goodea atripinnis</i> (Jordan, 1880)	N	WC	T	T	T	T	Vi	185	A2, A3 and L6
	<i>Allophorus robustus</i> (Bean, 1892)	N	WC	M	M	M	S	Vi	200	H1, L6 and S3

764

765

766 Table 2. Physical characteristics of the study reach, composed of six transects, for use in the PHABSIM model. Transect or cross-section
 767 (first column); (ID) transect number; cumulative length; terrain elevation of the river bank; (WSL) elevation of water surface level of the river;
 768 (thalweg) elevation at maximum depth of the cross-section; slope of the water length; (WFS) width of free-water surface of the transect;
 769 average depth of the water column; average velocity of the water column; dominant substrate clay-silt-sand (cl-si-sa), clay-silt-gravel (cl-si-
 770 gr), silt-clay-gravel (si-cl-gr) and mesohabitat identified.

Transect key	ID	Reach (km)	Terrain elevation (masl)	WSL (masl)	Thalweg (masl)	Slope of course (m/m)	WFS (m)	Average depth (m)	Average velocity (m/s)	Dominant substrate	Mesohabitat type
Estanz	6	0	1537.2	1533.3	1532.0	0.0029	16.1	0.96	0.19	si-cl-gr	Backwaters
sr66	5	1.8	1535.6	1532.0	1530.8	0.0027	14.1	0.77	0.28	si-cl-gr	Fordable backwaters
sr63	4	2.5	1533.1	1531.9	1530.9	0.0026	18.5	0.52	0.33	cl-si-sa	Slow waters
sr62	3	2.5	1533.0	1529.1	1528.0	0.0025	19.7	0.68	0.21	cl-si-sa	Fordable backwaters
sr60	2	1.2	1531.3	1528.6	1527.0	0.0025	18.9	1.11	0.14	cl-si-gr	Backwaters
siz68	1	3.6	1528.0	1526.4	1525.1	0.0025	18.2	1.16	0.13	cl-si-sa	Backwaters

771

772

773 Table 3. Range of optimum minimum flows for each species.

Species	<i>Goodea atripinnis</i>	<i>Menidia jordani</i>	<i>Algansea tincella</i>	<i>Allophorus robustus</i>	<i>Aztecula sallaei</i>
Optimum flows* (m ³ s ⁻¹)	4 – 5.5	4 – 5	2.5 – 4	7.5 – 20	5 – 11.5

774 * The optimum flow was obtained from the WUA-Q curves (see Fig. 3).

775

776

777 Table 4. Environmental flow regime proposed.

Period (months)	Jan-Mar	Apr-Jun	Jul-Oct	Nov-Dec
Optimum flows (m^3s^{-1})	4 – 5.5	5 – 11.5	7.5 – 20	4 – 5
Regulated flow (1956-1999) ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	6.5 – 3.6	3.4 – 9.4	15.8 – 14.5	8.4 – 6.7

778

779

780 Table 5. Application of matrix optimization to select the average environmental flow per month (for this example, January).

Month	Species	Q _n 50%	Q _n 60%	Q _n 70%	Q _n 80%	Q _n 90%	WUA	Average monthly environmental flow
		7.2 (m ³ s ⁻¹)	7.1 (m ³ s ⁻¹)	7.0 (m ³ s ⁻¹)	6.6 (m ³ s ⁻¹)	6.4 (m ³ s ⁻¹)		
	<i>Goodea atripinnis</i>	3555	3592	3630	3778	3854	m ² /km	
	<i>Menidia jordani</i>	845	860	874	932	973	m ² /km	
January	<i>Algasea tincella</i>	319	320	321	325	330	m ² /km	
	<i>Alloophorus robustus</i>	2042	2037	2031	2009	1998	m ² /km	
	<i>Aztecaula sallaei</i>	214	213	211	206	207	m ² /km	
	Minimum WUA	214	213	211	206	207	m ² /km	7.2 m ³ s ⁻¹

781 The maximum value of the minimum WUA for January is 214 m²/km and the range of natural flow (Q_n) is associated with the probability of exceedance (50 to 90%).

782

783

784 **Figure Legends**

785 Fig. 1. Study area and sections on the Duero River.

786

787 Fig. 2. Monthly variation of flow regimes.

788

789 Fig. 3. Weighted Usable Area—Flows (WUA-Q) curves for the five fish species.

790

791 Fig. 4. Summary of the four proposals of environmental flow regime, and natural flow regime

792

793 Fig. 5. Variation in the monthly habitat (left) and habitat duration curves (right) for each fish species
794 (values around 90% indicate extreme habitat conditions).

795

796 Fig. 6. Proposal environmental flow requirement (EFR) in the study area, contrasting with flows
797 regulated and life stages. Note: The life stages were determined with information: Barbour & Miller
798 (1978), Barragán & Magallón (1994), Ledesma-Ayala (1987), López-Eslava (1988), Mendoza
799 (1962), Miller *et al.* (2009), Navarrete & Sánchez (1987), and Soto-Galera *et al.* (1990).

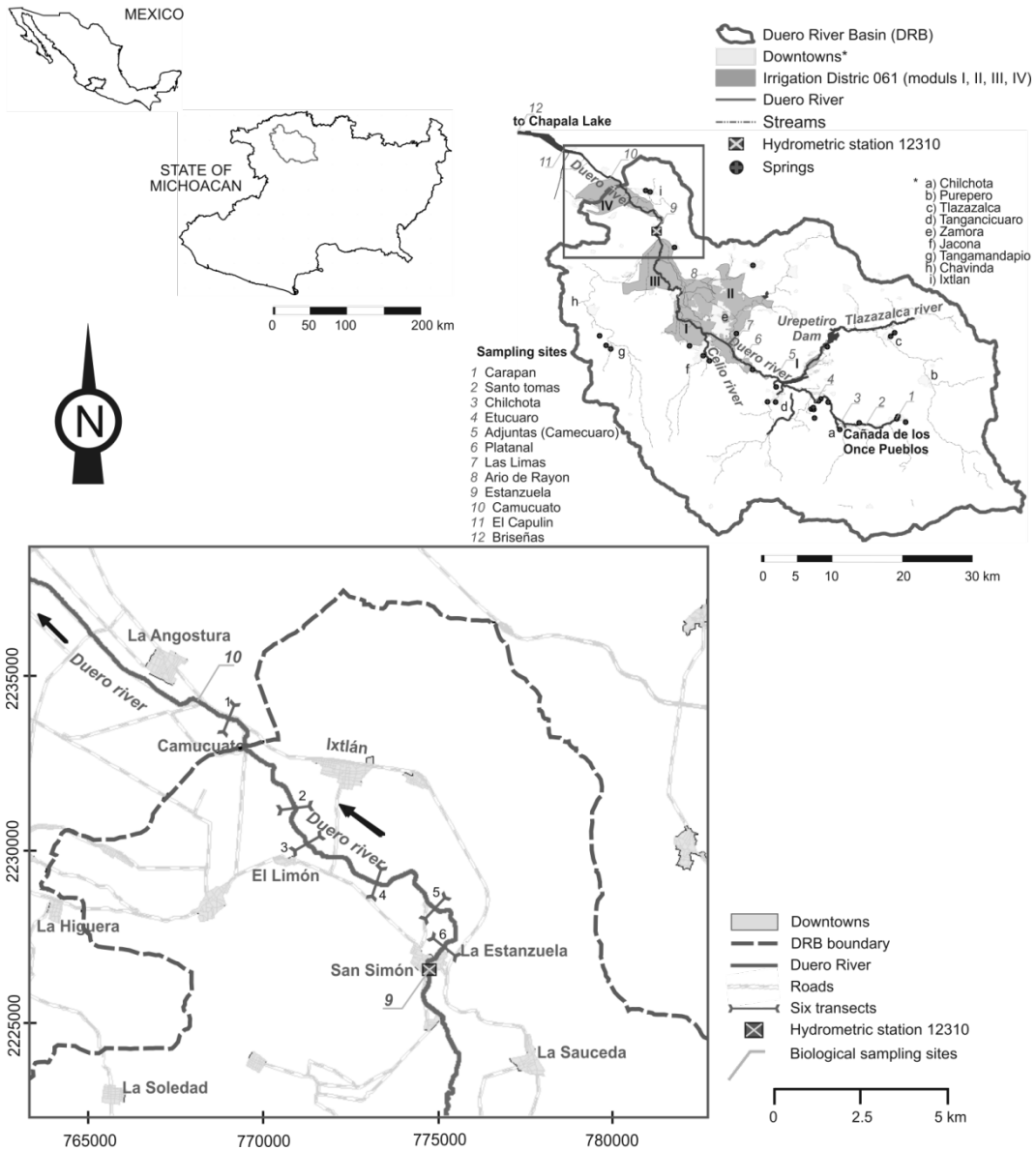
800

801

802

FIGURES

803

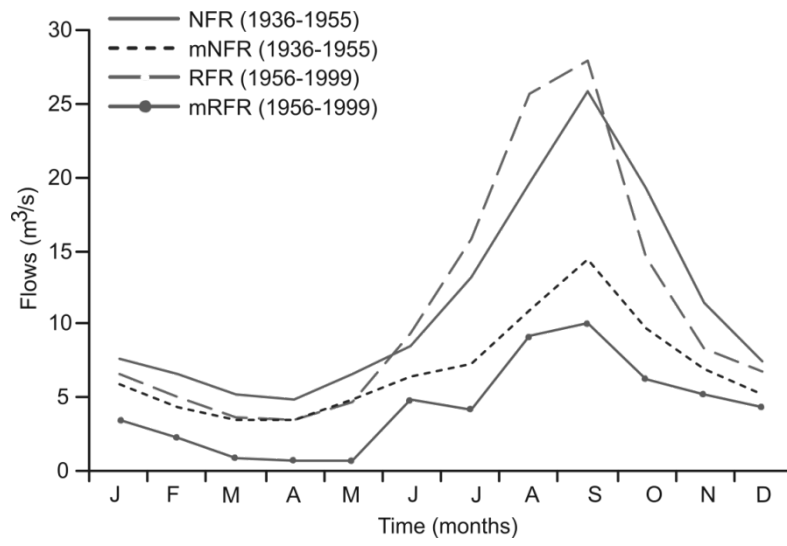


804

805 Fig. 1. Study area and sections on the Duero River.

806

807

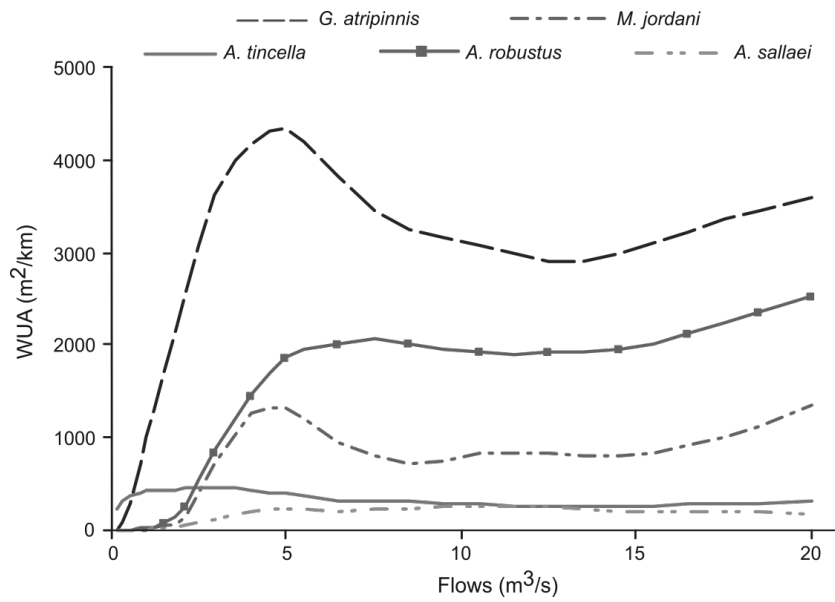


808

809 Fig. 2. Monthly variation of flow regimes.

810

811

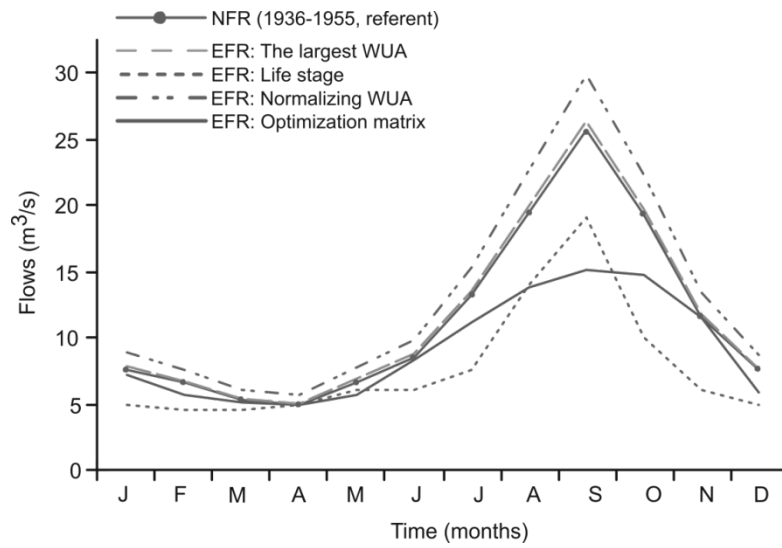


812

813 Fig. 3. Weighted Usable Area—Flows (WUA-Q) curves for the five fish species.

814

815

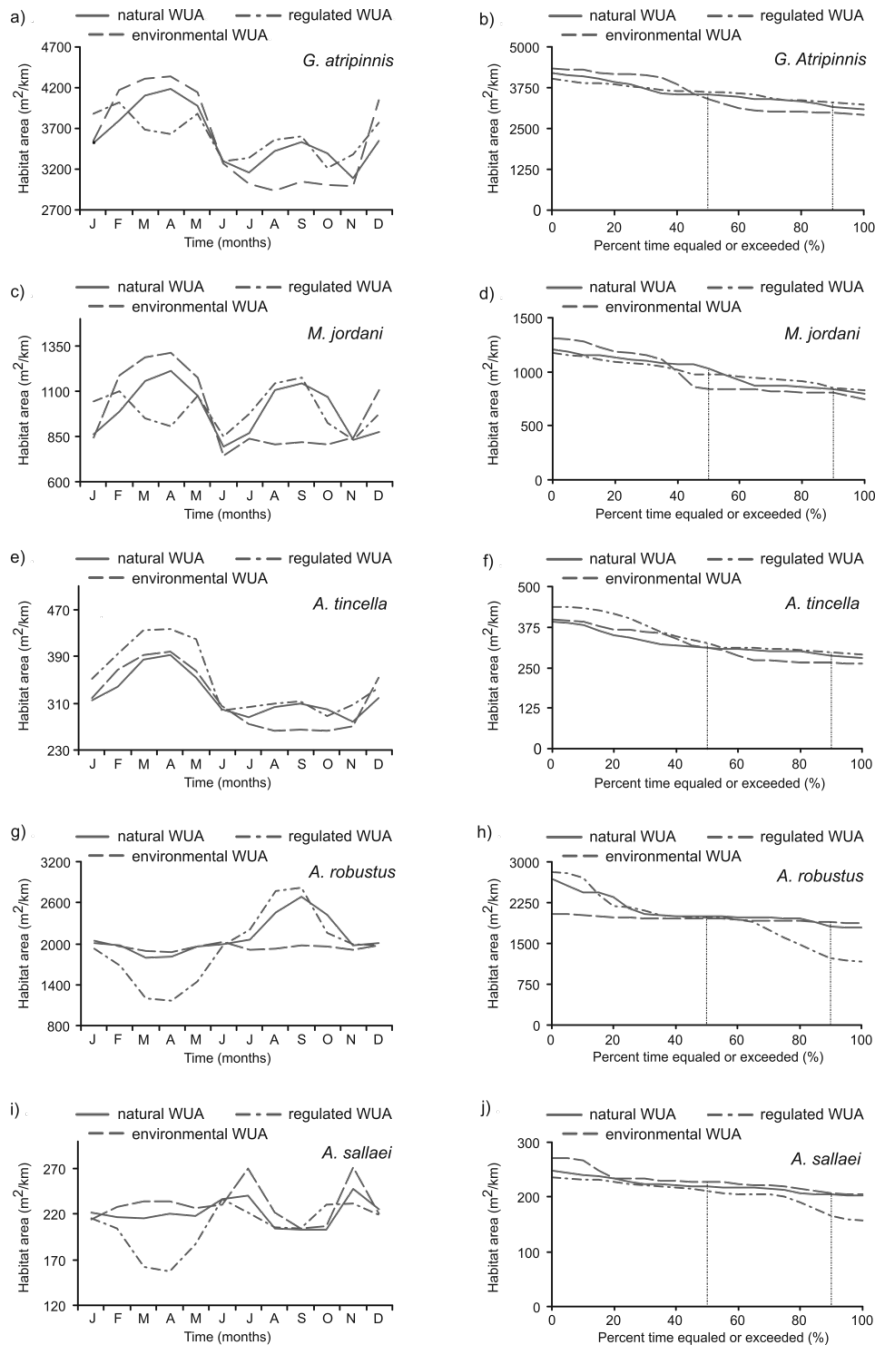


816

817 Fig. 4. Summary of the four proposals of environmental flow regime, and natural flow regime.

818

819



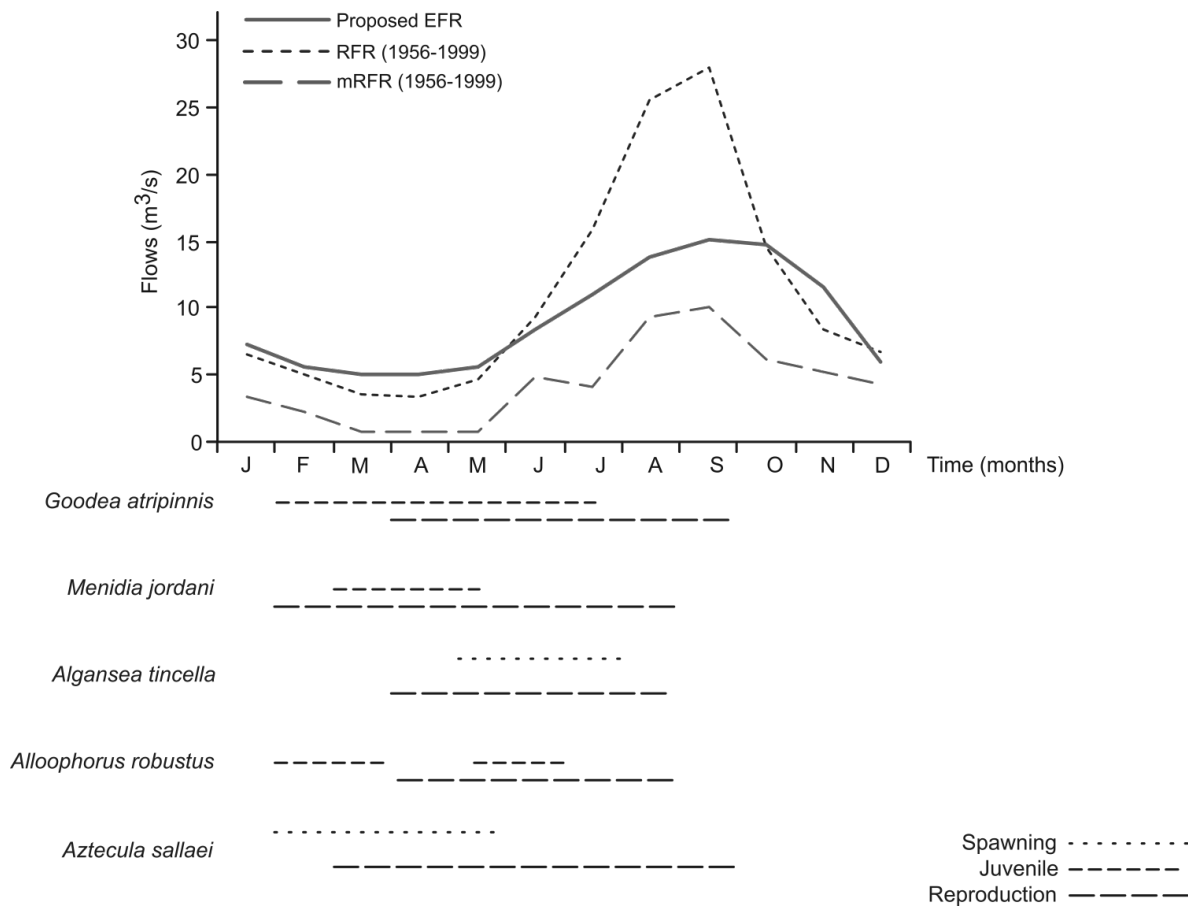
820

821 Fig. 5. Variation in the monthly habitat (left) and habitat duration curves (right) for each fish species

822 (values around 90% indicate extreme habitat conditions).

823

824



825

826 Fig. 6. Proposal environmental flow requirement (EFR) in the study area, contrasting with flows
 827 regulated and life stages. Note: The life stages were determined with information: Barbour & Miller
 828 (1978), Barragán & Magallón (1994), Ledesma-Ayala (1987), López-Eslava (1988), Mendoza
 829 (1962), Miller *et al.* (2009), Navarrete & Sánchez (1987), and Soto-Galera *et al.* (1990).

830

831

832

APPENDICES

833 Appendix 1. Total number of fish caught by species, sampling sites of the Duero River.

Station # station	Carapan 1	Santo Tomas 2	Chilchota 3	Etucuaró 4	Adjuntas 5	Platanal 6	Las Limas 7	Ario de Rayón 8	Estanzuela 9	Camucúato 10	Capulín 11	Briseñas 12
<i>A. tincella</i>	0	28	0	0	0	14	3	0	4	2	0	0
<i>A. sallaei</i>	0	0	0	10	12	0	58	0	39	29	4	3
<i>A. robustus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	5	2	3	11
<i>G. atrippinis</i>	0	0	0	0	137	0	0	1	201	75	426	114
<i>M. jordani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	91	54
Abundance	0	28	0	10	150	14	61	1	249	109	524	182

834

835

836 Appendix 2. Characteristics and calculation of the index of representativity (RTi) of the Duero River.

#	Sampling site	Reach (m)	Width (m)	Depth* (m)	Substrate key	Substrate	Velocity* (m/s)	Flow* (m ³ s ⁻¹)	Manning's Roughness	Representativity reach, RTi
1	Carapan	1368	3.2	0.18	13	large pebbles	0.15	0.09	0.18	0.01
2	Santo tomas	6610	5.9	0.17	12	small pebbles	0.14	0.14	0.15	0.07
3	Chilchota	4557	7.2	0.32	12	small pebbles	0.28	0.63	0.08	0.05
4	Etucuario	8680	6.5	1.52	11	very coarse gravel	0.34	3.3	0.13	0.09
5	Adjuntas (Camecuaro)	8350	9.8	2.59	10	coarse gravel	0.39	9.8	0.23	0.09
6	Platanal	6690	9.1	0.64	9	medium gravel	0.30	1.7	0.12	0.07
7	Las Limas	4574	21.0	0.55	9	medium gravel	0.63	7.2	0.03	0.05
8	Ario de Rayon	13,940	7.2	1.01	7	very fine gravel	0.28	2.0	0.13	0.15
9	Estanzuela	17,130	16.1	1.86	6	sand	0.30	9.1	0.16	0.18
10	Camucuato	13,400	18.2	2.16	5	silt	0.24	9.6	0.23	0.14
11	El Capulin	7710	35.0	2.13	4	clay	0.18	13	0.35	0.08
12	Briseñas	3127	75.0	2.50	4	clay	0.13	23	0.36	0.03
		<u>96,136</u>								

837 * Depth, velocity, and flow are values average of 1985-1986.

838

839

840 Appendix 2. Continue. (Calculation of the index of availability (I_{dj}) for the *depth* variable).

Intervals	Lower Lim.	Upper Lim.	Classmark	F _j	fa	F _j *RT _i	I _{dj} , Availability index	Normalized index
1	0.16	0.64	0.40	5	5	1.24	0.45	1.00
2	0.65	1.14	0.90	1	6	0.15	0.05	0.12
3	1.15	1.63	1.39	1	7	0.09	0.03	0.07
4	1.64	2.13	1.89	2	9	0.52	0.19	0.42
5	2.14	2.62	2.38	3	12	0.78	0.28	0.63
							2.8	1

841 Intervals: $K=(1+3.33)\text{Log}(\# \text{ sampling sites})$

842

843

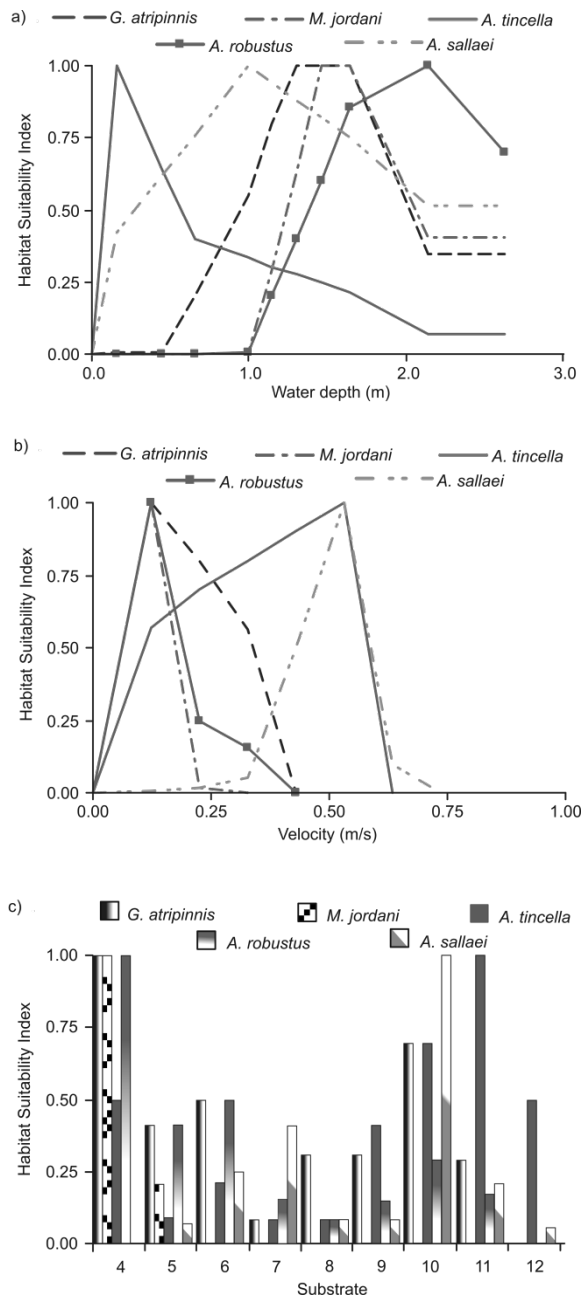
844 Appendix 2. Continue. (Calculation of the index of use (I_{uj}) for the species *Goodea atripinnis*).

Intervals	# of fish per site	I_{uj} , Use index	$C_j = I_{uj}/I_{dj}$	C_j Normalized
1	-	-	-	0
2	1	0.001	0.020	0.01
3	-	-	-	1.00
4	627	0.66	3.52	0.35
5	326	0.34	1.22	0
	954			

845

846

847



848

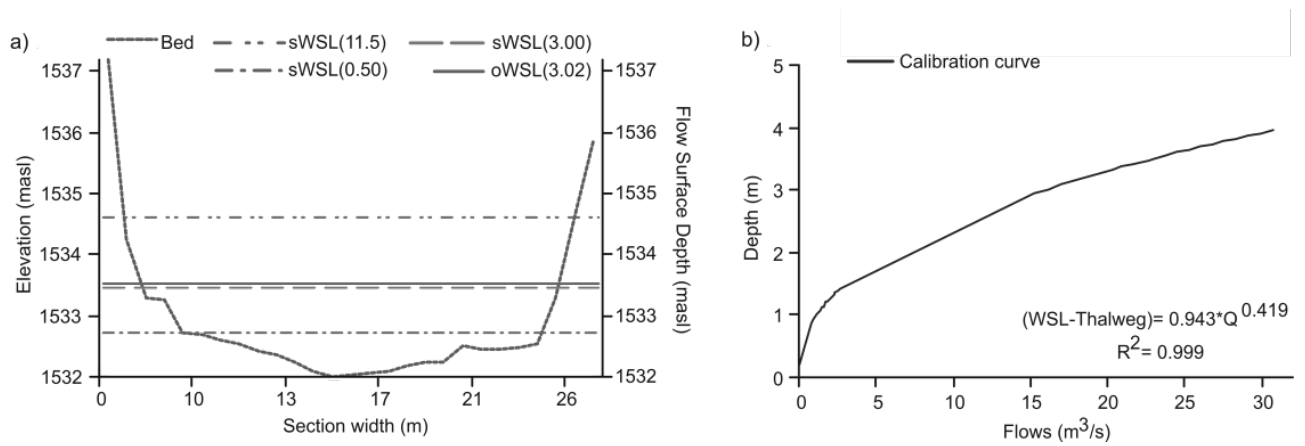
849 Appendix 3. Suitability curves for the five ichthyic species: a) depth, b) velocity and c) substrate (4—

850 clay, 5—silt, 6—sand, 7—very fine gravel, 8—fine gravel, 9—medium gravel, 10—coarse gravel,

851 11—very coarse gravel and 12—small pebbles).

852

853



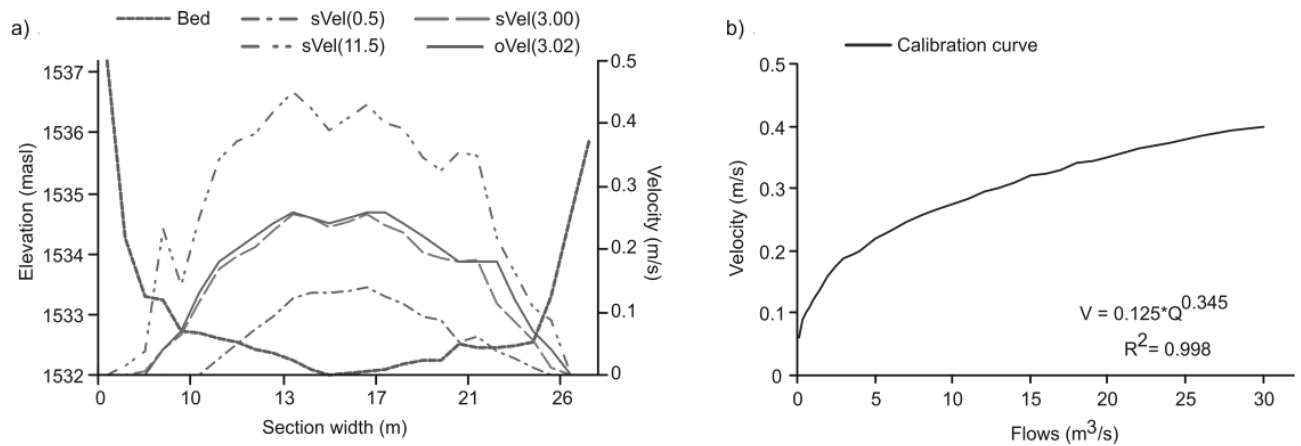
854

855 Appendix 4. a) Simulation of the water surface level for section "Estanz". b) Calibration curve of

856 "Estanz" section (depth).

857

858



859

860 Appendix 5. a) Simulation of the velocity distribution for section "Estanz". b) Calibration curve of the

861 "Estanz" section (velocity).

862

863