



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
AGUAS SUBTERRÁNEAS

GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA ORIENTADA A LA GOBERNANZA DEL AGUA

T E S I S

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

PRESENTA:
FELIPE DE JESÚS ARMAS VARGAS

TUTOR: DR. OSCAR ESCOLERO FUENTES
INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM
DRA. BLANCA PRADO PANO
INSTITUTO DE GEOLOGÍA, UNAM

Ciudad Universitaria, Cd. de México, octubre 2017.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

OFICIO/PCT/ESR/872/16.

Asunto: Aprobación de título, asesor de Tesis y jurado para examen de grado.

FELIPE DE JESUS ARMAS VARGAS

Estudiante de Doctorado
Aguas Subterráneas
Presente.

El Comité Académico del Posgrado, reunido en sesión ordinaria el día 27 de junio del presente año, analizó y APROBO el tema de tesis titulado "Gestión integrada del agua orientada a la gobernanza del agua" y a los siguientes investigadores como su jurado para examen de grado:

Dra. Marisa Mazari Hiriart	Presidente
Dr. Samuel Sandoval Solís	Vocal
Dr. Oscar Escolero Fuentes	Secretario
Dr. Mario Rebolledo Vieyra	Suplente
Dr. Marta González del Tánago	Suplente

Así mismo le informo que el Dr. Oscar Escolero Fuentes, fue designado como su asesor de tesis.

Sin otro particular por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente.

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Ciudad Universitaria a 8 de junio de 2016.

LA COORDINADORA DEL PROGRAMA



DRA. ELIZABETH SOLLEIRO REBOLLEDO

C.c.p.- Archivo

Dedicatoria

Dedico esta tesis doctoral con entero amor a Jesús, a mis Padres y a mis hermanos queridos, así como a mis estimados y distinguidos amig@s y colegas; y en especial a tod@s aquellos académicos e instituciones que permiten, comparten y dan acceso libre y sin restricciones a que se difunda y disipe el conocimiento a través de sus artículos, libros, tesis, informes técnicos, publicaciones y *software* libre en general.

Agradecimientos

Con especial gratitud a mi querido

Comité Tutorial:

Dr. Oscar Escolero, Dra. Blanca Prado, Dra. Marisa Mazari
quienes me brindaron su apoyo y tiempo en todo momento,
por sus consejos al momento de asesorarme y
evaluarme durante mi proceso de formación;

al Jurado de Candidatura:

Dra. María Vicenta Esteller, Dr. Tomás González,
Dr. Luis Bojórquez Tapia, Dr. Ramón Domínguez Mora
quienes evaluaron este proyecto a la mitad del camino y
creyeron en él,
brindándome su confianza y la venia para seguir adelante;

al Jurado de Grado:

Dra. Marta González del Tánago,
Dr. Mario Rebolledo Vieyra, Dr. Samuel Sandoval Solís
por su tiempo, revisión y comentarios emitidos para la mejora
de esta tesis doctoral.

De igual manera mi gratitud y admiración a la

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

a través de la

Dra. Leticia Flores, Dr. Gustavo Tolson,
Dra. Elizabeth Solleiro, Dr. Mario Villalobos
quienes brindaron los medios, apoyos y gestión para
desarrollar este proyecto doctoral,
a las Asistentes de Procesos Gloria Alba y María Luisa Reyes,
así como al personal de ambas Instituciones.

Mi entero agradecimiento también a los doctores Diego García de Jalón y Samuel Sandoval Solís por recibirme en las respectivas estancias doctorales que realicé durante 2012 y 2014, respectivamente en el Laboratorio de Hidrobiología de la Universidad Politécnica de Madrid, España y en el Departamento Tierra, Aire y Recursos Hídricos de la Universidad de California, en Davis Estados Unidos; esfuerzo que quedó reflejado en el presente trabajo. En esta misma línea, quiero agradecer a la Dra. Luzma Fabiola Nava del Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados, por permitirme trabajar con ella, y ampliar más mi horizonte gracias a su extenso conocimiento en la gestión de los recursos hídricos; de igual manera a la Dra. Margot Parkes de la Universidad de Columbia Británica, por su tiempo cuando se realizó una presentación vía remota y por permitirme trabajar y dar continuidad a su trabajo desarrollado del Prisma de la Gobernanza de Cuencas; y con especial agradecimiento a la Dra. Olivia Zamora del Laboratorio de Cromatografía del Instituto de Geología de la UNAM, por los análisis realizados que pronto daremos salida como una extensión más, derivado de este trabajo doctoral.

Asimismo hago extensivo y con profundo agradecimiento, por todo el apoyo brindado al

CONACYT por la beca otorgada como estudiante de doctorado (210354), al proyecto PAPIIT (IN111312) por el financiamiento otorgado para las actividades de campo en la zona de estudio; al Ing. Juan Rangel Camarena, Biol. Olga Nakamura y M. C. Esther Zaragoza del Laboratorio de Calidad del Agua de la CONAGUA sede Morelia; al Ing. Javier Zavala López del Distrito de Riego 061 en Zamora; al Ing. Jorge Suárez Meza del SAPAZ en Zamora; y a quienes integran y conforman los organismos operadores del agua, a las Comunidades y Autoridades Municipales visitadas en la Cuenca del Río Duero, Michoacán.

Muchas Gracias!

Ser como el agua

“Bruce Lee pensaba que los sistemas marciales deben ser tan flexibles como sea posible. Él **agua** como analogía puede describir porqué la flexibilidad es un rasgo deseado en las artes marciales.

El **agua** es infinitamente flexible.

Puede ser visto a través, pero en otras ocasiones puede obscurecer las cosas a simple vista.

Puede partir y dividir, mover o chocar con cualquier cosa.

Puede erosionar las rocas más duras suavemente o puede fluir más allá del guijarro más minúsculo.

Lee creía que un sistema marcial debe tener estas cualidades. Los estudiantes de *Jeet Kune Do* **evitan sistemas tradicionales** de entrenamiento, estilos de lucha y del *Pedagogy Confucian* usado en escuelas tradicionales del *Kung-Fu*, debido a esta carencia de flexibilidad.

Jeet Kune Do se orienta para ser un concepto **dinámico** que está en **constante cambio**, siendo... extremadamente flexible. Se anima a... que estudien cada forma de combate posible... **para ampliar sus conocimientos de otros sistemas de lucha”** (www.bruceleeweb.com/).

“Yo no represento un estilo, sino todos los estilos.

Ustedes no saben lo que estoy a punto de hacer, pero ni yo lo sé.

Mis movimientos son el resultado de sus movimientos y **mi técnica**, es el resultado de vuestra técnica”: **Bruce Lee.**

(www.bruceleeweb.com/).

CONTENIDO

RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	4
OBJETIVO	5
Objetivos específicos.....	5
Estructura de la tesis.....	6
HIPÓTESIS	6
1. MARCO TEÓRICO	8
1.1 Gobernanza y enfoques de gestión en los recursos hídricos y ambientales....	8
1.2 El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC).....	15
1.3 Índices de evaluación en la gestión de los recursos hídricos.....	21
1.4 Caso de estudio: Cuenca del Río Duero.....	22
1.5 Ríos, sistemas de gestión en la CRD.....	27
2. MÉTODOS	29
2.1 Modelo conceptual e insumos en la modelación.....	29
2.2 Modelos matemáticos en la gestión de los recursos hídricos.....	31
2.2.1 Balance hidráulico en el Río Duero.....	38
2.2.2 Interacción WEAP-MODFLOW en la CRD.....	41
2.2.3 Comparación mensual entre dos métodos de caudales ambientales.....	43
2.3 Escenarios a simular.....	47
2.4 Justificación del Prisma de la Gobernanza de Cuencas por ejes y planos.....	49

2.5	Búsqueda de índices asociados con la gestión de los recursos hídricos.....	52
2.6	Relación entre índices y ejes del prisma.....	60
2.7	Propuesta del Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).....	63
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	66
3.1	Evaluación de los índices de gestión utilizados en el PGC.....	66
3.2	Índices para ejes y perspectivas del prisma.....	69
3.3	Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).....	71
3.4	Escenario 1: <i>Status quo</i> y requerimiento de caudal ambiental.....	75
3.5	Escenario 2: Cambio Climático y requerimiento de caudal ambiental.....	76
3.6	Escenario 3: Fluctuaciones en el volumen de extracción.....	82
3.7	Discusión.....	83
4.	CONCLUSIONES.....	104
	REFERENCIAS.....	108
	ANEXO.....	125
	Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico	

Índice de Figuras

Figura 1. Enfoques teóricos de gestión del agua y ambiental.....	10
Figura 2. El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC).....	16
Figura 3. La Cuenca del Río Duero (CRD). a) Ubicación de la CRD, b) Acuífero Zamora y Distrito de Riego 061, c) Localidades y pozos, d) Hidrología, e) Relieve y f) Geología.....	24
Figura 4. Vista de la CRD en diferentes escalas de cuenca.....	28
Figura 5. Esquema metodológico propuesto para obtener el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).....	29
Figura 6. Correlación de niveles piezométricos, a) 1999 y b) 2007).....	33
Figura 7. Calibración de hidrogramas mensuales aforados en ríos de la CRD.....	36
Figura 8. Balance hidráulico del Río Duero.....	40
Figura 9. Interacción WEAP - MODFLOW (malla) en la CRD.....	43
Figura 10. a) Comparación mensual entre el RCA propuesto por PHABSIM y WEAP; y b) comparación anual entre el RCN y el RCA propuesto por WEAP.....	45
Figura 11. Comparación anual entre el RCN (referente) y el RCA propuesto por WEAP, para los ríos c) Duero, d) Celio y e) Tlazazalca.....	46
Figura 12. Problemática presentada al intentar asociar el PGC con la diversidad de índices.....	50
Figura 13. Planteamiento propuesto para asociar la evaluación de los ejes del prisma..	51
Figura 14. 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.....	62
Figura 15. Esquema final de los índices del prisma a calcular. Evaluación: a) Parcial (ejes); b) Integral (perspectiva) y c) Global (prisma).....	65
Figura 16. Evaluación individual de los índices que determinan el IPGC en las regiones a) La Estanzuela y b) Camécuaro.....	66
Figura 17. Evaluación individual de los índices que determinan el IPGC en las regiones c) Urepetiro y d) Tenguecho.....	67
Figura 18. Evaluación del índice del eje (IE) en periodo natural, regulado y simulado...	70

Figura 19. Evaluación del índice de gobernanza del agua (IGA) en periodo natural, regulado y simulado.....	70
Figura 20. Evaluación global del IPGC para cada una de las cuatro regiones propuestas en la CRD; presentado en tres diferentes periodos de análisis: natural, regulado y simulado.....	71
Figura 21. Evaluación promedio del IPGC por región.....	73
Figura 22. Presentación de resultados (IPGC, IGA, IE) para el periodo regulado.....	74
Figura 23. Evaluación y tendencia del IPGC y de los volúmenes de escurrimiento.....	75
Figura 24. Comparación del IPGC entre escenarios de simulación.....	79
Figura 25. Comparación de volúmenes de escurrimiento entre escenarios de simulación.....	81
Figura 26. Vinculación entre agua superficial (irrigación) y subterránea (bombeo).....	83
Figura 27. Vinculación entre los ejes del PGC junto a las problemáticas de la CRD....	86
Figura 28. Perspectivas del PGC y propuestas encaminadas a mejorar la sostenibilidad y resiliencia de los recursos en la CRD.....	90
Figura 29. Participación de actores en la gobernanza del agua.....	95
Figura 30. Índices adicionales a evaluar en fase próxima.....	103

Índice de Tablas

Tabla 1. Resumen de características, objetivos, principios y bases de los enfoques.....	11
Tabla 2. Algunas características de las subcuencas que integran la CRD.....	26
Tabla 3. Información obtenida y fuentes consultadas para la construcción de los modelos.....	31
Tabla 4. Estadística final de ajuste de la calibración del modelo (*n=264).....	37
Tabla 5. Características principales de los índices utilizados en la evaluación de los recursos en la CRD.....	56
Tabla 6. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza de cuencas.....	61
Tabla 7. Tendencia y diferencia de temperatura y precipitación del ECC B2 en la CRD	77
Tabla 8. Tendencia e incremento de temperatura y precipitación del ECC A2 en la CRD.....	78
Tabla 9. Vinculación entre índices y ejes del prisma de la gobernanza de cuencas.....	102

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 PGC, 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 Directiva Marco del Agua y la Rueda de la Sostenibilidad, se optó por utilizar el PGC por su arreglo geométrico, simplicidad 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 de Chilchota, Purépero, Tlazazalca, Tangancicuaro, Zamora, Jacona, Tangamandapio, Chavinda e Ixtlán. El límite administrativo del acuífero Zamora (1608) cubre un área de 2400 km². 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. 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 además, 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 (puntuación/calificación). 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 y el 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 Camécuaro 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 involved the establishment of a scheme of partial-integral numerical indices of the Watershed Governance Prism (WGP) in order to understand the quantitative status of water governance in a basin; using as a basis the theoretical framework of WGP, which is a recent development in water resources management. While other approaches were discussed, as the Integrated Management of Water Resources, the Ecosystem Approach, the Ecohealth, the Water Framework Directive and Sustainability Wheel, we chose to use the WGP by its geometrical arrangement, simplicity in analyzing and thematic elements. Using as case study the Duero River Basin (DRB) of 2198 km², which is located Northwest of the state of Michoacan. The DRB is mainly composed of the municipalities Chilchota, Purepero, Tlazazalca, Tangancicuaro, Zamora, Jacona, Tangamandapio, Chavinda and Ixtlan. The administrative boundary of the Zamora aquifer (1608) covers an area of 2400 km². The 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 (score/rating). So these indices were related according to the theoretical context of the axes of the PGC. Simulation scenarios were evaluated by the indices, 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 visualizing and integrating 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 que los índices son capaces de convertir gran cantidad de información compleja de nuestro entorno a información concisa y manejable (Guo *et al.*, 2015). Por ejemplo, los indicadores de sostenibilidad (calidad del agua-aire, recursos naturales, trabajo, educación, salud, pobreza, etc.) ayudan a incorporar el conocimiento de las ciencias físicas y sociales en la toma de decisiones, conduciendo a acciones más eficaces en formulación de políticas públicas, para prevenir reveses económicos, sociales y ambientales (United Nations, 2007). 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 en Nueva Zelanda, bajo el proyecto “La Cuenca del Taieri y la Salud Comunitaria”. En esta investigación se fomentó la integración de aspectos de ecología y de salud, conduciendo a respuestas más integrales y contemporáneas hacia alcances de la salud y la sostenibilidad. La combinación de SIG y del PHS proporcionó una visión sistemática del contexto socio-ecológico de los problemas de salud y de sostenibilidad 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 mencionan 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, considerando la visión general de los sectores: conservación ambiental, agricultura, agua y ordenación territorial. De esta evaluación el sector agrícola y ordenamiento territorial presentaron buen resultado en comparación con el sector ambiental, 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”, realizado en la 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 de Cuencas (PGC) 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 fue de 84 manuscritos publicados en revistas científicas, abarcando del periodo de 2000 a 2010. El análisis mostró 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 con la Perspectiva B mostraron especial énfasis en 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 (AMF)*, 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) para calcular el rendimiento y evaluar la diferencia entre objetivos y el desempeño de las estrategias. Resultando en 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 y 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 en 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 implementación exitosa 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, así como 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 de estos son abordados en forma independiente; otros con vinculación directa entre índices y modelos de simulación; así como también entre índices y enfoques integrados, o bien entre enfoques integrados y modelos matemáticos. 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 esta tesis, se utilizó un enfoque de gestión (marco teórico) 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 cuantificará y evaluará la gobernanza del agua en una cuenca; teniendo como base el marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas. Adicionalmente, se indicó la existencia de otros enfoques de gestión orientados a los recursos hídricos y a aspectos ecológicos; si bien cada enfoque presenta sus propias cualidades, se decidió hacer uso del prisma de la gobernanza por incluir aspectos de otros enfoques y por su arreglo geométrico.

Este trabajo presenta los métodos utilizados 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 interesados, 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 contemporáneo en el desarrollo de la gestión de los recursos hídricos y ambientales 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 perspectivas) 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 cuatro 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. En la segunda sección se describe la metodología utilizada para establecer la propuesta del IPGC. En la tercera se ofrece la evaluación de los escenarios de simulación a través del IPGC. Posteriormente, en el cuarto capítulo se discuten los resultados, así como un conjunto de conclusiones generales. En la sección del Anexo se incorporó el artículo de investigación, que aborda lo referente a proponer el régimen de caudal ambiental en un tramo de río a la salida de la Cuenca del Río Duero, tomando como guía la metodología IFIM-PHABSIM.

HIPÓTESIS

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. Cabe indicar que el término gobernanza y gobernanza del agua generalmente están referidos y/o asociados a la resolución de problemáticas y gestión de los recursos hídricos en la cuenca, a través de una estructura institucional con la participación de la sociedad y el gobierno; o también, cómo lo expresa [Slinger et al. \(2011\)](#) donde la gobernanza del agua, se ocupa de cómo una sociedad regula el acceso y el control de los recursos hídricos y sus beneficios. Por lo que el estatus cuantitativo de la gobernanza del agua, en este trabajo está orientado/referido a la consecuencia e impacto en que los recursos

hídricos y naturales se ven afectados por las deficiencias en las decisiones ejercidas en la gobernanza del agua.

La integración adecuada de modelos de simulación matemática, índices de evaluación de recursos y enfoque orientados a la gestión de cuencas, permitirán comprender de otra forma que aspectos restan resiliencia y sostenibilidad en los recursos de la 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, pérdida al acceso del agua por parte de las comunidades, pérdidas por sequía, contaminación, degradación, deficiente 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 a nivel de cuenca. Esta gobernanza se construye a partir del reconocimiento de la existencia 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, pescadores, 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, así como proveer de servicios de agua a diferentes niveles de la sociedad ([GWP, 2012b](#); [Rogers y Hall, 2003](#)). Para [Nowlan y Bakker \(2007\)](#) la gobernanza del agua se refiere a los procesos mediante los cuales se toman las decisiones sobre el agua; mientras la gestión del agua se refiere a acciones técnicas u operativas del día a día ([Nowlan y Bakker, 2007](#)) y para [Domínguez \(2012\)](#) la gobernabilidad se refiere al estado resultante de la aplicación de estos mecanismos y procesos.

Gobernanza de cuencas, aborda ampliamente una gama de temas referentes a los recursos hídricos, prestación de servicios de agua, protección y conservación del recurso o del bien

común, de ecosistemas acuáticos incluyendo la zona de ribera, y aspectos del uso de suelo con impactos en el agua (Nowlan y Bakker, 2007).

Para Fischhendler (2008) la dificultad en torno al 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 y Boot (2003) y Domínguez (2012) una buena gobernanza es en 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 el 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 y Boot, 2003).

Mientras más integrados estén los enfoques de colaboración en la gestión de los recursos se traducirá en un estado de transición hacia el 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 enfatizó la necesidad de 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 una 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). Existe una necesidad urgente de mayor compromiso en la búsqueda de soluciones a estos retos. La naturaleza del problema supera la dimensión técnico-científica y demanda la adopción de enfoques inter y transdisciplinarios (FNCA, 2005).



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

La Figura 1 muestra la evolución de seis enfoques de gestión orientados a cubrir aspectos hídricos, ambientales, de gobernanza y sostenibilidad en cuencas (por mencionar sólo cuatro aspectos). Si bien no descartamos la presencia de más enfoques de gestión, 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 (1992), el Enfoque Ecosistémico para la Salud (Ecosalud) en 1996, posteriormente en el 2000 el Enfoque Ecosistémico y la Directiva Marco del Agua. En 2008 a 2010 se presenta el Prisma de la Gobernanza de Cuencas y en 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.

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 cada enfoque, resaltando los principales conceptos, principios, directrices, objetivos y pilares; sin importar que algunos atributos puedan ser o parecer similares y/o repetitivos.

Tabla 1. Resumen de características, objetivos, principios y bases de los enfoques (Cardwell *et al.*, 2006; CBD, 2014; Charron, 2014; CHS, 2015; DMA, 2000; FNCA, 2005; Guerrero *et al.*, 2006; GWP, 2012a; Lebel, 2003; Lebel *et al.*, 2006; Parkes *et al.*, 2010; Savenije y Van der Zaag, 2008; Schneider *et al.*, 2014; UNDP, 2010).

GIRH (Gestión Integrada de Recursos Hídricos)

- > Recursos hídricos
 - Agua salada, salobre, verde, azul y fósil.
- > Usuarios del agua
 - Hogar, industria, agricultura, ecosistemas, pesca, energía hidroeléctrica, etc.
- > Escalas espaciales
 - Cuencas (nacionales e internacionales).
 - Sub-cuencas (provincia).
 - Microcuencas (local).
- > Escalas temporales y patrones de tiempo
 - Disponibilidad y demanda de los recursos hídricos.
 - Operación diaria, anual, vida del proyecto.
- > Representación de intereses
 - Personas (comunidades).
 - Instituciones (privadas, públicas y ONGs).
 - Gobierno (federal, estatal y local).
 - Descentralización.
- > Sostenibilidad
 - Económico, ambiente y sociedad.
- > Principios

- 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 común.

EE (Enfoque Ecosistémico)

> Principios socio-económicos y culturales

- 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

- 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

- Provisión: 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.

DMA (Directiva Marco del Agua)

- > Elementos y objetivos medioambientales (Nueva Cultura 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.
 - Considerar 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 (Nueva Cultura 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 Nueva Cultura del Agua (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 y 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-temporal.
- > salud y bienestar—ecosistemas
 - Salud ambiental (incluyendo el bienestar humano).
 - Pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos.
- > sistemas sociales—salud y 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 (socio-ambientales o sistema socio-ecológico)
 - 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 (evitar la explotación intensiva de los acuíferos).
 - Cantidad de agua superficial (garantizar agua para los organismos acuáticos, 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 y sostenibilidad. La premisa de que cada nuevo enfoque es que debe desarrollarse bajo un entorno holístico. En 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 se optó por utilizar el PGC por ser un reciente enfoque de investigación orientado a la gobernanza de cuencas, además de su aparente facilidad al momento de analizarse y comprenderse mediante el uso de una figura isométrica (prisma).

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 y 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 de cada elemento del prisma. Cabe indicar que de manera referente la base del prisma está representada por los vértices salud y bienestar, ecosistemas y sistemas sociales.

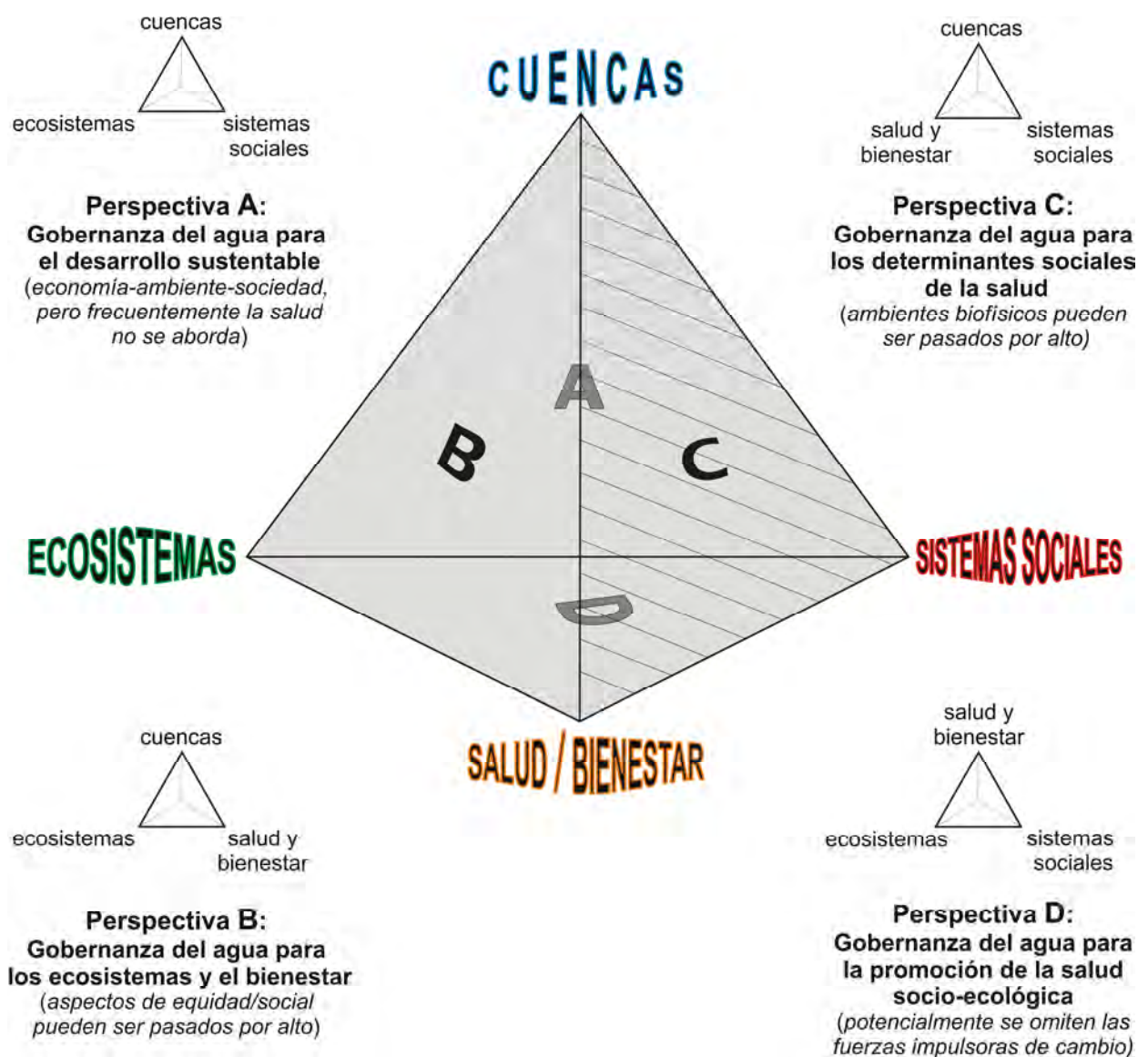


Figura 2. El Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) (Parkes *et al.*, 2010).

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 ecológicos, socio-económicos y actividades asociadas a la infraestructura. Explícitamente una cuenca es un sistema de procesos socio-ecológicos (Bunch *et al.*, 2014).

Ecosistemas. Definido como 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, cuerpos de agua y la biocenosis, 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. Refiriéndose a temáticas tales como gestión y programas/actividades de gobernanza, toma de decisiones, justicia social y desigualdad, aprendizaje social y participativo, así como organización grupal (Bunch *et al.*, 2014).

Salud y bienestar. La salud como un estado integral del bienestar físico, mental y social, y no solamente la ausencia de enfermedad o dolencia. Los prerrequisitos para la salud, son la paz, accesos adecuados a 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 (ej. alimento y agua), la libertad y elección (ej. patrimonio y servicios culturales), la salud, relaciones sociales y seguridad (ej. saneamiento y tratamiento del agua). El bienestar, depende del estado del medio ambiente local (EEM, 2003).

Primer eje. La interacción entre los vértices “ecosistemas y salud y bienestar” se conoce también como salud ambiental. La salud ambiental enfatiza las alteraciones del medio ambiente como aporte de contaminantes, los agentes patógenos, los vectores de enfermedades, los agentes tóxicos o terapéuticos, que representan factores de riesgo para la diversidad biológica y la provisión de 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 agro-ecosistemas, 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 y bienestar” están relacionados con los servicios de agua e infraestructura. Tales servicios incluyen por ejemplo la protección de fuentes de abastecimiento de agua, el saneamiento e higiene, así como el tratamiento de aguas residuales; 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” consiste en 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-temporal (Parkes *et al.*, 2010).

Quinto eje. La interacción entre los vértices “sistemas sociales y salud y 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 provisión, soporte, regulación y servicios culturales, así como la gestión de la oferta y la demanda vinculada al sistema “ser humano en la naturaleza” que ocurre 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 principalmente), 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 y 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 multidimensional y multiescalar 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, *Escherichia coli*, *Giardia lamblia* y rotavirus) (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 para uso y consumo humano, así como para 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 y Van der Zaag (2008) al menos cinco de los ocho Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) requieren de la gestión del agua. De igual manera, al menos doce de los diecisiete Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (United Nations, 2016) también requerirán 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 a la salud de los ecosistemas y al 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). Permiten resumir, conceptualizar y condensar fenómenos complejos de un entorno dinámico a una cantidad significativa; es decir, simplifican, cuantifican, analizan y transmiten información (Godfrey y 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. Por ejemplo, para del Toro *et al.* (2010) una empresa dedicada a la producción de leche bovina produjo en un año 1 kg/ha/año de gases de efecto invernadero (indicador ambiental); por lo que, un indicador de sostenibilidad sería el propósito de la empresa a reducir esta cantidad en un 20% para el siguiente año. Un indicador de sostenibilidad implica combinar aspectos sociales, económicos y ecológicos (educación, salud, pobreza, materiales para producción, generación de empleos, recursos naturales, calidad del agua y aire) (Rodríguez-Solórzano, 2002; Sustainable Measures, 2010). 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 los 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, Purépero, 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) (Figuras 3a y 3c). 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) (Figura 3f) (Garduño-Monroy *et al.*, 1999; López-Blanco y Flores, 2008).

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 (Figura 3b). En el acuífero Zamora se identificaron dos tipos de acuíferos: uno granular (depósitos sedimentarios) y otra basáltico (flujos piroclásticos) (SARH, 1977) (Figura 3f). 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 la Ciénega de Chapala.

Del norte del valle de Zamora el flujo subterráneo presenta dirección EW para después incorporarse a dirección NE. 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 (Figura 3d). Diversos manantiales son aprovechados para el consumo humano, riego de cultivos, balnearios ([Zavala-López, 2011](#)). Sobre el río Tlazazalca se encuentra la presa Urepetiro para control de inundaciones. Aguas abajo los caudales del río Duero son utilizados para generación de hidroelectricidad a través de la central hidroeléctrica "El Platanal".

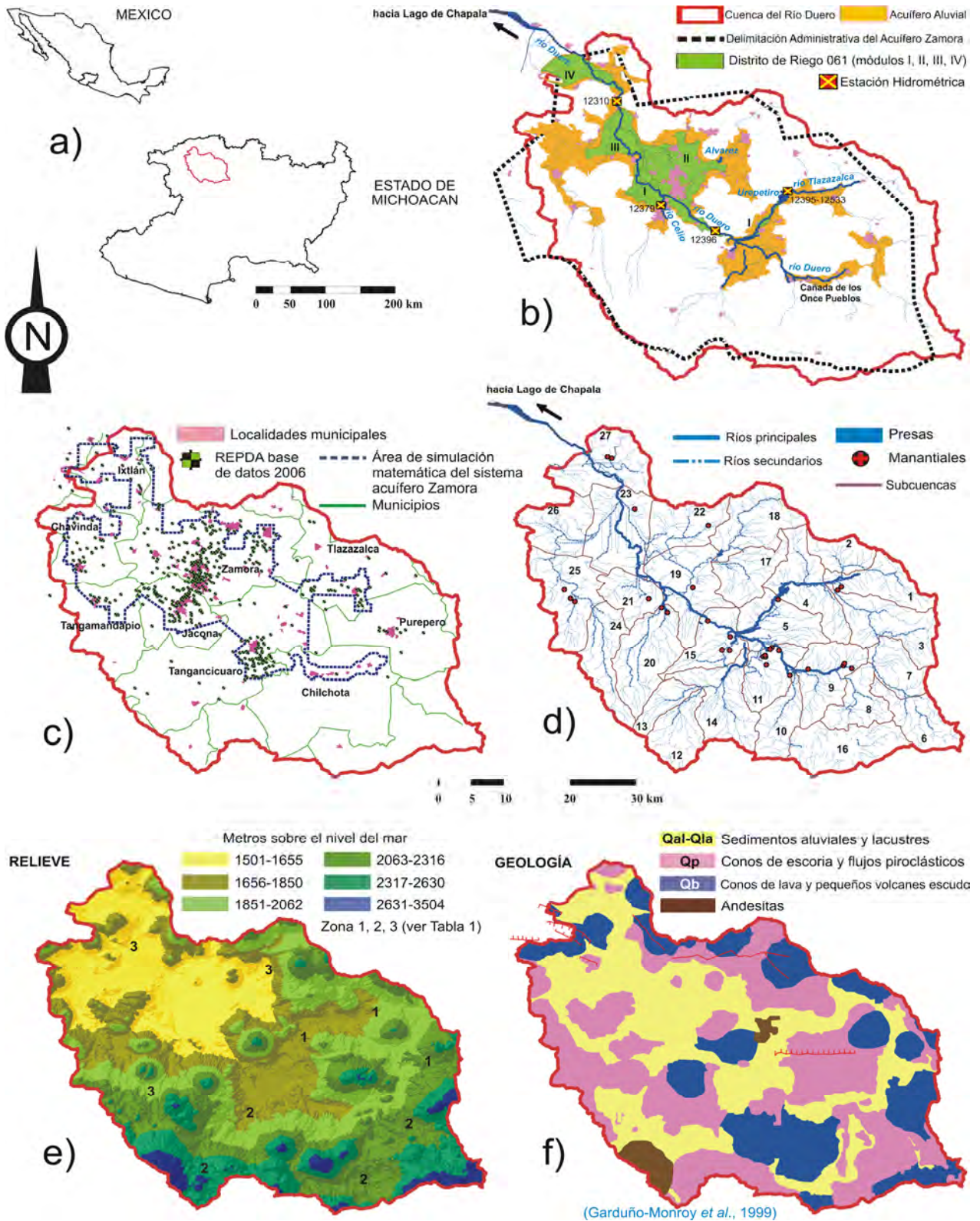


Figura 3. La Cuenca del Río Duero (CRD). a) Ubicación de la CRD, b) Acuífero Zamora y Distrito de Riego 061, c) Localidades y pozos, d) Hidrología, e) Relieve y f) Geología.

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 (Figura 3e). La elevación media guarda mayor correlación con respecto a la precipitación pluvial que con el gradiente de temperatura; 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 1, cuentan con la estación hidrométrica Urepetiro (12395-12533) que afora los caudales del río Tlazazalca ($1.13 \text{ m}^3/\text{s}$) hacia la presa Urepetiro. A la salida de la Zona 2 (El Platanal) los escurrimientos son aforados por la estación hidrométrica Camécuaro (12396) que afora los caudales aportados de la Zona 1 y 2 ($8.18 \text{ m}^3/\text{s}$) (con excepción de la subcuenca Tanaco). Finalmente, los escurrimientos que se incorporan en la Zona 3, son contabilizados en la estación hidrométrica La Estanzuela (12310), que se ubica al inicio de la subcuenca Ixtlán, en la cual se afora un caudal medio de $11.1 \text{ m}^3/\text{s}$. 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 (Figura 3f). 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 por 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).

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

Subcuencas	MGD	Zona	Area km ²	Elev. msnm	Prec. mm/año	Temp. °C	Esc*** m ³ /s	Vol Mm ³
1) Tlazazalca	Qb>Qal-Qla>Qp	1	78	2085	836	16.51	0.23	7.37
2) Jamanducuaró	Qb>Qal-Qla>Qp	1	46	1963	795	17.04	0.16	5.05
3) Purépero	Qb>Qal-Qla>Qp	1	108	2096	951	16.18	0.38	11.89
4) Huitzo	Qp>Qal-Qla>Qb	1	106	1948	885	17.32	0.36	11.42
5) Etucuaró	Qal-Qla>Qp>Qb	1	90	1851	922	17.94	0.32	10.07
Suma parcial							1.45	45.8
6) Sin nombre	Qp>Qb	2	75	2500	1,052	16.64	0.45	14.22
7) El Pueblito	Qb>Qal-Qla	2	59	2266	1,025	16.81	0.49	15.32
8) Morelos	Qp>Qal-Qla	2	64	2208	1,044	16.89	0.34	10.87
9) Carapan	Qal-Qla>Qp>Qb	2	94	2087	1,012	17.37	1.47	46.23
10) Huecato	Qb>Qp>Qal-Qla	2	62	2334	1,066	14.97	0.19	6.13
11) Chilchota	Qp>Qb>Qal-Qla	2	71	1907	963	16.95	0.99	31.10
12) San Isidro	Qp>Qal-Qla	2	72	2514	1,026	14.73	0.35	11.12
13) Patamban	Qal-Qla>Qp	2	39	2441	896	15.95	0.24	7.71
14) Ocumicho	Qp>Qal-Qla>Qb	2	110	2136	987	15.57	1.35	42.62
15) El Platanal	Qal-Qla>Qp>Qb	2	74	1877	878	18.03	0.85	26.92
16) Tanaco *	Qp>Qal-Qla>Qb	2	111	2342	1,054	15.52	0.58	18.20
Suma parcial							7.3	230
<i>menos Tanaco</i>							6.7	212
17) Aquiles Serdan	Qal-Qla>Qp	3	73	1791	849	18.63	0.24	7.59
18) Atacheo	Qp>Qb>Qal-Qla	3	104	1885	835	18.36	0.34	10.65
19) Zamora	Qal-Qla>>Qp	3	117	1655	812	20.04	0.41	12.86
20) Tenguecho	Qal-Qla>Qp	3	118	2102	847	17.05	0.24	7.54
21) La Estancia	Qal-Qla>Qp	3	58	1690	838	18.94	0.21	6.66
22) Atecucario.	Qal-Qla>Qp>Qb	3	82	1668	766	19.15	0.26	8.16
23) Ario	Qal-Qla>>Qp	3	124	1607	802	19.91	0.41	12.83
24) La Cantera	Qp>Qal-Qla	3	86	2123	888	15.98	0.23	7.31
25) Santiago (Tpio.)	Qp>>Qal-Qla	3	123	1773	854	17.82	0.43	13.58
26) La Cuestita	Qal-Qla>Qb>Qp	3	80	1639	804	19.67	0.19	6.02
27) Ixtlán **	Qal-Qla>>Qb	3	118	1621	778	20.81	0.54	16.97
Suma parcial							3.5	110
<i>menos Ixtlán</i>							2.9	93
Suma Total (estación hidrométrica)							11.1	351

* 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.

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 productos 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 importante como actividad de desarrollo económico (CONAFRE, 2012). Situación que hace del DR-061, uno de los centros agrícolas más importantes a nivel nacional. En suma, la variedad de recursos naturales y capital hidráulico, hacen de la CRD un sitio adecuado para el estudio del prisma de la gobernanza del agua.

1.5 Ríos, sistemas de gestión en la CRD

Gran densidad de poblaciones habitan la parte media y baja de las cuencas, por lo que su calidad de vida dependerá del manejo que se de en las zonas de captación y en los ríos. Las cuencas integran todos los ecosistemas que rigen y regulan el comportamiento hídrico en ellas; siendo las unidades de planificación más adecuadas para la gestión de los recursos hídricos y ambientales (Andrade-Pérez y Navarrete, 2004). Para Loucks *et al.* (2005) la escala de cuenca, que incluye el corredor fluvial es una escala común de gestión, debido a que las funciones del corredor fluvial están estrechamente vinculadas a los patrones de drenaje. Las comunidades de plantas y animales en los ríos, así como llanuras de inundación dependen del régimen de caudales, del transporte de sedimentos y de los cambios morfológicos del río. Los ríos son ecosistemas dinámicos, complejos e integradores, con múltiples interacciones con otros ecosistemas. Presentan continuidad longitudinal (aguas arriba–aguas abajo) de la vegetación riparia natural; conectividad transversal entre el cauce y su vegetación de ribera (intercambio de materia y energía entre el cauce y su llanura de inundación); y conexión vertical con el medio hiporreico y los acuíferos locales (de suma importancia para el intercambio hidrológico y ecológico en el hidrosistema fluvial) (Encalada, 2010; González del Tánago *et al.*, 2006). La planeación de los recursos hídricos se realizan a escala de cuenca; incluyendo impactos aguas arriba y aguas abajo, facilitando el desarrollo del balance hídrico para el área de estudio (Loucks *et al.*, 2005).

La Figura 4 muestra la CRD en cuatro regiones de influencia. Regiones que fueron propuestas a partir de los principales ríos de la cuenca, acotadas principalmente por sus respectivas estaciones hidrométricas; generando como área de análisis cuatro diferentes escalas de cuenca para la gestión de los recursos hídricos y ambientales en las respectivas áreas de estudio. Teniendo, cuatro subcuencas en la Región I; 16 en la Región Camécuaro; una en la Región Tenguecho y en conjunto, 26 subcuencas que conforman la Región IV, La Estanzuela.

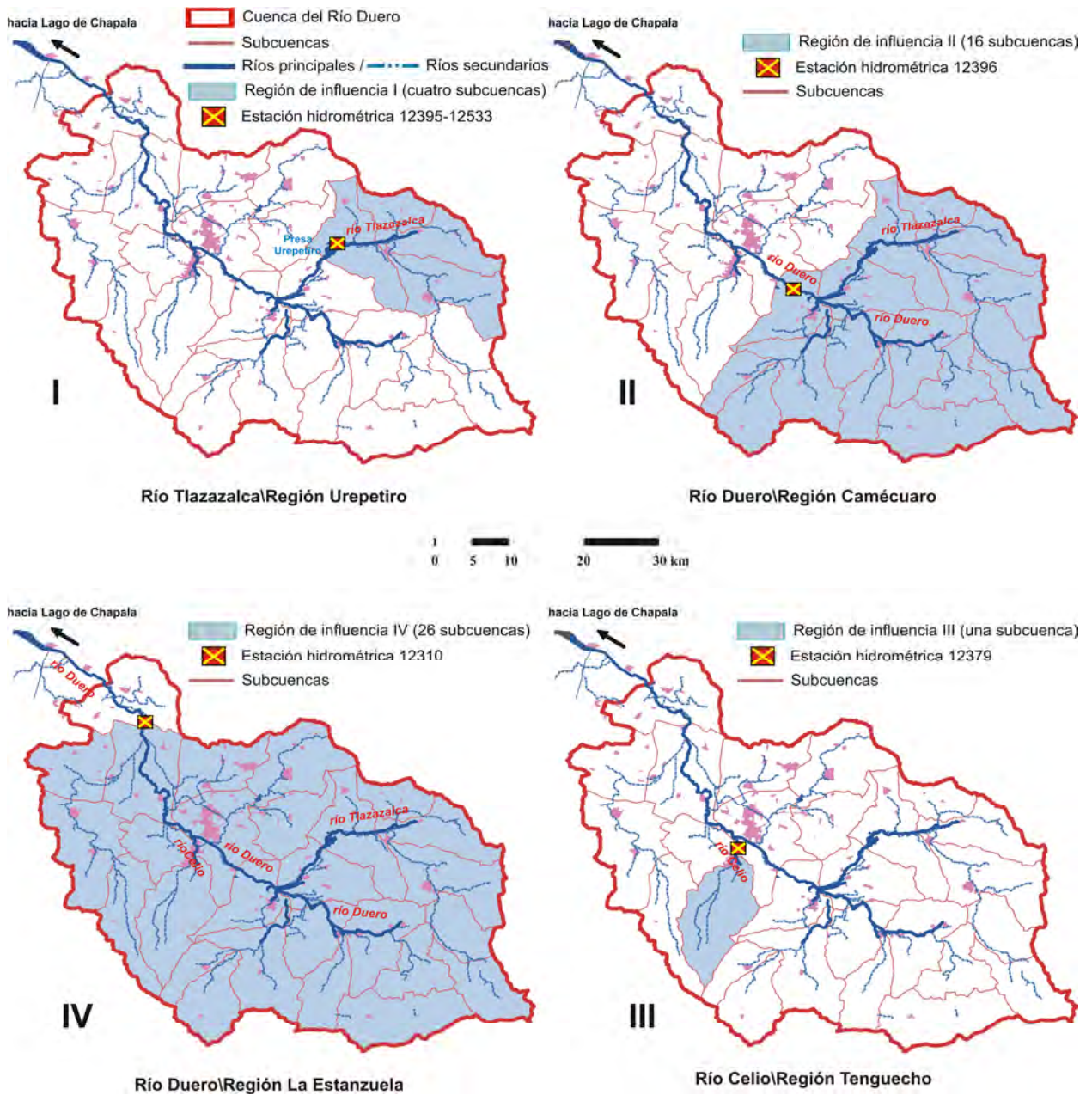


Figura 4. Vista de la CRD en diferentes escalas de cuenca (cuatro regiones).

2. MÉTODOS

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 5 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.

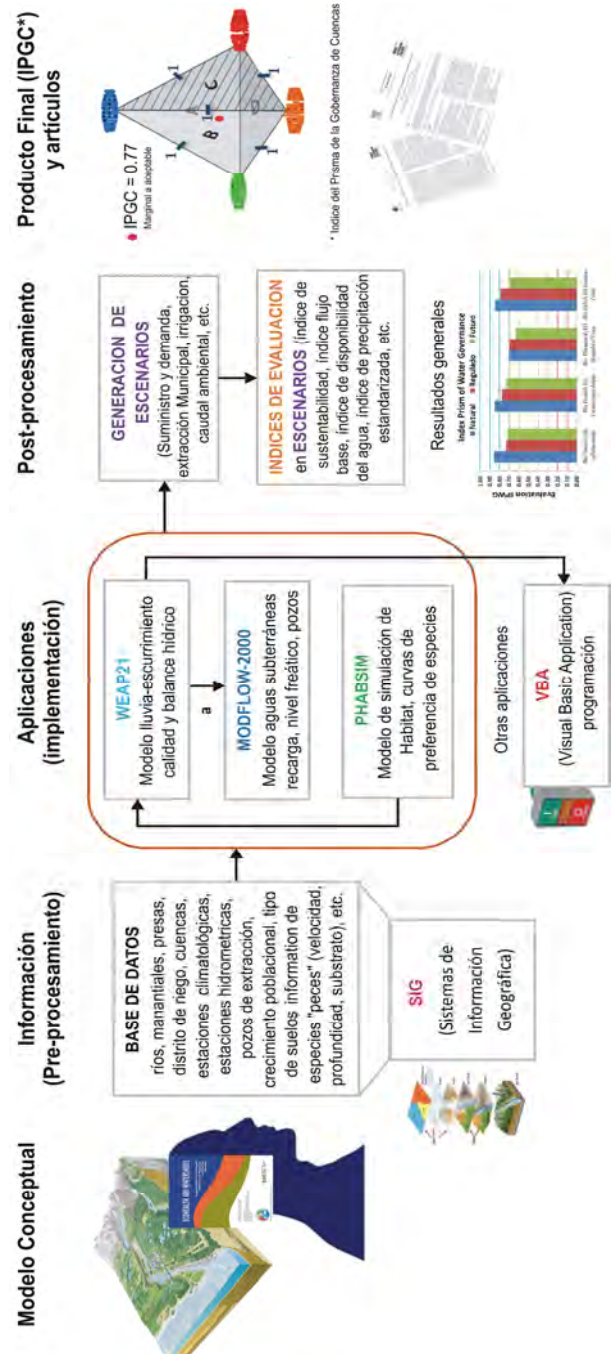


Figura 5. Esquema metodológico propuesto para obtener el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC).

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 (Anexo I). 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 5).

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 Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, 2006). 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 (REPDA). La implementación del Sistema Acuífero Zamora (SAZ) 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. Cabe indicar que el modelo del SAZ se retomó del trabajo de Armas-Vargas (2010) actualizándose posteriormente con los resultados obtenidos del modelo lluvia-escurrimiento. La implementación de WEAP requirió de información de entrada utilizada anteriormente como de 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 y piezometría	REPDA (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; REPDA: Registro Público de Derechos de 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 el Sistema Acuífero Zamora (Armas-Vargas, 2010) en MODFLOW fue necesario de acuerdo a Todd y 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 término 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 término 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 y Woessner, 1992; Harbaugh *et al.*, 2000). Para mayor detalle se puede consultar los trabajos de Harbaugh (2002) y USGS (2000). En la Figura 6 se muestra la delimitación de la zona de simulación e implementación del SAZ. 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, quedó integrado por materiales geológicos de origen basáltico, piroclástico, depósitos sedimentarios, topografía, carga hidráulica inicial y áreas regionales de recarga y descarga (Figura 6, 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 del SAZ se emplearon los parámetros hidráulicos de conductividad hidráulica y el coeficiente de almacenamiento (Armas-Vargas, 2010). Para Anderson y Woessner (1992) una manera útil de presentar los resultados de la calibración transitoria es mediante una regresión lineal.

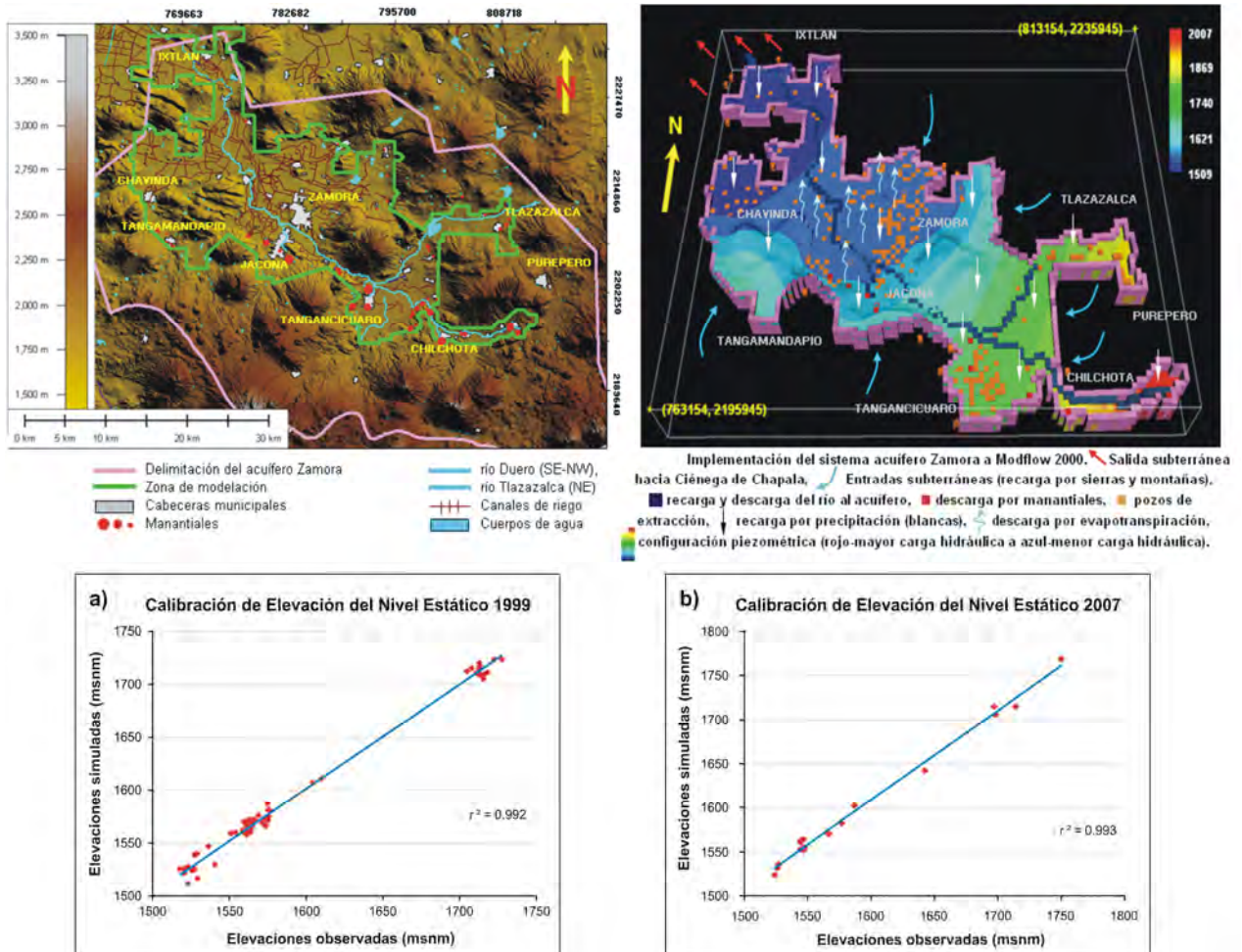


Figura 6. Correlación de niveles piezométricos, a) 1999 y b) 2007.

Con información piezométrica medida en campo se calibró el modelo para los años 1999 y 2007 (Figuras 6a y 6b, 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 y 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.

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 7 (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).

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 seis nodos adicionales, donde tres representan sitios de requerimiento de caudal ambiental sobre los ríos; y tres representan las estaciones hidrométricas (EH), ubicadas sobre los ríos para el aforo de caudales. En la Figura 7 (superior derecha) se observan tres 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 Camécuaro (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 7 (central e inferior) 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 7 (superior derecha).

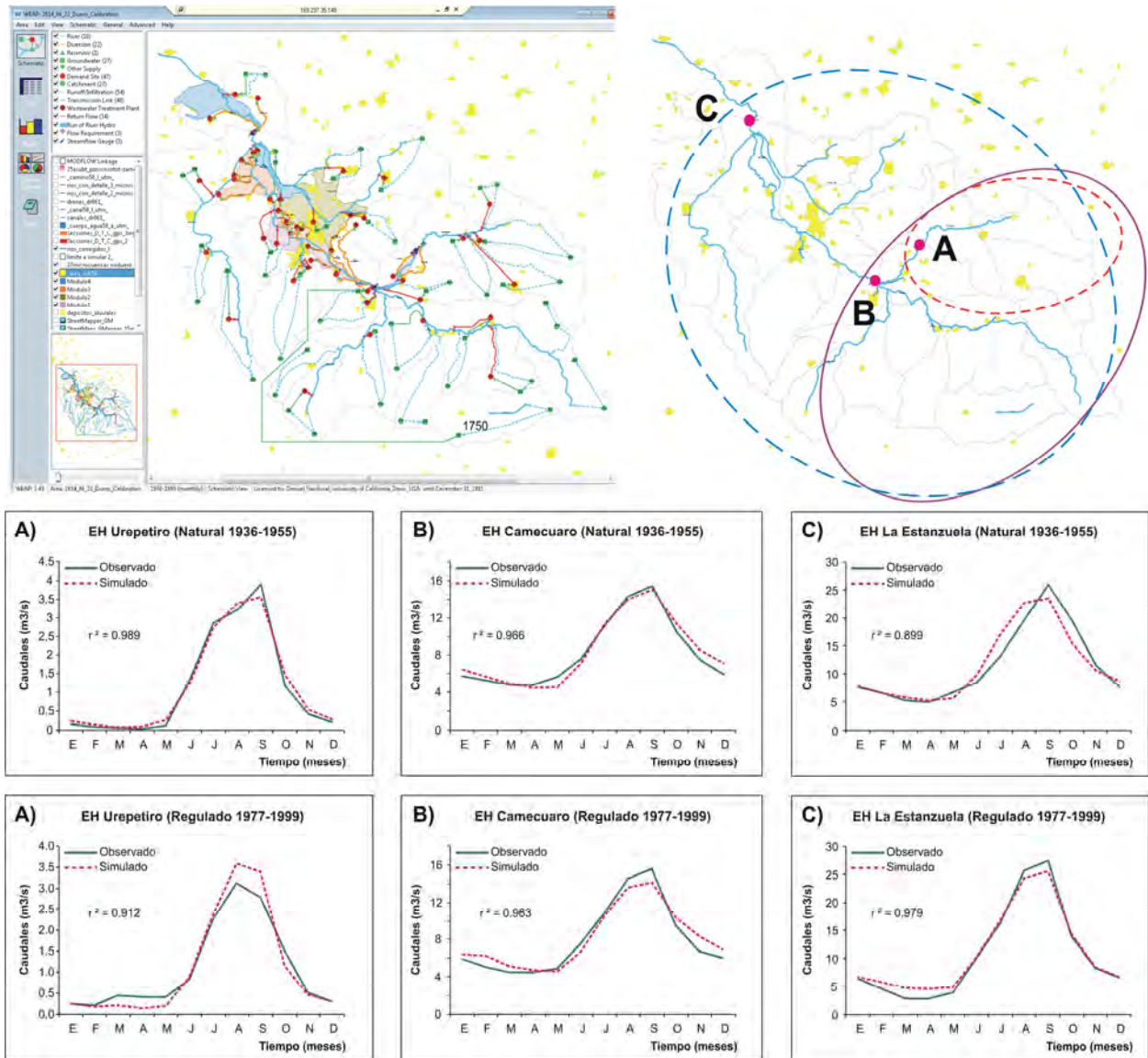


Figura 7. Calibración de hidrogramas mensuales aforados en ríos de la CRD.

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 y 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 Camécuaro (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 Camécuaro con 68% y aumenta favorablemente en La Estanzuela a 94%. Para Anderson y Woessner (1992) y Hill y 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 y McCabe (1999) los coeficientes de IA (*Agreement Index*) y NS (*Nash-Sutcliffe*) 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_i*) 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
Camécuaro (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

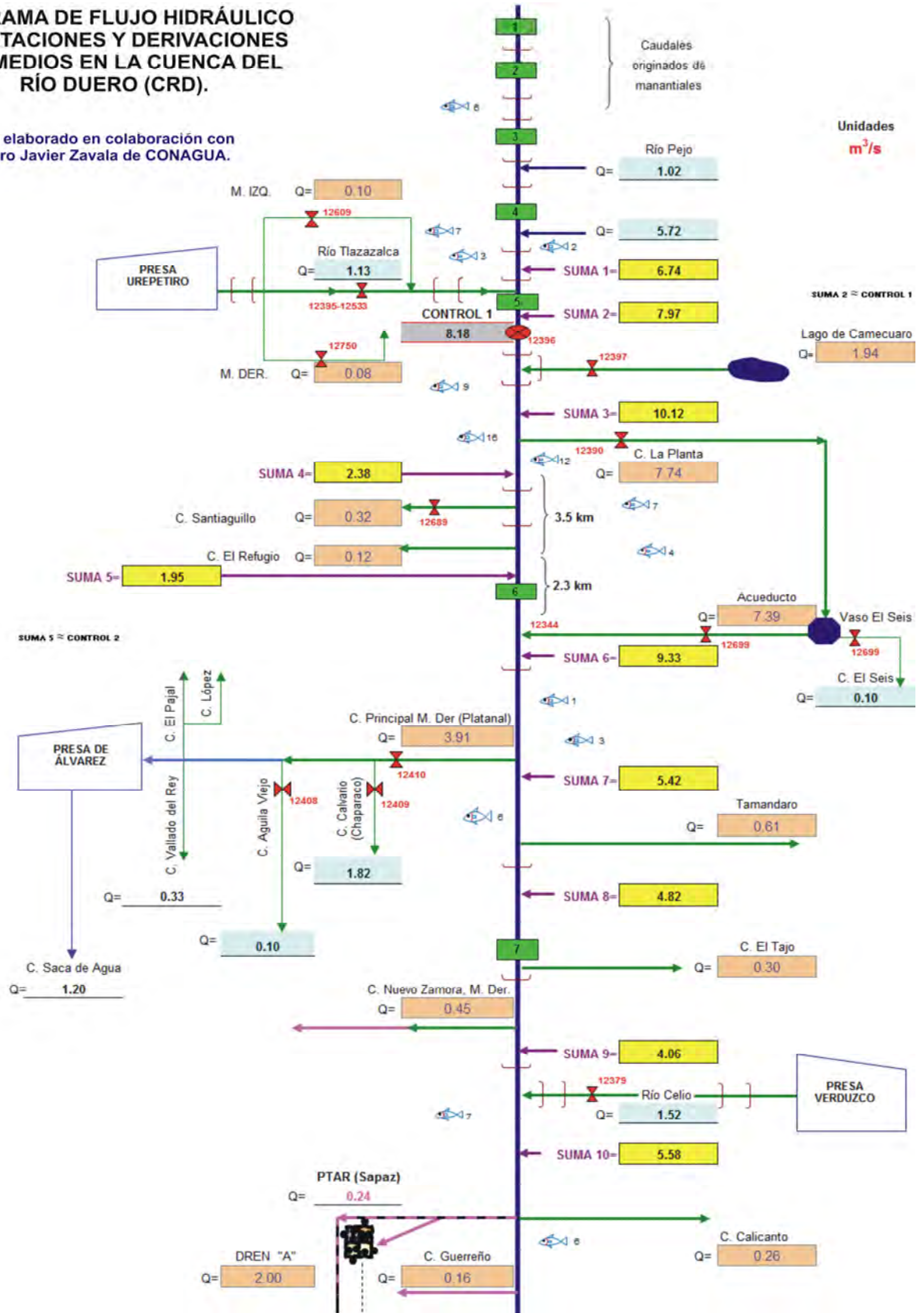
RMS: *Root Mean Squared Error*; nRMS: *normalized Root Mean Squared Error*; r: *Correlation coefficient*; IA: *Index of Agreement*; NS: *Nash-Sutcliffe coefficient*. *n: número de valores observados.

2.2.1 Balance hidráulico en el Río Duero

La calibración del modelo de cuenca en estado regulado/transitorio quedo en función del balance hidráulico de la Figura 8. Del cual fue necesario establecer un esquema de las principales aportaciones y derivaciones en el río Duero, mediante un diagrama flujo como el que a continuación se muestra (Figura 8); 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 $6.7 \text{ m}^3/\text{s}$ ($211 \text{ Mm}^3/\text{año}$). Aguas abajo recibe a dos afluentes. El río Tlazazalca $1.13 \text{ m}^3/\text{s}$ ($35 \text{ Mm}^3/\text{año}$) y el Lago de Camécuaro $2 \text{ m}^3/\text{s}$ ($63 \text{ Mm}^3/\text{año}$). Incorporada estas descargas, el río Duero lleva en promedio $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ($315 \text{ Mm}^3/\text{año}$). Pero al llegar al canal La Planta, este deriva $7.7 \text{ m}^3/\text{s}$ ($244 \text{ Mm}^3/\text{año}$) 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 $2.4 \text{ m}^3/\text{s}$ ($75 \text{ Mm}^3/\text{año}$) 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 $9 \text{ m}^3/\text{s}$ ($284 \text{ Mm}^3/\text{s}$).

DIAGRAMA DE FLUJO HIDRÁULICO APORTACIONES Y DERIVACIONES PROMEDIOS EN LA CUENCA DEL RÍO DUERO (CRD).

Diagrama elaborado en colaboración con el Ingeniero Javier Zavala de CONAGUA.



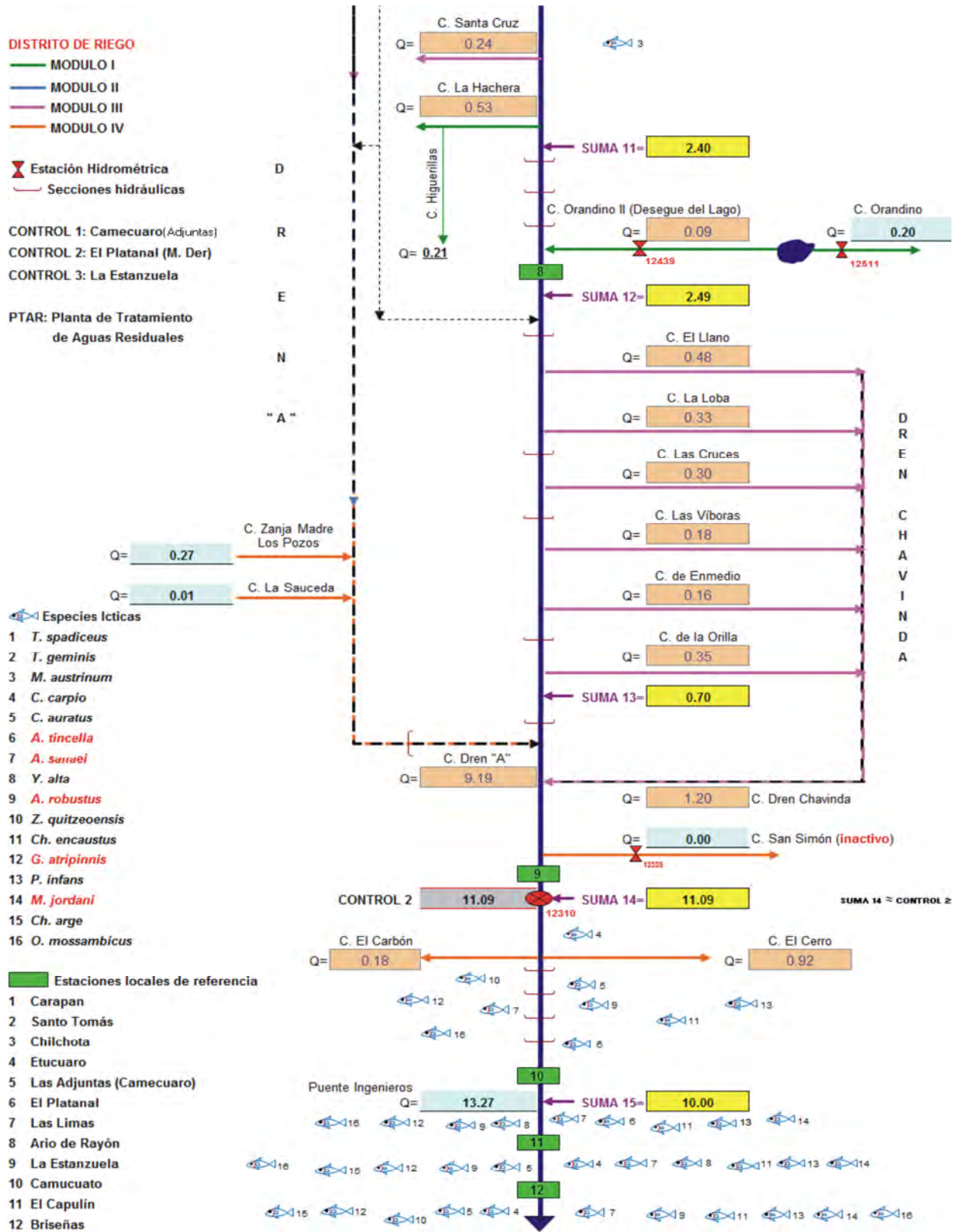


Figura 8. Balance hidráulico del Río Duero.

De la entrada del valle de Zamora hasta su salida en el puente Camucuat (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 9 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.

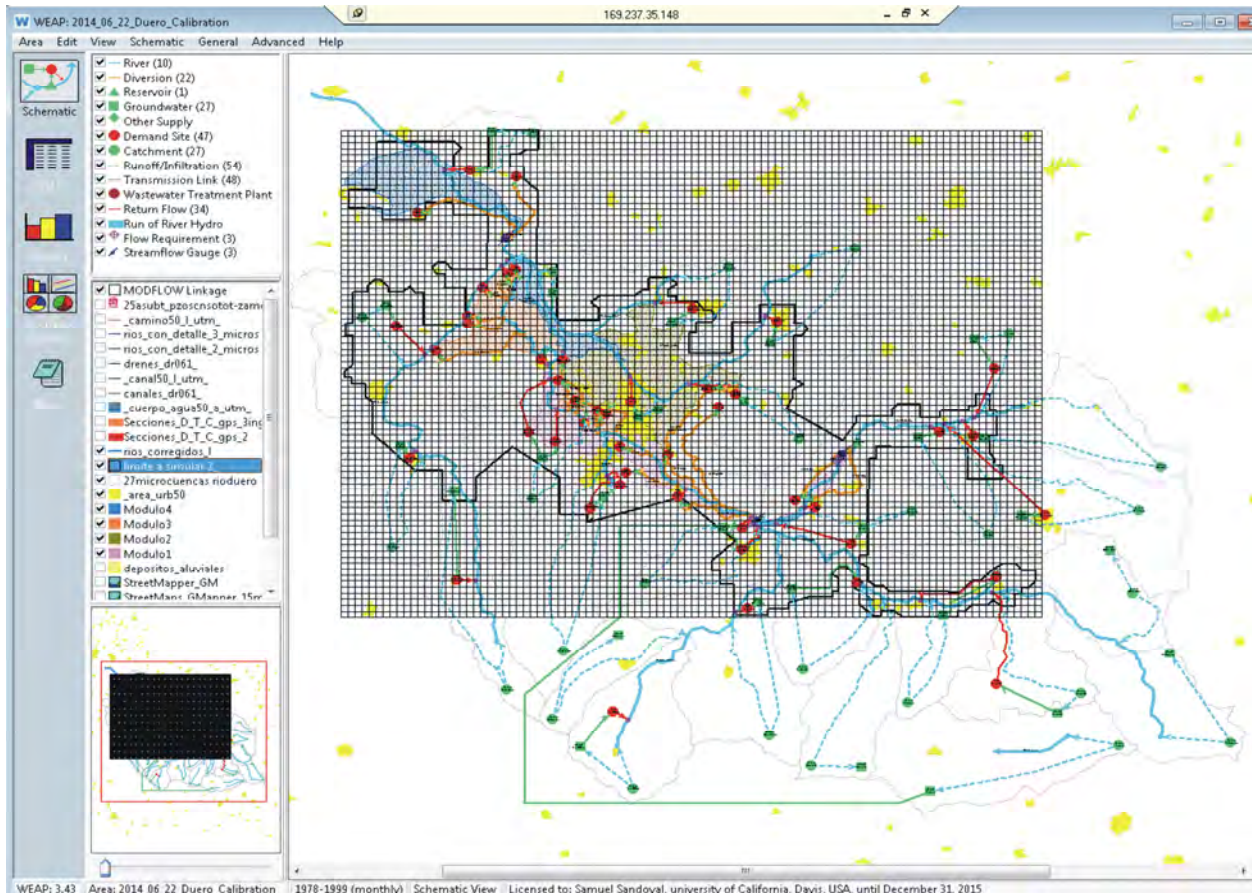


Figura 9. Interacción WEAP-MODFLOW (malla) en la CRD.

2.2.3 Comparación mensual entre dos métodos de caudales ambientales

Los caudales ambientales se definen como el régimen hídrico que se establece en un río, humedal o zona costera para sustentar los ecosistemas y sus beneficios, donde hay diversos usos del agua que compiten entre sí y donde los caudales están regulados (Dyson *et al.*, 2008). Existen numerosas definiciones que comparten una misma acepción: caudal ambiental (39%), caudal mínimo (38%), requerimiento de caudal en la corriente (37%), reserva ecológica (23%) y otros términos (23%) (Moore, 2004). Diez-Hernández y Burbano (2007) recomiendan el término régimen de caudal ambiental debido a su amplia comprensibilidad en ámbitos diversos de gestión. Diferentes metodologías se han desarrollado para ayudar a establecer caudales ambientales en ríos y poder así, proveer en cantidad y calidad el agua necesaria para mantener a los ecosistemas en su estructura biótica (Dyson *et al.*, 2008). Tharme (2003) registro al menos 207 métodos para determinar caudales ambientales.

La Metodología Incremental de Caudal en la Corriente, IFIM (del inglés *In-Stream Flow Incremental Methodology*) es un marco teórico para evaluar el requerimiento de caudal ecológico en ríos (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995; Waddle, 2001), proporcionando una estructura organizacional para la evaluación y formulación de alternativas en gestión de recursos hídricos; alternativas que pueden responder a los intereses de todos los implicados en el uso del agua (Stalnaker *et al.*, 1995). PHABSIM (*Physical Habitat Simulation Model*) (Milhous *et al.* 1989; Waddle, 2001) es un modelo de simulación que es utilizado para calcular la cantidad de hábitat disponible para diferentes especies objetivos en distintos caudales circulantes dentro de un tramo de río. PHABSIM está conformando de tres partes: estructura del canal, simulación hidráulica y criterios de idoneidad (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995).

Para Tharme (2003) la mayoría de los métodos para determinar caudales ambientales se pueden agrupar principalmente en cuatro categorías: hidrológicos (29.5%), hidráulicos (11.1%), simulación de hábitat (28.0%) y holísticos (7.7%); también hay registros de métodos combinados (16.9%) y de otros (6.6%). Para el alcance de esta tesis, se consideró determinar el requerimiento de caudal ambiental en un tramo del río Duero, mediante la aplicación del método de simulación de hábitat, basado en la metodología IFIM-PHABSIM. Si bien se logró obtener la propuesta ambiental con este método, se observó cómo limitante que el régimen de caudal ambiental obtenido quedó acotado a un periodo mensual promedio (Figura 10a), dificultando en parte el planteamiento deseado de generar un régimen de caudal ambiental en periodo multianual; esto con el objeto de poder proyectar el régimen de caudales ambientales en el modelo de planeación WEAP. Aunado a esto, otra limitante que se presentó fue que se aplicó el método de simulación de hábitat a un solo tramo del río Duero; sin embargo la CRD, cuenta con información hidrométrica de tres estaciones de aforo más, por lo que fue necesario complementar el planteamiento mediante un método hidrológico adicional, denominado Curvas de Duración de Flujo (CDF). En WEAP el método CDF se utiliza para calcular el caudal recomendado en una corriente modificada (SEI, 2014). A raíz de este método se pueden definir diferentes Clases de Gestión Ambiental (CGA), para establecer o mantener la corriente fluvial en un estado ecológico de conservación. En el presente trabajo se optó hacer uso de la CGA "A" denominada "caudal natural", que representa modificaciones menores dentro de la corriente y el hábitat de ribera (SEI, 2014). Para mayor información sobre este método hidrológico puede consultarse directamente la página del modelo WEAP a través de la

referencia SEI (2014). De igual modo, para mayor información sobre la aplicación del modelo PHABSIM en el río Duero, puede consultarse el Anexo I del presente trabajo. El cual tuvo por objetivo, aplicar el método simulación de hábitat en cinco especies de peces, para evaluar mediante cuatro alternativas los caudales mínimos de las curvas WUA-Q, y así seleccionar y proponer el requerimiento de caudal ambiental en un tramo de río en la CRD.

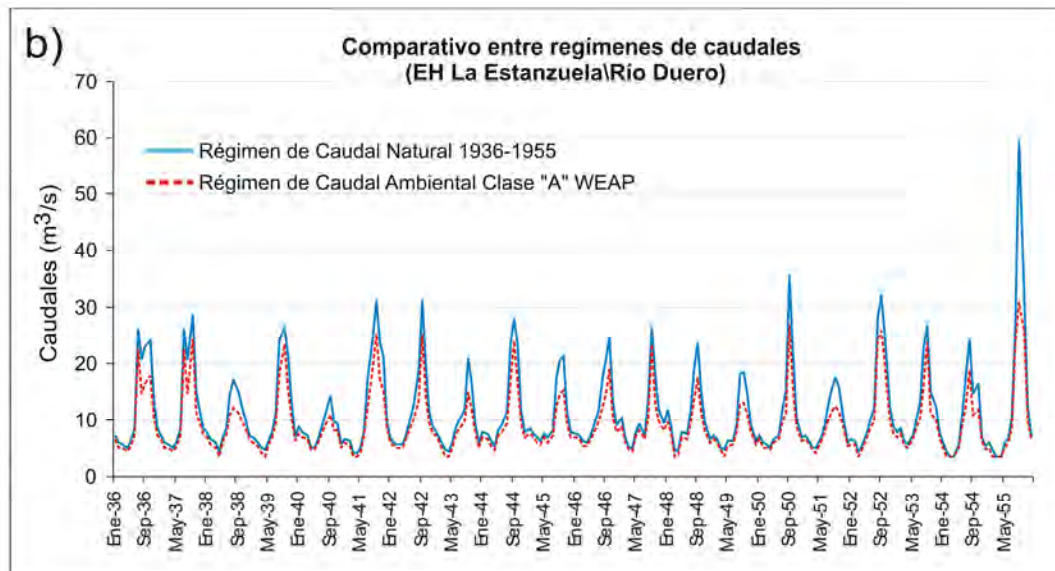
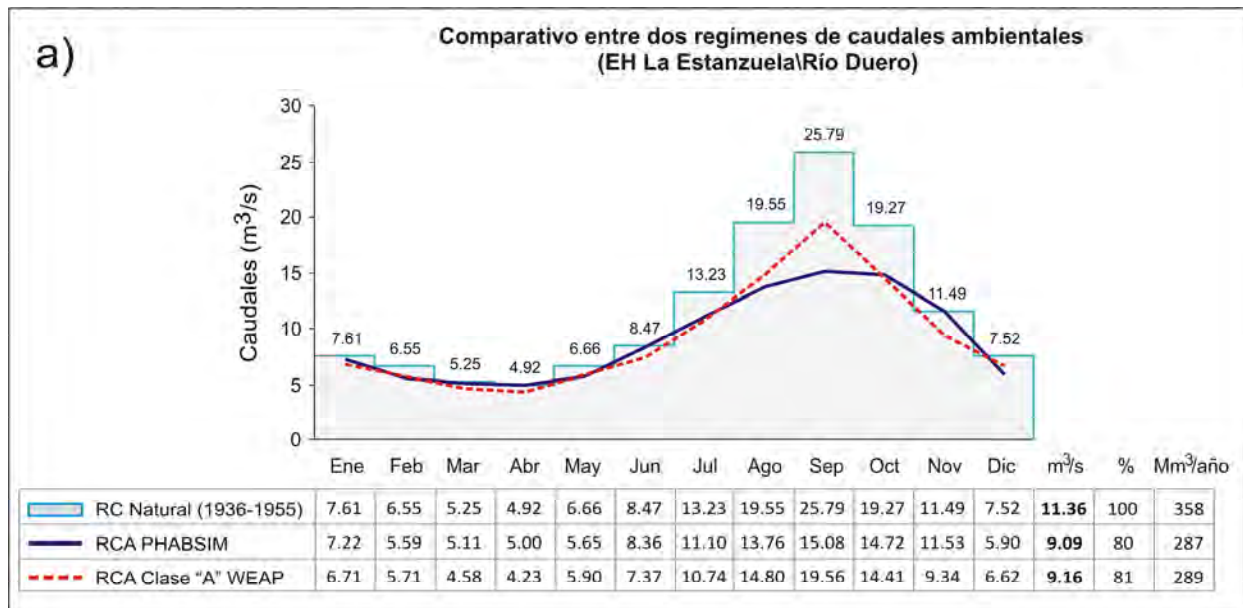


Figura 10. a) Comparación mensual entre el RCA propuesto por PHABSIM y WEAP; y b) comparación anual entre el RCN y el RCA propuesto por WEAP.

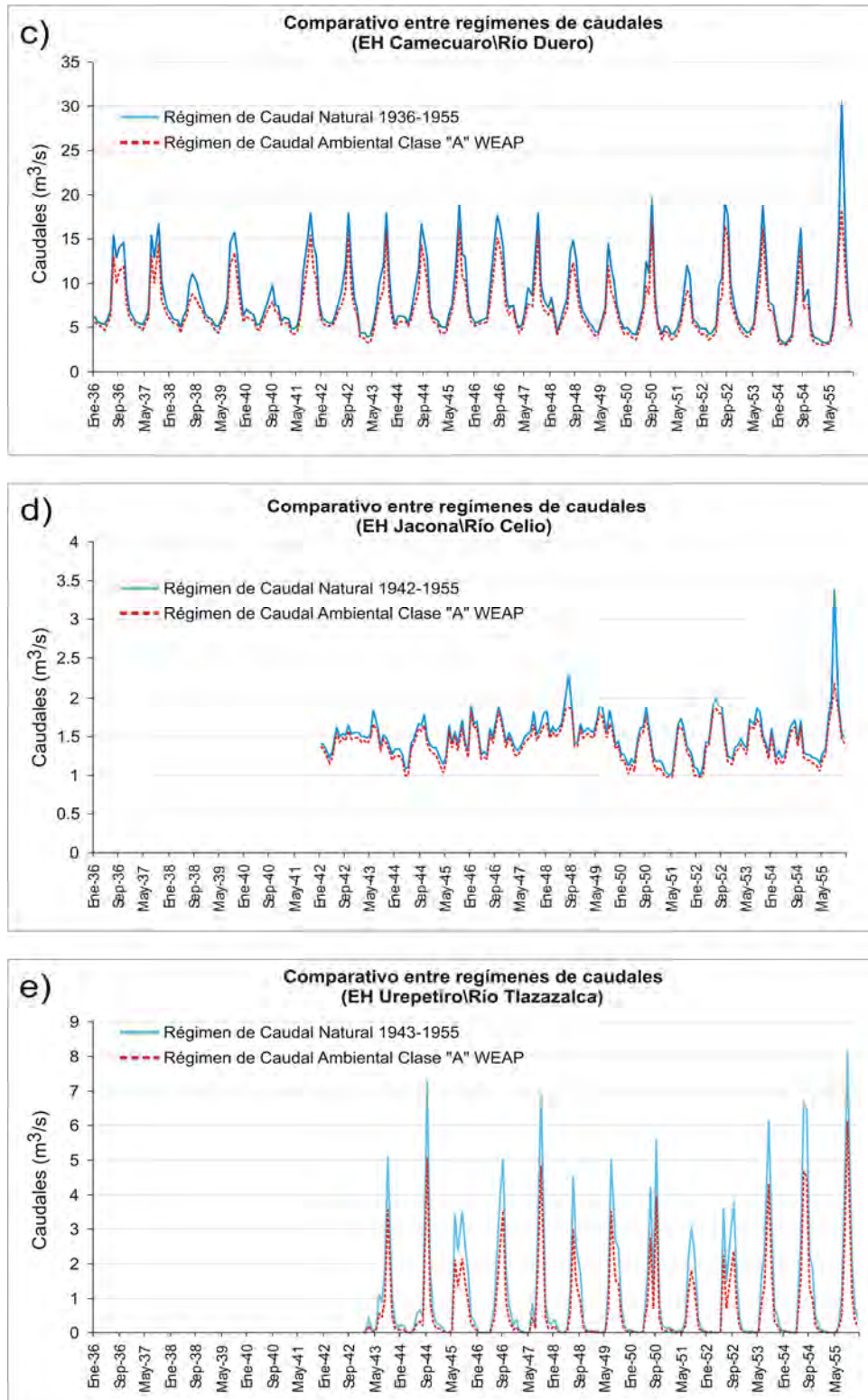


Figura 11. Comparación anual entre el RCN (referente) y el RCA propuesto por WEAP para los ríos c) Duero, d) Celio y e) Tlazazalca.

La Figura 10a muestra el comparativo mensual entre las dos opciones de requerimiento de caudal ambiental (RCA), generadas a partir de los métodos: hidrológico (CDF) en el modelo WEAP para la clase ambiental "A" y el de simulación de hábitat a través de la metodología IFIM-PHABSIM. Adicionalmente, se incorporó el régimen de caudal natural, que sirve de referente natural, indicando las condiciones relativas existentes de escurrimiento en el periodo de 1936 a 1955. Considerando este periodo de tiempo, en condiciones donde las actividades en la cuenca eran menores o de menor impacto. En la comparación se observa que en todo el año las curvas RCA son muy semejantes, con excepción de los meses de septiembre y noviembre. Tomando la referente natural como el 100%, puede observarse que las curvas de RCA están al 80 y 81% de la conservación del caudal natural, aplicando ambos métodos. Del cual al considerar semejante estas curvas ambientales, se optó por utilizar en el modelo de gestión de la CRD la información correspondiente al régimen de caudal ambiental generado por el modelo WEAP. En la Figura 10b se observa el comportamiento multianual de los caudales ambientales propuestos para el tramo del río Duero, comprendido entre la localidad La Estanzuela y el Puente Camucuato. Bajo este mismo criterio y utilizando la información hidrométrica de las tres estaciones de aforo, en las Figuras 11c a 11e está el comparativo entre los referentes caudales naturales y los requerimientos ambientales anuales. De acuerdo a estas figuras el periodo de análisis vario de 20 años para la EH Camécuaro, 14 años para la EH Jacona y 13 años para la EH Urepetiro. En la Figura 7 se muestran las calibraciones de los hidrogramas mensuales en estado natural, comprendido de 1936 a 1955. A partir de esta calibración en el modelo WEAP, se consideró nuevamente usar el método hidrológico (CDF) para determinar el RCA, pero ahora en las series de caudales simulados, teniendo como plus el complemento de los años faltantes y así como los RCAs para los años de simulación. Cabe indicar que este procedimiento se está integrando en un próximo trabajo de publicación, por lo que este planteamiento de momento no está incorporado en este trabajo de tesis.

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 de Cuencas (IPGC):

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 por el método CDF.

La Clase de Manejo Ambiental (CMA) tipo “A” natural ([Smakhtin y 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 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 RCA 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 en la CRD. 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 con [Parkes et al. \(2010\)](#) el Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) facilita la comprensión entre cuatro aspectos del manejo 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 y 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 ésta discretización del prisma, definida por [Parkes et al. \(2010\)](#). Previo a este planteamiento, la Figura 12 muestra un esquema de la problemática que se tuvo al momento de plantear o resolver él cómo se iban a asociar los índices de evaluación en cada uno de los seis ejes del prisma, para obtener el producto final IPGC. Sin embargo, la respuesta vino a partir de cada uno de los ejes, debido a que cada eje está relacionado a una temática en específico como es la salud humana, degradación de ecosistemas, protección a ríos, infraestructura hidráulica, beneficios económicos, pobreza y gestión de la oferta y demanda, por citar algunos temas. Por lo que a partir de esta temática en general, se vinculó al contexto de lo que representa cada índice en cuestión, es decir, asociamos su finalidad de aplicación y su contexto mediante palabras claves que hicieran referencia a alguna temática de los ejes del PGC. Por ejemplo, la Figura 13 muestra más ampliamente lo descrito anteriormente, donde se ilustra la vinculación entre el alcance del índice de evaluación y la temática del eje del prisma.

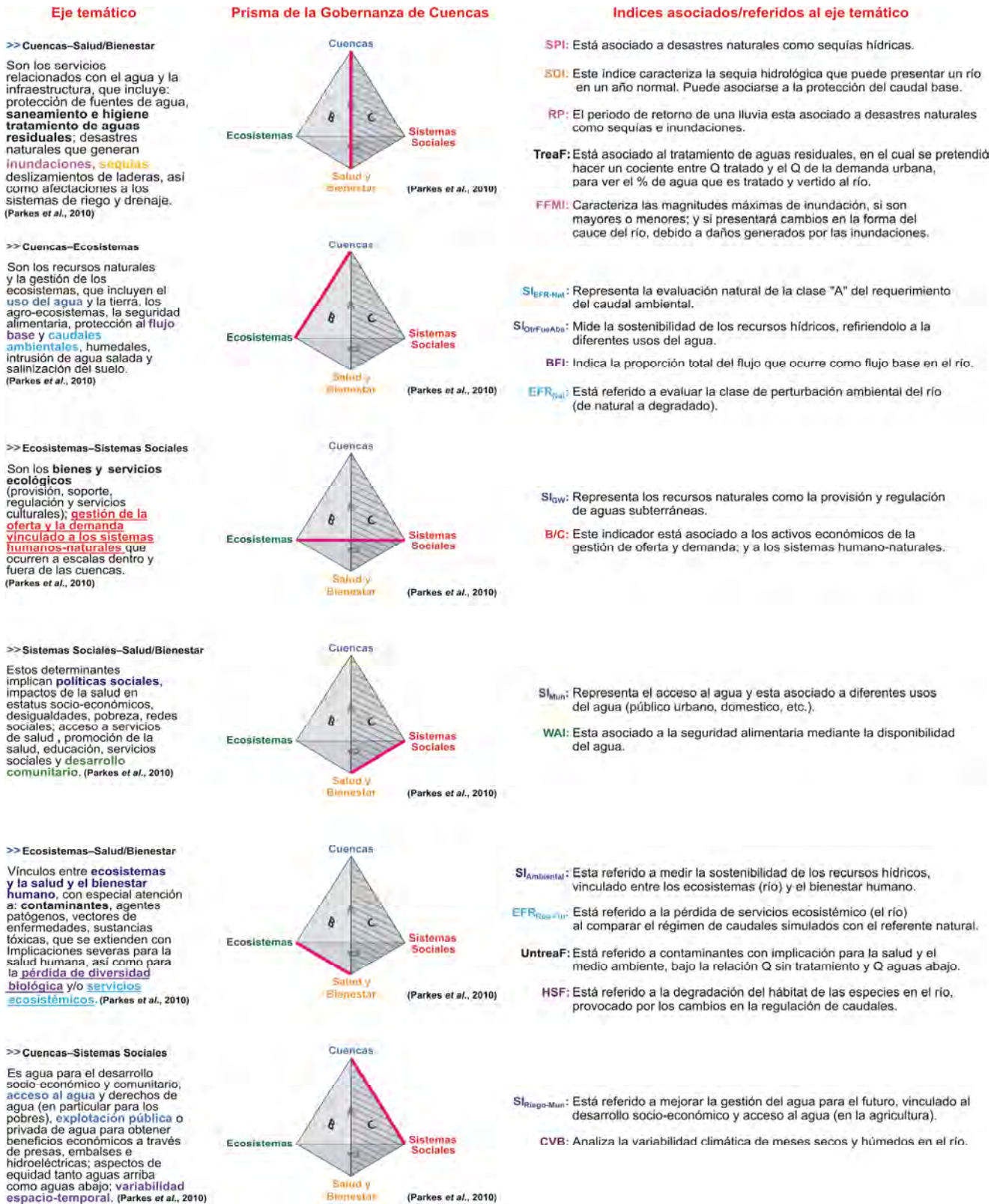


Figura 13. Planteamiento propuesto para asociar la evaluación de los ejes del prisma.

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

Debido a los alcances, tiempos y fines de esta tesis, la búsqueda y selección de índices debió cumplir con al menos tres características específicas para poder ser elegidos. Esto es que fueran simples de evaluar (Taylor, 2008), diferentes entre sí y que evaluaran diversos aspectos hídricos y ambientales de la cuenca (para lo cual, ya se contaba previamente con información disponible). Por ejemplo, desde el pre-procesamiento de información hidro-climático-ambiental de la CRD y posterior a la implementación de los modelos matemáticos WEAP y MODFLOW, se contó con series de registros históricos de aforos de caudales de estaciones hidrométricas en ríos, así como series históricas climatológicas de precipitación, temperatura, nubosidad y humedad. Se utilizaron los registros históricos de al menos 20 años de caudales naturales, para la determinación de las clases de gestión ambiental. De la información obtenida del modelo PHABSIM, principalmente de las curvas WUA (área disponible útil), junto a los registros hidrométricos se determinaron las series temporales de variación de hábitat en el río. También se contó con información de disponibilidad de almacenamiento subterráneo, que es información producida por MODFLOW, además de la simulación de la demanda del agua superficial para el uso agrícola mediante canales de riego en el distrito de riego, simulado por WEAP. A partir de esta información de registros históricos y simulados, se sustentó la elección de cuales índices se ocuparían para evaluar estos recursos de la cuenca.

Entre una gran diversidad de índices consultados, once fueron utilizados y dos propuestos para la evaluación de recursos en la cuenca. 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 o relevante (Tabla 5).

Por ejemplo, Índice de Sostenibilidad (*Sustainability Index*, SI) (ASCE, 1998; Loucks, 1997; Sandoval-Solís *et al.*, 2011) está asociado con 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 y 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 y Anpuhas, 2006; SEI, 2014). Para la relación costo-beneficio (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 se fue obteniendo la serie de tiempo histórica de costos y beneficios, 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.*, 2017).

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 y 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 y 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, mayor es la probabilidad de inundación y movimiento de arena, ejerciendo cambios hidro-geomorfológicos al presentarse inundaciones repentinas. Valores bajos, se asocian con 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}).

Cabe indicar, que aunado a estos índices no se descarta la inclusión de otros, con la finalidad de ampliar o abarcar más aspectos temáticos relevantes de la cuenca, como pobreza, desigualdad, alteración hidrológica, consumo hídrico, contaminación de acuíferos, etcétera.

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

#	Índice, factor, coeficiente	Fuente	Ecuación	Variable	Aspecto
1	<i>Sustainability Index</i> , (SI)	ASCE, 1998; Loucks, 1997; Sandoval-Solís <i>et al.</i> , 2011	$SI = Rel^I * Res^I * (1 - Vul^I) * (1 - Maxdef^I)$	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.
2	<i>Benefit/Cost Ratio</i> , (B/C)	Yilmaz y Harmancioglu, 2010	$(\sum \text{Beneficios}) / (\sum \text{Costos de alternativas de gestión para el período de simulación})$	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.
3	<i>Water Availability Index</i> , (WAI)	Dumont <i>et al.</i> , 2012; Meigh y Fry, 2003; WSM, 2004	$WAI = (R+G-D) / (R+G+D)$	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.
4	<i>Baseflow Index</i> , (BFI)	Abebe y Foerch, 2006; Gordon <i>et al.</i> , 1992; Lagerblad, 2011	$BFI = Q_{90\%} / Q_{50\%}$	La mediana (Q ₅₀) (el flujo superó el 50% de las veces). El Q ₉₀ o Q ₉₅ son comúnmente utilizados como índices de bajo flujo. El cociente entre Q ₉₀ /Q ₅₀ 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.

5	<i>Coefficient Variability Baseflow, (CVB)</i>	Gordon <i>et al.</i> , 1992; Lagerblad, 2011; Mazvimavi <i>et al.</i> , 2007	$CV = DE / Media$; $CVB = CV / BFI$	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).
6	<i>Environmental Flow Regime, (EFR)</i>	Smakhtin y Anpuhas, 2006; SEI, 2014	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.
7	<i>Standardized Precipitation Index, (SPI)</i>	Giddings <i>et al.</i> , 2005; Mckee <i>et al.</i> , 1993; Pronacose, 2014	$SPI = (X_i - MX_i) / S$	SPI: Índice de precipitación estandarizado; X: Precipitación anual del año <i>i</i> ; MX: Media de la precipitación anual en el periodo <i>i</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.

8	<i>Streamflow Drought Index, (SDI)</i>	Nalbantis, 2008; Tabari <i>et al.</i> , 2013; Wagner-Gómez <i>et al.</i> , 2012	$SDI_{i,k} = (U_{i,k} - \bar{U}_k) / S_k$; $i = 1, 2, \dots, n$; $k = 1, 2, 3, 4$	\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 -ésimo y k el periodo de referencia.	Basado en volúmenes de escurrimiento acumulado (por periodos 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.
9	<i>Return Period, (RP)</i>	Fallas-Gamboa, 1994	$Tr = 1 / P(x)$; $P(x) = (m - 0.4) / (n + 0.2)$	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.
10	<i>Treated Factor, (TreaF)</i>	Factor propuesto por el autor	$TreaF = Q_{FRconT} / Q_{RAA}$	TreaF: Caudal con tratamiento; Q_{FRconT} : Caudal o flujo de retorno con tratamiento; Q_{RAA} : Caudal del río aguas abajo	Factor volumétrico con tratamiento.
11	<i>Untreated Factor, (UntreaF)</i>	Factor propuesto por el autor	$UntreaF = Q_{FRsinT} / Q_{RAA}$	UntreaF: Caudal sin tratamiento; Q_{FRsinT} : Caudal o flujo de retorno sin tratamiento; Q_{RAA} : Caudal del río aguas abajo	Factor volumétrico sin tratamiento.

12 <i>Flash Flood Magnitude Index</i> , (FFMI)	Baker, 1977; Cohen, 2003; Gordon <i>et al.</i> , 2004; Ward y Stanford, 1983	$I_v = (\sum(\log x_i - \log x)^2 / (n - 1))^{0.5}$	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 propensas a tener comportamientos de inundación repentina; también pueden tener menor diversidad de especies y abundancia de arroyos.
13 <i>Useful Available Habitat Factor</i> , (UAHF)	Martínez y Fernández-Yuste, 2010; Waddle, 2001	$WUA = WUA_{REG} / WUA_{NAT}$	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.

2.6 Relación entre índices y ejes del prisma

El contenido de los índices (Tabla 5) se asociaron a las problemáticas referentes de cada uno de los ejes del PGC; para intentar dar un soporte cuantitativo a las temáticas planteadas, relacionando y/o asociando similitudes entre contenidos (índices y ejes del prisma). En la Tabla 6 se 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 costo-beneficio (*B/C ratio*) 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) se asoció 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 (RP) 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 factor 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 fue vinculado 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 de cuencas.

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

La Figura 14 muestra la integración del marco teórico del PGC con los 13 índices de evaluación indicados en la Tabla 6. Cabe indicar que adicional a estos 13 índices, se agregaron cinco variantes más entre los índices SI y EFR; quedando ilustrada la distribución y/o proporción en cada eje del prisma. Donde 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 costo-beneficio (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).

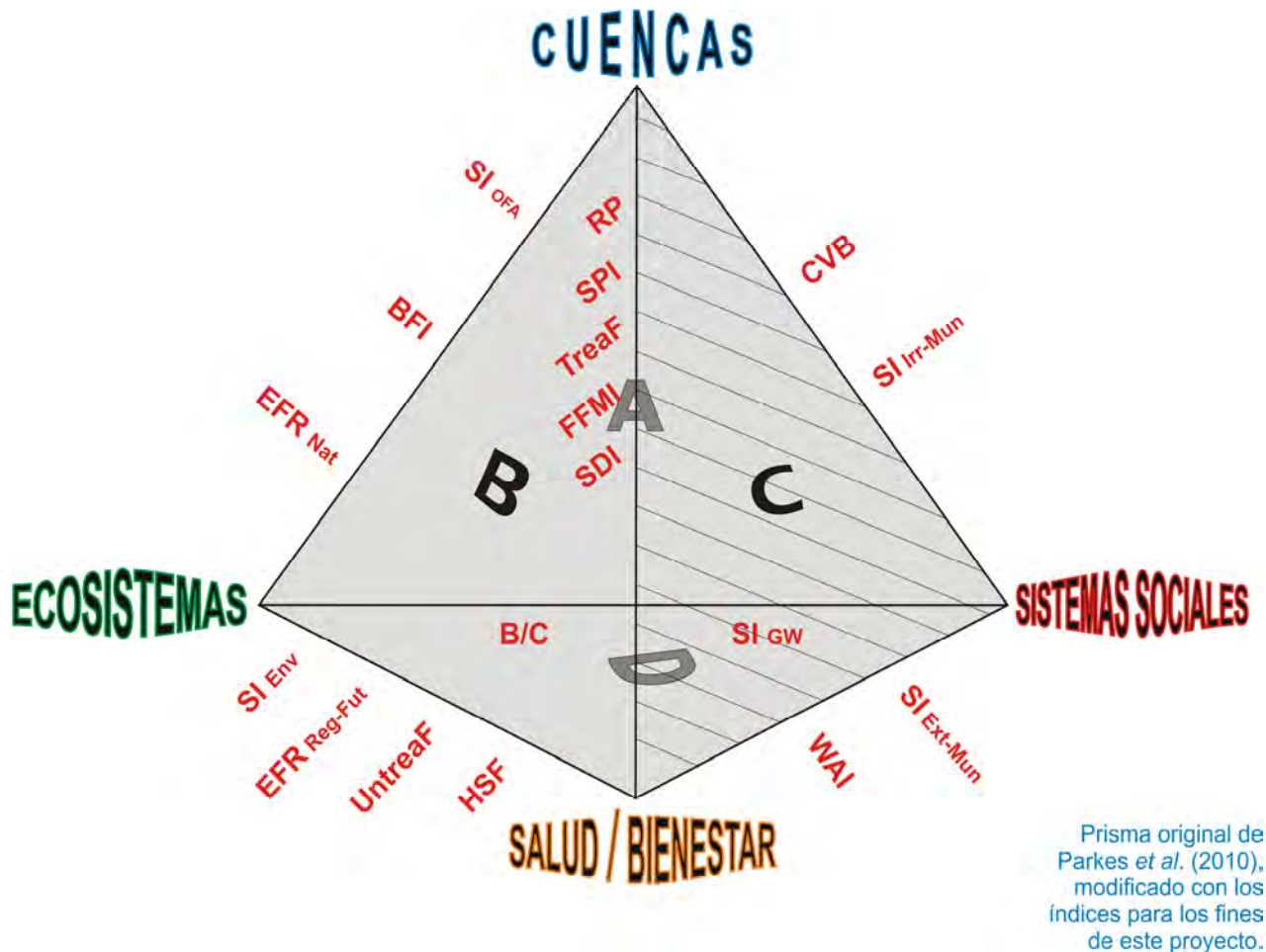


Figura 14. Propuesta del IPGC a evaluar en la CRD. Perspectiva A: Gobernanza del agua para el desarrollo sustentable; Perspectiva B: Gobernanza del agua para los ecosistemas y el bienestar; Perspectiva C: Gobernanza del agua para los determinantes sociales de la salud; Perspectiva D: Gobernanza del agua para promoción de la salud socio-ecológica.

Cada índice utilizado en el índice del prisma, contiene su propia escala de resultados generando gran heterogeneidad. Después de haber obtenido el valor original de cada índice evaluado, 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 15 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 15a) 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.

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

donde:

$x_{eje} = IE$: 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 15b) 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” (Parkes *et al.*, 2010) ($y_{Perspectiva\ A}$) 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.

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

donde:

$y_{perspectiva} = IP = IGA$: 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 15c).

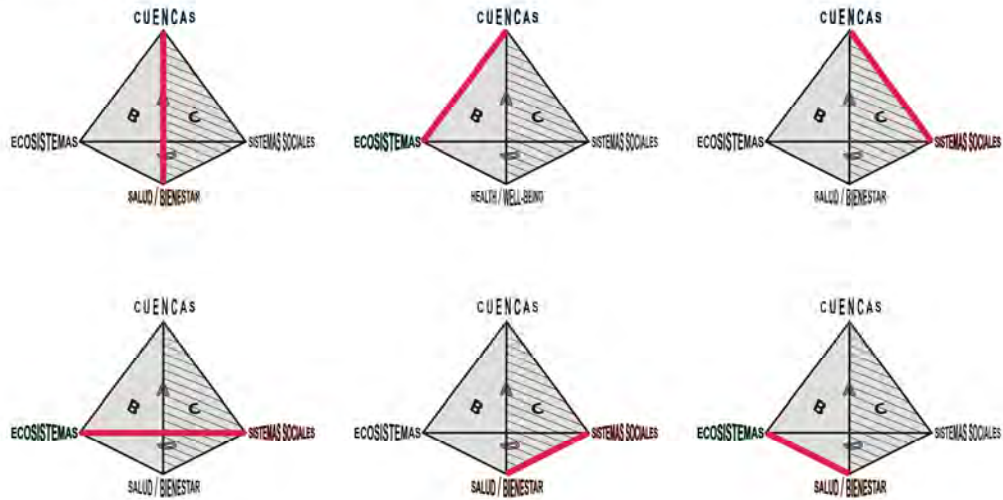
$$IPGC = z_{prisma} = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 y_{perspectiva_i} = \frac{y_{perspectiva_1} + y_{perspectiva_2} + y_{perspectiva_3} + y_{perspectiva_4}}{4} \quad (7)$$

donde:

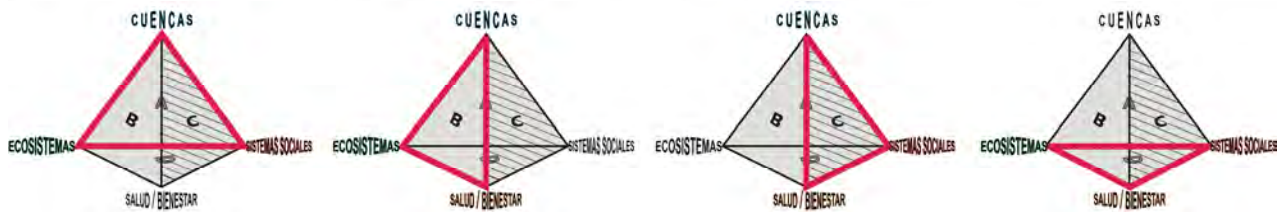
z_{prisma} : Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC)

$y_{perspectiva_i} = IP = IGA$: 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)



Prisma original de Parkes *et al.* (2010), modificado con las líneas rojas para los fines de este proyecto.

Figura 15. 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 Evaluación de los índices de gestión utilizados en el PGC

Las Figuras 16 y 17 muestran los resultados de los índices que se utilizaron para conformar y sustentar el IPGC, representados en la modalidad de natural, regulado y simulado.

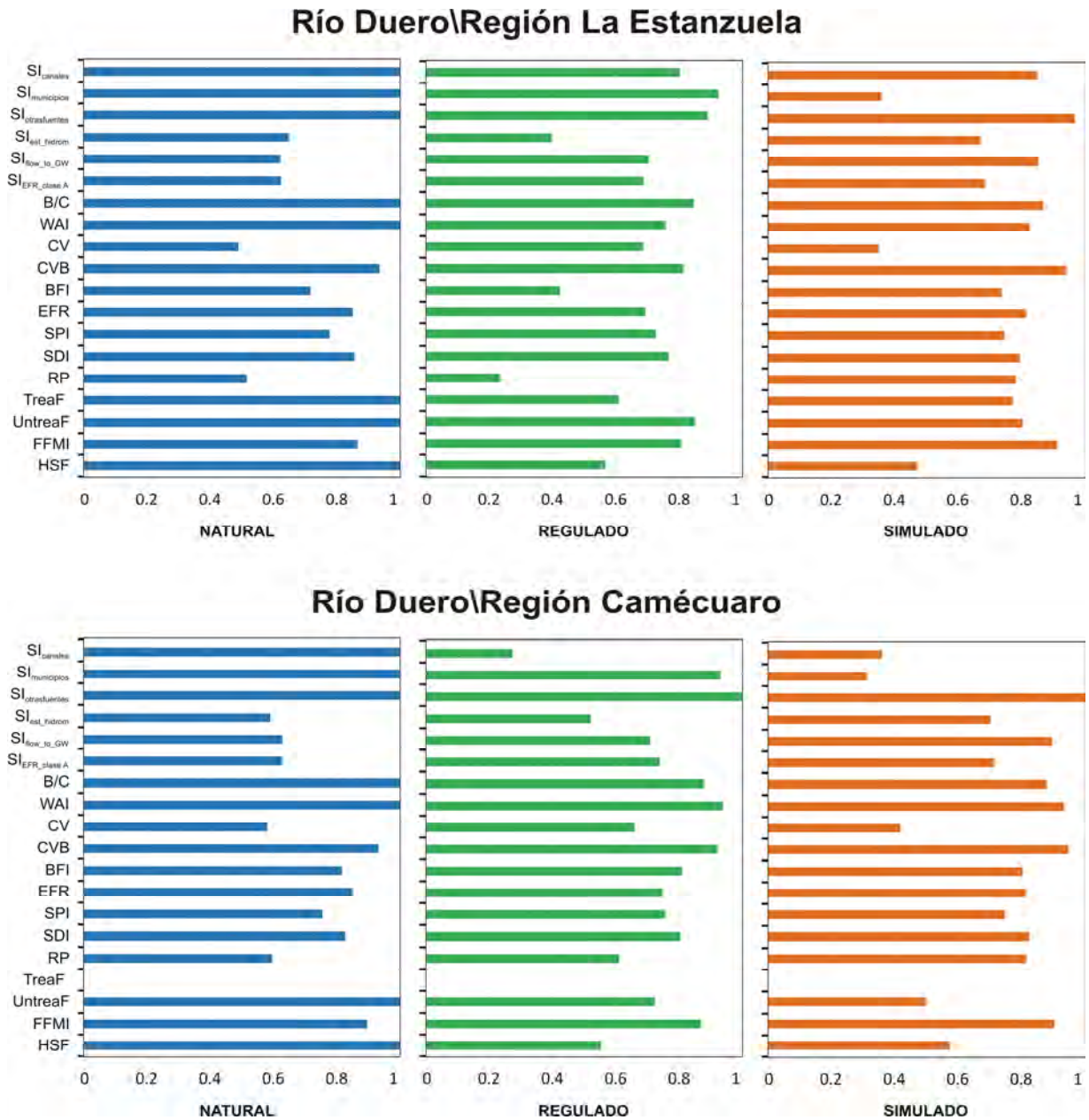
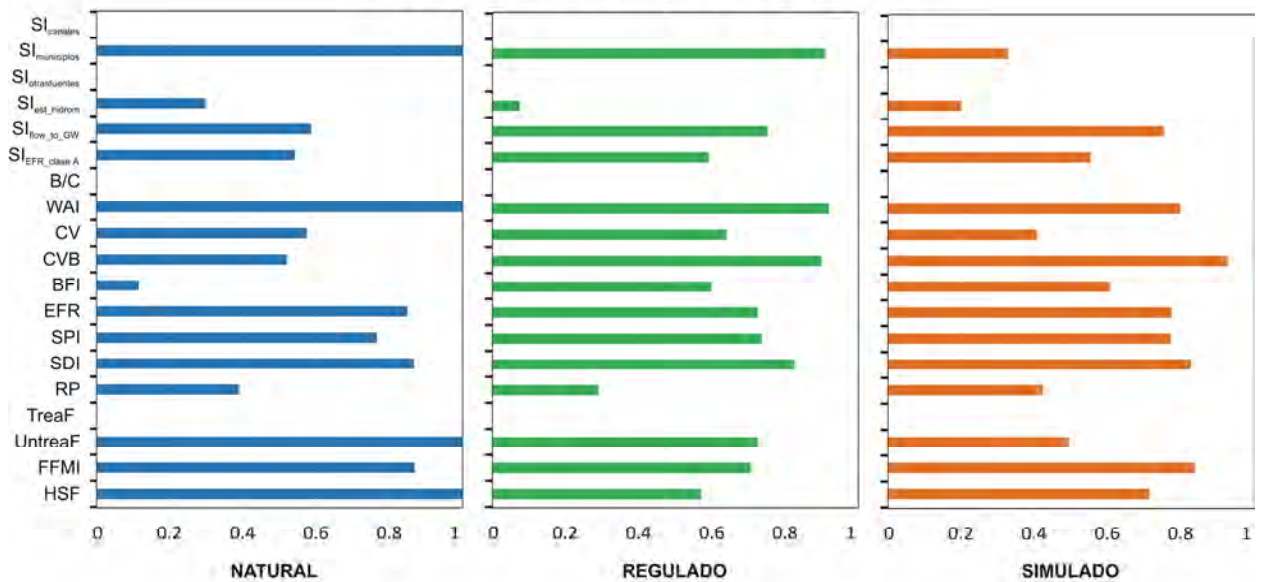


Figura 16. Evaluación individual de los índices que determinan el IPGC en las regiones a) La Estanzuela y b) Camécuaro.

Río Tlazazalca\Región Urepetiro



Río Celio\Región Tenguecho

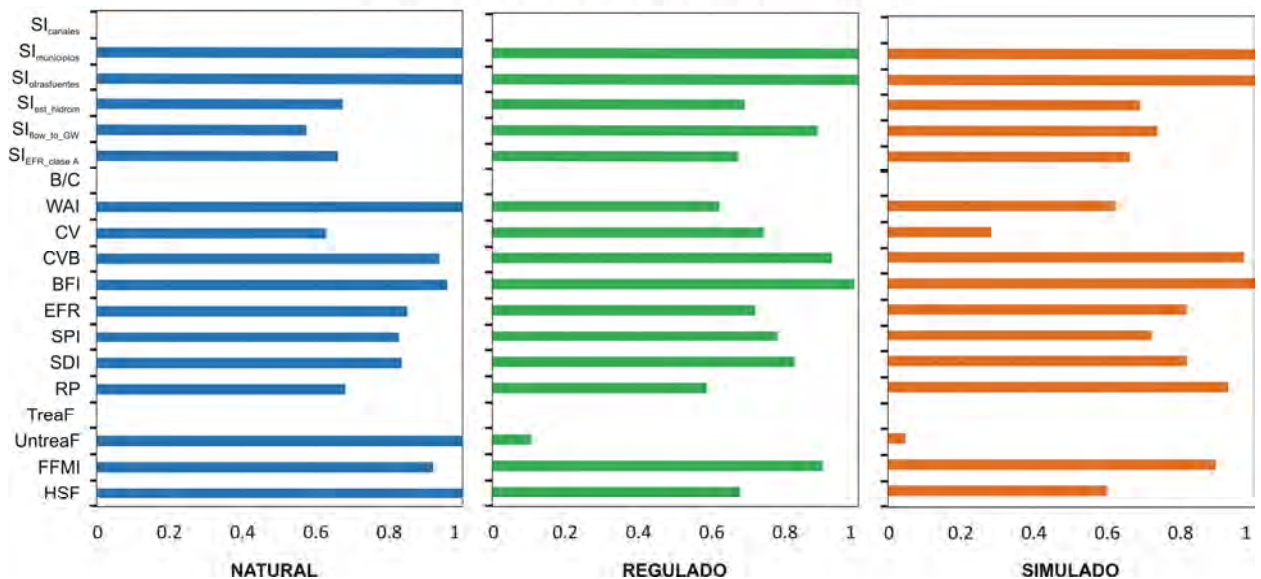


Figura 17. Evaluación individual de los índices que determinan el IPGC en las regiones c) Urepetiro y d) Tenguecho.

Estos índices calculados evalúan de forma independiente a cada uno de los recursos pertenecientes a cada región de análisis. Estas regiones fueron conformadas a partir de la distribución de los recursos en la CRD. Por ejemplo en las regiones Urepetiro y Tenguecho (Figuras 17c y 17d) no incluyen la evaluación de los índices $SI_{canales}$ y B/C, así como del factor

TreaF, por no haber elementos relacionados al riego (canales de riego-cultivos) y al tratamiento de agua. Las Figuras 16 y 17 muestran la evaluación de los índices en tres categorías definidas para contrastar el comportamiento entre un periodo referente (natural), otro considerado de mayor desarrollo (regulado) y un tercer periodo *status quo* (o simulación). Esta comparación de resultados, pretende ilustrar que los recursos en el periodo natural (1936-1955) presentaban mejores condiciones y mejores evaluaciones en contraste a los otros dos periodos.

Analizando la Figura 16a que es una representación promedio de toda la CRD, indica que a mayor valor de SI (índice de sostenibilidad) o a medida que tienda a 1, se cumplirán los requerimientos esenciales (confiabilidad, resiliencia y vulnerabilidad) para el abastecimiento de la demanda de agua, caso contrario a menor valor de SI, no se cumplirán los requerimientos para que el suministro de agua disponible que cubra la demanda de agua. En el índice de disponibilidad de agua (WAI) la evaluación mayor fue de 1 en periodo natural, que indica que a medida que tienda a 1 habrá agua suficiente (disponibilidad) para satisfacer la demanda, en caso contrario como fue en los periodos regulado y simulado indica que a medida que tienda a 0 no habrá suficiente agua para satisfacer la demanda. Con respecto al índice del flujo base (BFI) a medida que tienda a 1 los ríos presentaran caudal por largos periodos de tiempo (referido a ríos perenes), caso contrario serán ríos intermitentes cuando el BFI tienda a 0 (los ríos presentaran caudal en cortos periodos de tiempo). Como es el caso de la Figura 11e que hace referencia al río Tlazazalca, que es un río intermitente. El resto de las Figuras 10b, 11c y 11d, están referidos a los ríos Duero y Celio (ríos que todo el año llevan agua). En general, el índice de precipitación estandarizada (SPI) serán unas condiciones climatológicas húmedas y sin presencia de sequía a medida que tienda a 1, y serán unas condiciones climatológicas con presencia de sequía a medida que tienda a 0. Con respecto al periodo de retorno (RP) se estableció el criterio que a medida que tienda el valor a 1 se evaluará como una situación favorable de los caudales máximos calculados para diferentes periodos de tiempo; en caso que el RP tienda a 0 se evaluara como una situación desfavorable de los caudales mínimos calculados para diferentes periodos de tiempo, como es el caso de los caudales del río Tlazazalca con menor evaluación a comparación de los ríos Duero y Celio. En caso del factor volumétrico con tratamiento (TreaF) se interpretara como una condición deseable cuando el caudal vertido sobre el río tienda a 1, es decir, el caudal vertido al río es en menor proporción con respecto al caudal que lleva el río. A medida que el factor de hábitat disponible útil (UAHF)

tienda a 1 el hábitat de las especies ícticas se verá incrementado, así como de pocos cambios en el régimen de caudales, como fue en el caso de los ríos Duero, Celio y Tlazazalca de las Figuras 16 y 17 (periodo natural). Caso contrario, a medida que el factor UAHF tienda a 0 el hábitat de las especies se verá disminuido, con cambios en el régimen de caudales como se ve en las Figuras 16 y 17 periodos regulado y simulado.

Cabe indicar que de cada índice contiene su propia escala de evaluación, por lo que fue necesario para este índice (IPGC) homologar u homogenizar los valores ya obtenidos. Para consultar mayor información, en la Tabla 5 se indican las referencias originales de los índices que fueron utilizados, con excepción de los factores propuestos.

3.2 Índices para ejes y perspectivas del prisma

Las Figuras 18 y 19 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 considera 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 del agua, donde también se considera 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 usos/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 18 y 19).

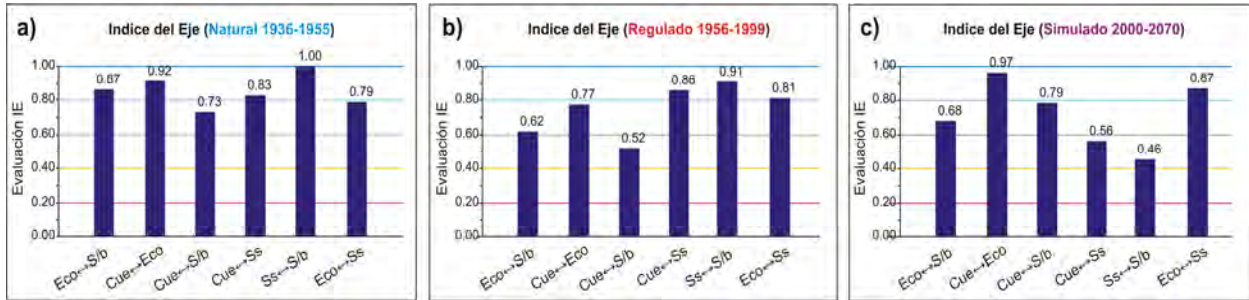


Figura 18. Evaluación del índice del eje (IE) en periodo natural, regulado y simulado. (Lectura de escala, tomado y modificado de Shelton (2010): $1.00 \geq \text{ejemplar} \geq 0.91$; $0.90 \geq \text{aceptable} \geq 0.81$; $0.80 \geq \text{marginal} \geq 0.61$; $0.60 \geq \text{inadecuada} \geq 0.41$ y $0.40 \geq \text{inaceptable}$).

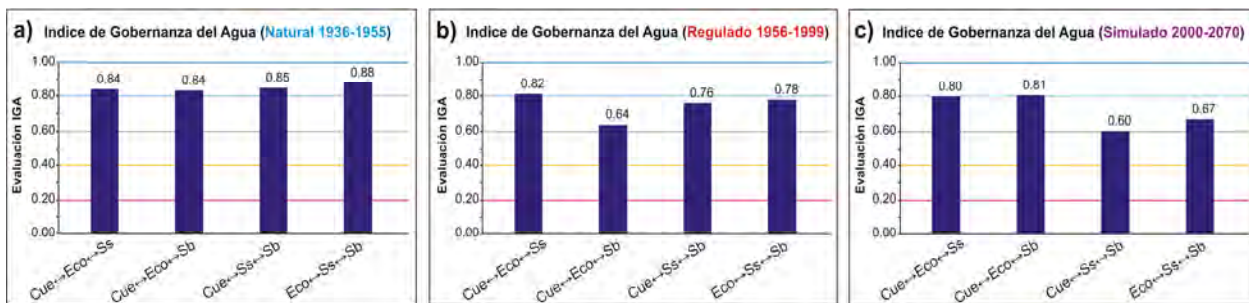


Figura 19. Evaluación del índice de gobernanza del agua (IGA) en periodo natural, regulado y simulado.

En la evaluación del periodo de simulación (Figura 18c), 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 19a), 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 de la salud y el bienestar la de mayor disminución (Figura 19b). De acuerdo con el escenario de simulación, habrá disminución en el resto de las perspectivas (D, C y A); y recuperación posterior en la Perspectiva B.

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

En la CRD se utilizaron cuatro estaciones hidrométricas que funcionaron como sitios referentes de control a los procesos hídricos y ambientales que se suscitan en las subcuencas aguas arriba. Estas estaciones aportan información, que podrá ser analizada a nivel regional; además del régimen de caudales e identificar zonas donde se ejerce mayor presión sobre el río. Por ejemplo, para el [Environment Canada \(2013\)](#) con los datos hidrométricos se puede emplear la información en predicción de crecidas, gestión regional del agua, planificación y diseño de infraestructura, estudios de impacto ambiental, investigación sobre el cambio climático, entre otros aspectos como riego y drenaje, hidroelectricidad y propuestas de caudales ambientales. Según [Pyrce \(2004\)](#) la hidrometría es una actividad relevante, en la que gestores de recursos hídricos y académicos están constantemente involucrados. En función a esta importancia, que tienen las estaciones hidrométricas se definieron cuatro regiones de evaluación en la CRD. La Figura 20 muestra la evaluación final del IPGC, para el periodo de análisis natural, regulado y simulado en la CRD.

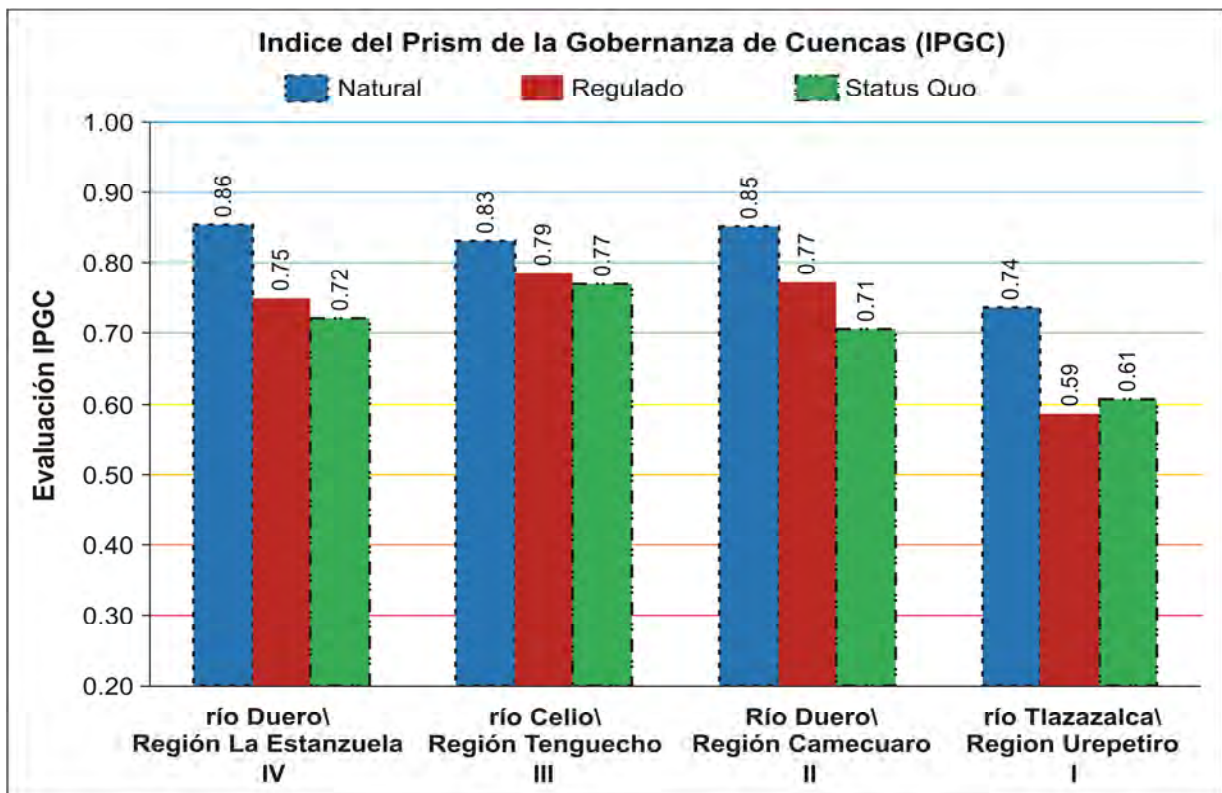


Figura 20. Evaluación global del IPGC para cada una de las cuatro regiones propuestas en la CRD; presentado en tres diferentes periodos de análisis: natural, regulado y simulado.

En las Figuras 20 y 21, se observa que la Región Urepetiro “I” (representativa de cuatro subcuencas 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 contar con un río en 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 Camécuaro, 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 contar con un río en 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 que 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.

Para [Loucks et al., \(2005\)](#) los gestores de recursos hídricos necesitan tener estimaciones de caudales en cada sitio donde se deba gestionar. Estos caudales pueden basarse en registros históricos medidos en estaciones de aforo o de resultados de modelos matemáticos. Para generar políticas de gestión, los caudales deben ser los ocurridos en condiciones naturales, también llamados caudales naturalizados. Estos caudales, muestran un referente de comparación con las acciones tomadas aguas arriba, tales como derivaciones, regulaciones y

almacenamiento, que son acciones que alteran los caudales naturales. En las Figuras 16, 17 y 20, se muestra la comparación entre los resultados obtenidos de evaluar el IPGC y los índices de gestión en tres diferentes periodos de análisis: natural, regulado y simulado.

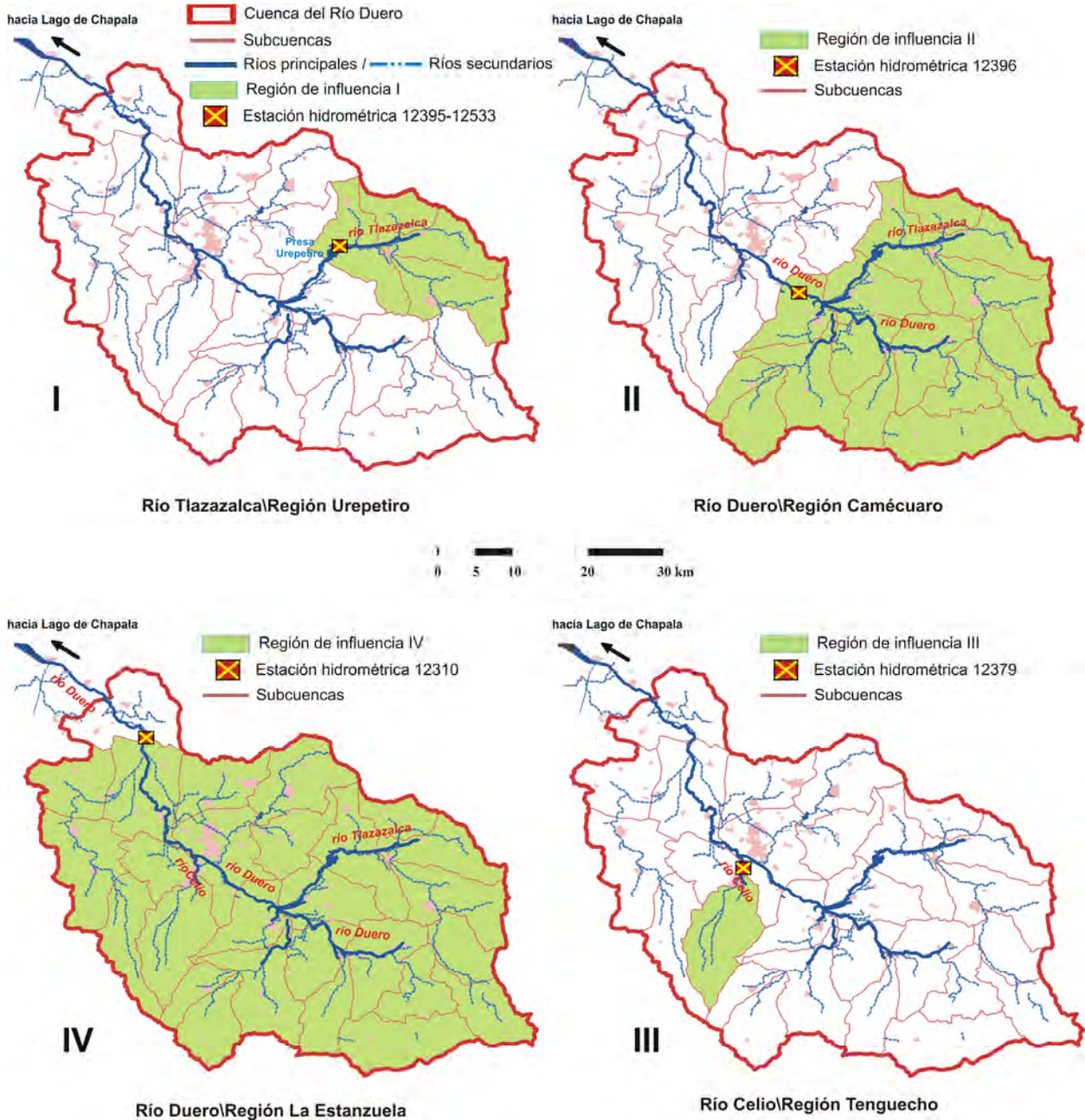


Figura 21. Evaluación promedio del IPGC por región.

La Figura 22 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 21)

plasmados en el PGC. Donde el IPGC es de 0.75, evaluado como marginal, que de acuerdo con la escala propuesta se requerirán mejoras 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 (Índice 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 (Índice del Eje)**

Eco↔Sb = 0.62

Cue↔Eco = 0.77

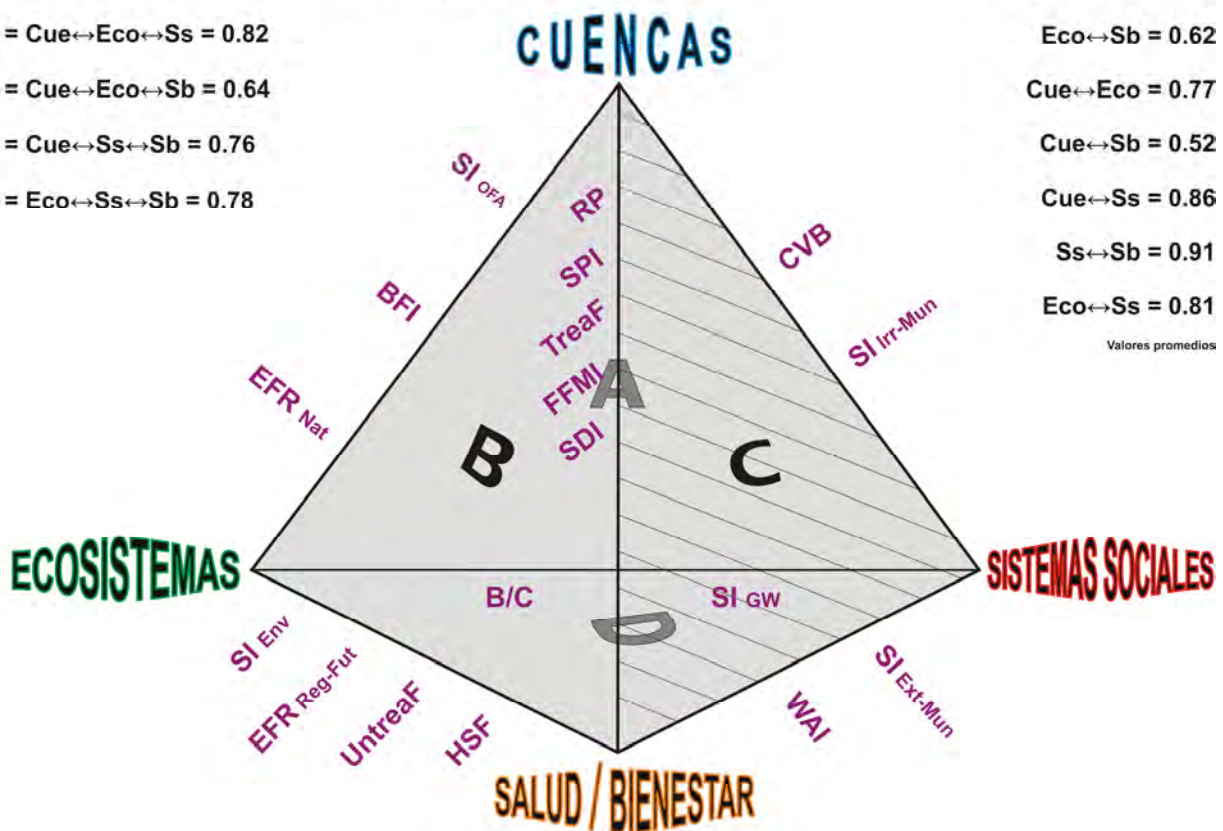
Cue↔Sb = 0.52

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 para potenciar los recursos)
0.80 ≥ 0.61	Marginal (mejoras significativas se necesitan en múltiples áreas)
0.60 ≥ 0.41	Inadecuada (muchas áreas de mejora son necesarias)
0.40 ≥ 0	Inaceptable (ya es una situación insostenible)

Prisma original de Parkes *et al.* (2010), modificado con los índices para los fines de este proyecto.

Escala tomada y modificada de Shelton (2010).

Figura 22. Presentación de resultados (IPGC, IGA, IE) para el periodo regulado.

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

La Figura 23 muestra el resultado gráfico del escenario 1 de simulación. Las Figuras 23a y 23c 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 23b y 23d presentan el comparativo de los volúmenes de escurrimiento y comportamiento tendencial temporal para las cuatro estaciones hidrométricas (EH) de aforo (Urepetiro, Camécuaro, Jacona y La Estanzuela).

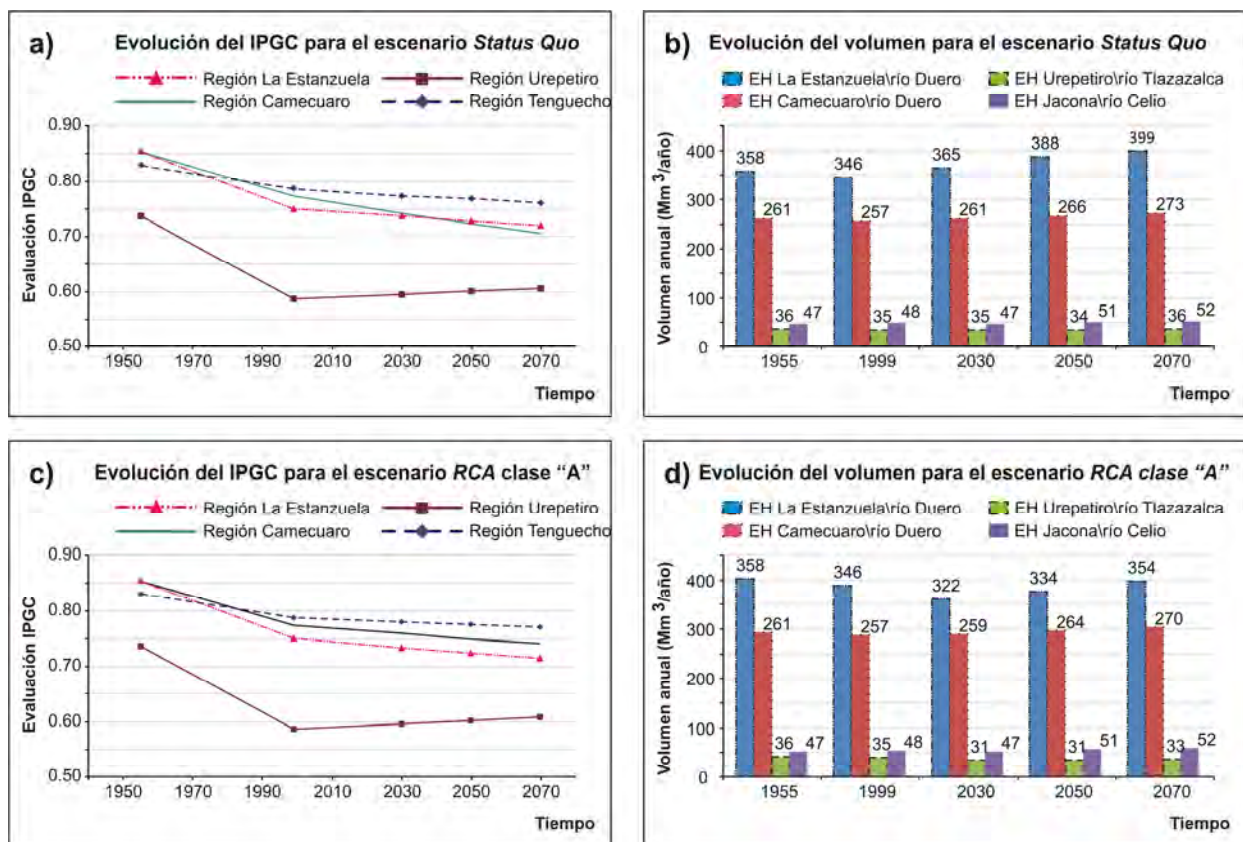


Figura 23. Evaluación y tendencia del IPGC y de los volúmenes de escurrimiento.

Durante el periodo natural (Figura 23a) 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 23c 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 23a, con excepción de la curva región Camécuaro, 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 23b muestra la variación temporal de los volúmenes de escurrimiento simulados para cada estación de aforo. En comparación con la Figura 23d 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 23b). 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 Camécuaro y La Estanzuela se establecen en la Figura 23d los volúmenes ambientales clase "A". Cabe indicar que la estación hidrométrica La Estanzuela (Figura 23b) 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 23b.

3.5 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 promedio 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		
17.5 (°C)	18.6	19.1	20	906 (mm)	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	Δ (%)	+0.7	-0.88	-2.6		

*: MPIECHAM5 (B2) y UKHADGEM1 (B2), modelos de circulación general obtenidos del Centro de Ciencias de la Atmósfera - 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 (-0.9%) 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.

Histórico		MPIECHAM5 (A2)*			Histórico		MPIECHAM5 (A2)*		
1950-2000	2030	2050	2070	1950-2000	2030	2050	2070		
17.5 (°C)	18.6	19.4	21	906 (mm)	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	Δ (%)	+0.3	+1.3	+4.3		

*: MPIECHAM5 (A2), modelo de circulación general obtenido 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.

La Figura 24 muestra la evaluación y comparación del IPGC para los escenarios: *status quo*, de emisiones de cambio climático (B2, A2) y del 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 23a, 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 24b mostró 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 24f 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 24e, se observó que el escenario de CC-B2 varió 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 24h), incluida con la propuesta ambiental, no mostró cambio significativo en comparación a la referente Figura 24g, por lo que no se ve impacto climático relevante para la CRD.

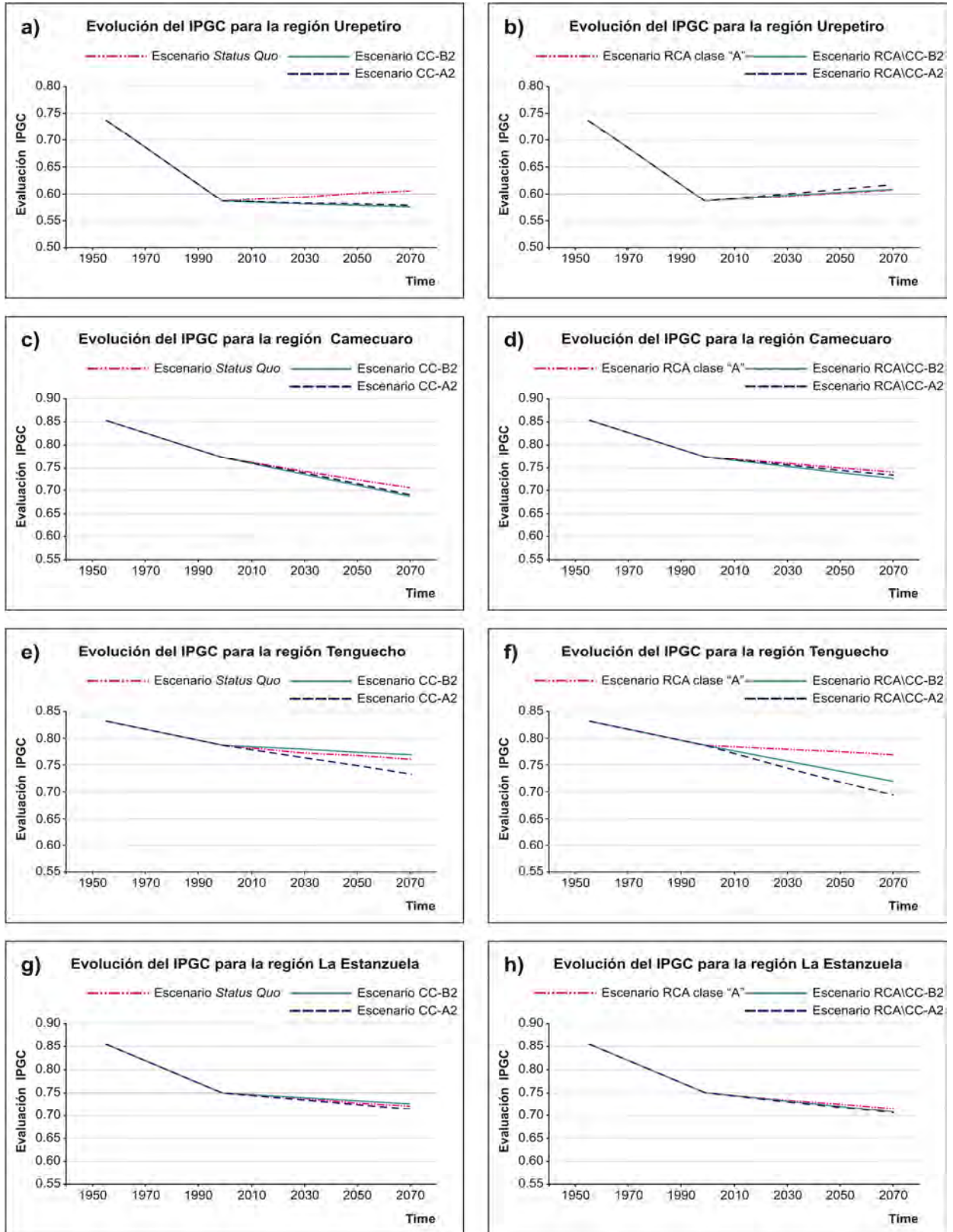


Figura 24. Comparación del IPGC entre escenarios de simulación.

La Figura 25, 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 climáticas 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 25a 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 Camécuaro, 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 Camécuaro) y río Celio presentan comportamiento similar a las figuras de la izquierda (Figuras 25c y 25e); suponiendo 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 25b y 25h, presentan disminución hasta el 2030, posteriormente las curvas del escenario ambiental y de emisiones ascienden continuamente hasta 2070.

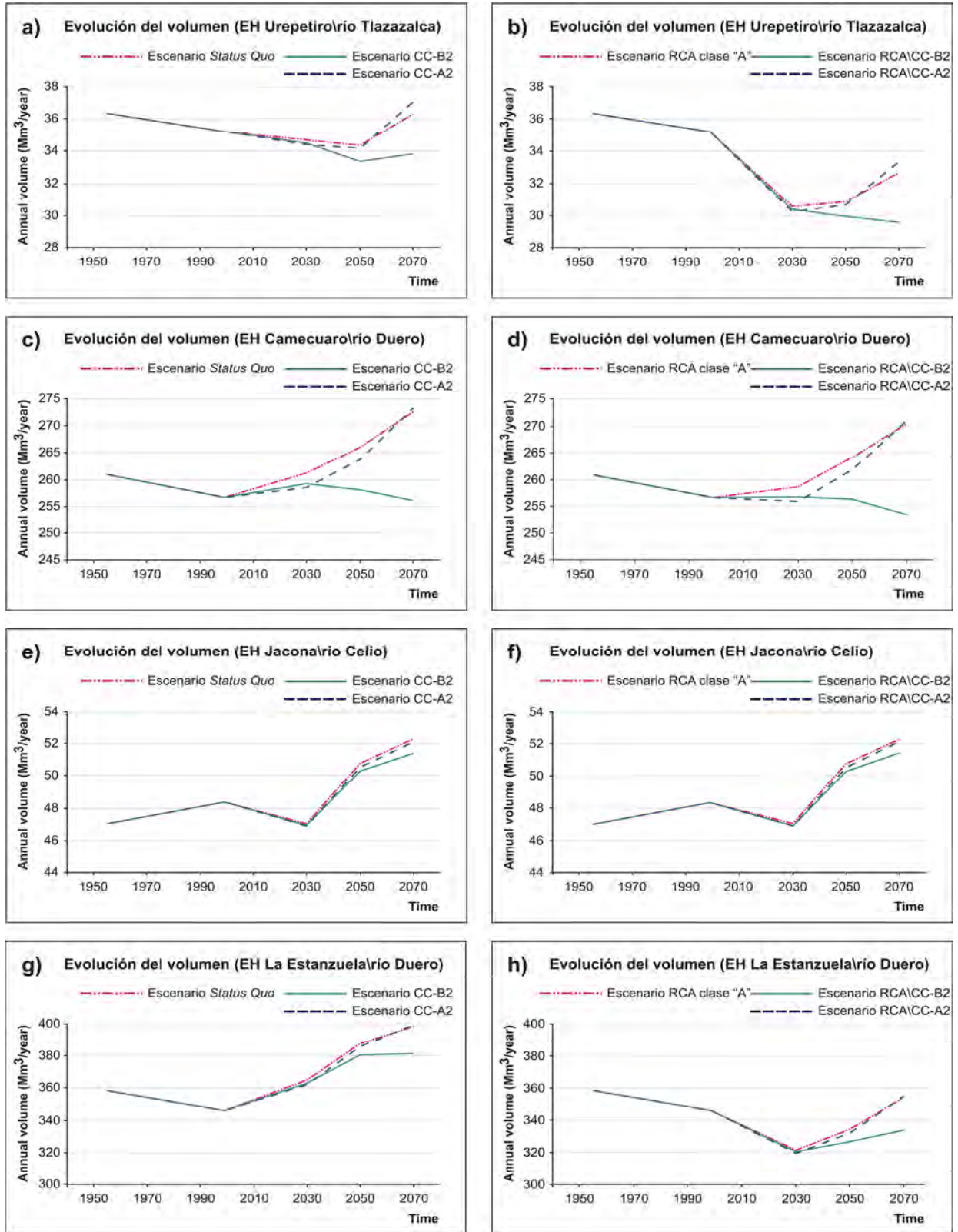


Figura 25. Comparación de volúmenes de escurrimiento entre escenarios de simulación.

3.6 Escenario 3: Fluctuaciones en el volumen de extracción

La Figura 26 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 26a 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 26b) 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 26d) 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 26c y 26e) muestran descensos graduales en las evaluaciones, estando dentro de condiciones marginales.

De manera semejante las figuras restantes están asociadas con el bombeo en la cuenca. La Figura 26f 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 26f), el volumen en el río Duero varió de 0.3 a 6% del volumen referente de 1999 (346 Mm³/año; Figura 26g); 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 26i) 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 ejerce influencia moderada en el río. Para esto, cabe indicar que la demanda por bombeo de los 429 pozos de extracción quedó agrupado por municipio/sub-cuenca, lo cual simplificó el esfuerzo y análisis al tener que definir cada uno de estos; quedando así, vinculados solo 20 nodos de agua subterránea (de los 27 que fueron vinculados a celdas de MODFLOW). Es probable que en otro escenario definiendo específicamente a cada uno de los 429, se tenga otra aseveración con respecto a la influencia del bombeo en el río principal. Finalmente, en ambos casos la evaluación del IPGC es marginal (figuras h y j).

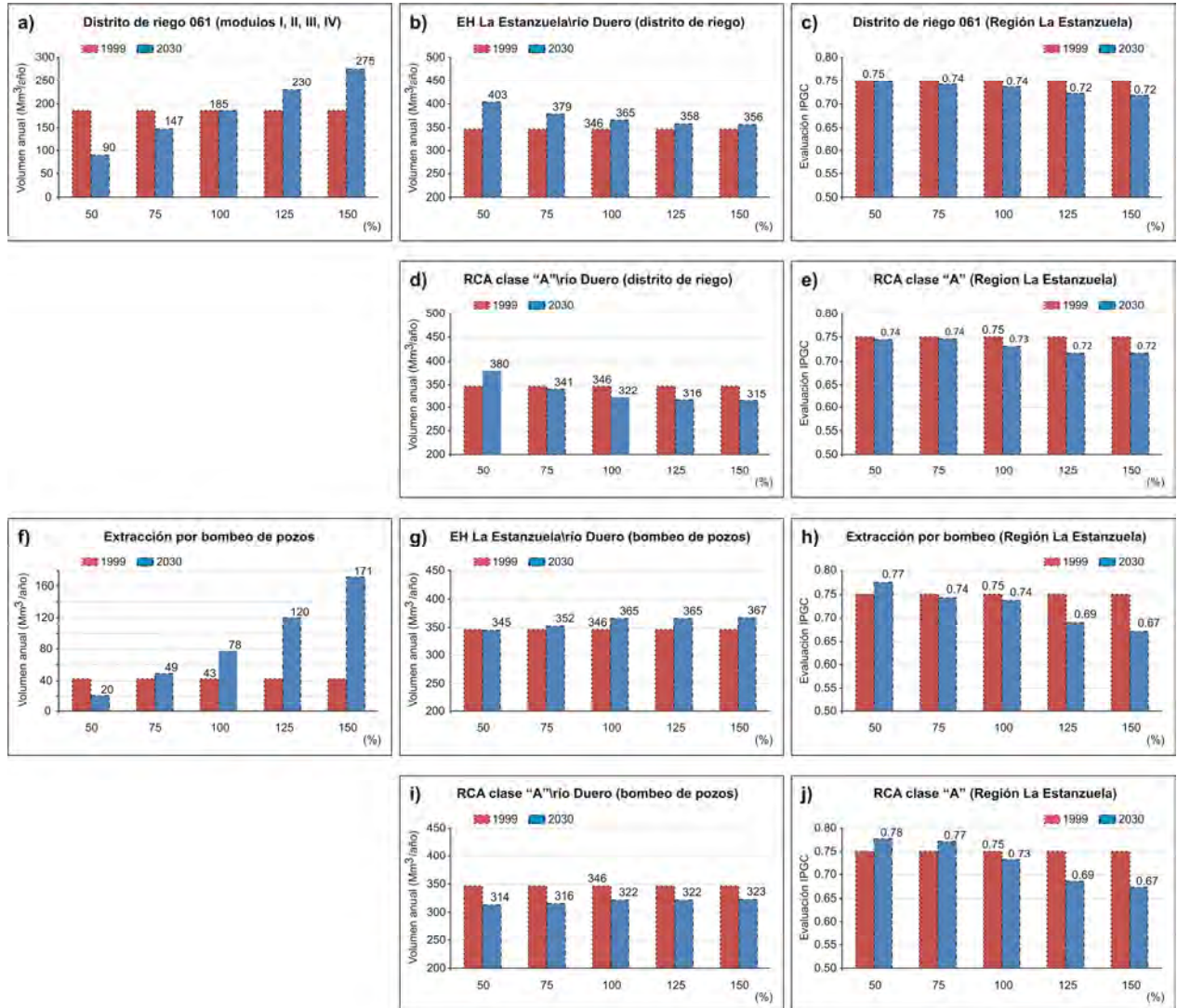


Figura 26. Vinculación entre agua superficial (irrigación) y subterránea (bombeo).

3.7 DISCUSIÓN

A través de la implementación numérica del marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) fue posible 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 implementar. 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. Estas evaluaciones son ejemplificaciones y quedan a criterio de los interesados en el cuidado y protección de los recursos de la cuenca, incluyendo actores sociales, gestores del agua y habitantes de la misma.

En las Figuras 18, 19 y 20 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 y los actores sociales se ponen 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 que se presentan en 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 una falta de planeación que a la ausencia misma de los propios recursos ([Twin2go, 2011](#)). Para

Bunch y 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 sostenibilidad y equilibrio en la CRD (Figura 27). Se considera que las problemáticas expuestas, influyen o repercuten en la evaluación de los índices de gobernanza, o bien los índices de gobernanza evalúan el comportamiento 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 27, del cual no se descarta la incorporación de índices más específicos, como el propuesto por Gupta *et al.* (2010) con la rueda de la capacidad adaptativa. Con las problemáticas que a continuación expondremos, podemos asociar él porqué se obtuvo en la cuenca (Región La Estanzuela) la evaluación de marginal (mediante el uso del IPGC). De igual manera, se considera que durante el periodo natural 1936 a 1955 (utilizado para este proyecto), no era tal ésta cantidad de problemáticas. La evaluación del IPGC para el periodo natural fue de aceptable (0.86).

Primer eje. Interacción “ecosistemas y salud y 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 muy serio para los pobladores. 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 y público urbano, por lo tanto, es necesario realizar análisis detallados de la composición química, física y microbiológica 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 vegetación acuática con predominancia de lirios, deteriora la biota acuática y provoca disminución en la concentración de oxígeno disuelto (Velázquez *et al.*, 2005).

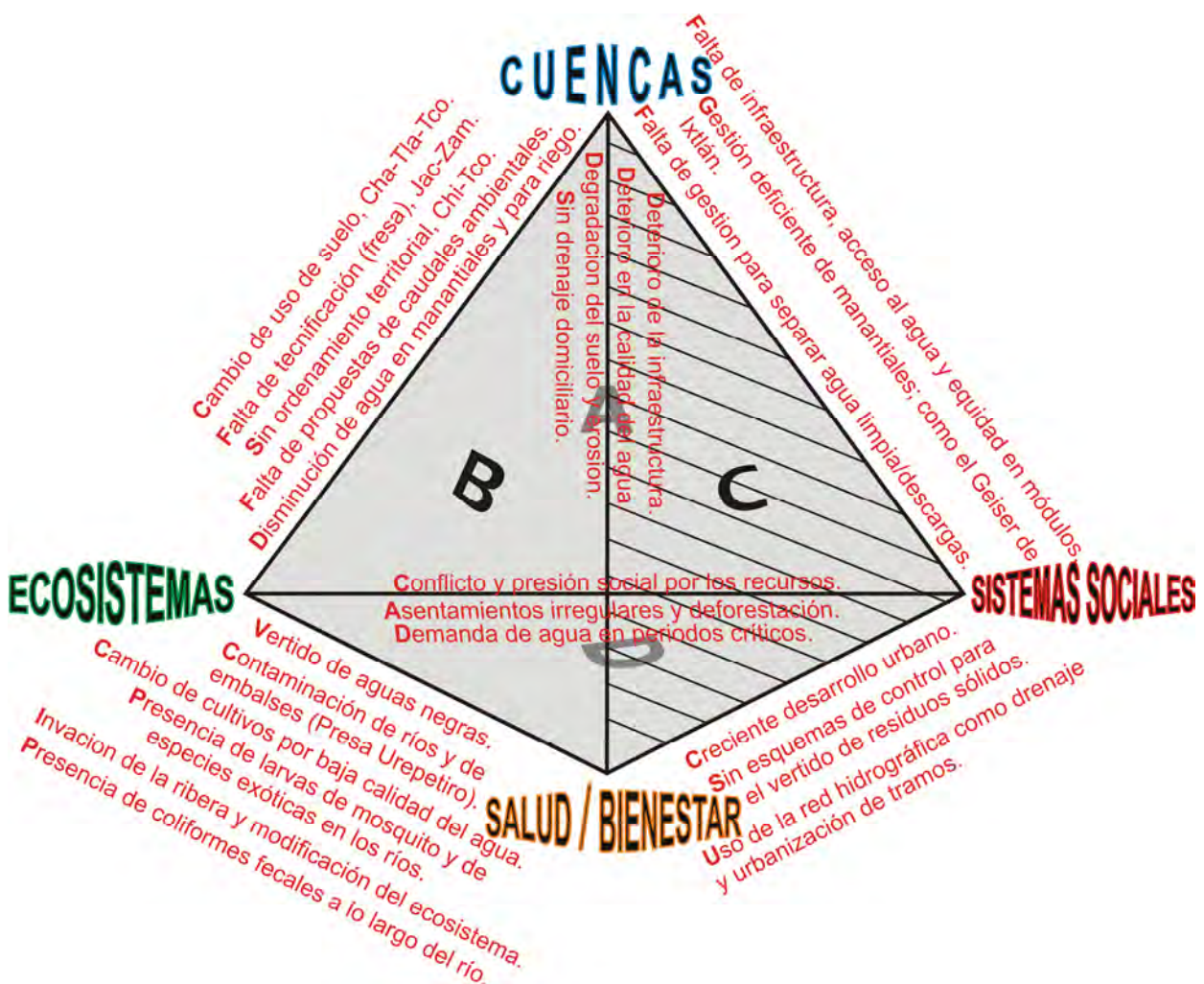


Figura 27. Vinculación entre los ejes del PGC junto a las problemáticas de la CRD. Prisma tomado de Parkes *et al.* (2010) y modificado con información de CONAGUA-IPN (2009), POGCEM (2012) y Velázquez *et al.* (2005). Municipios: Jacona (Jac), Zamora (Zam), Chilchota (Chi), Tangancicuaro (Tco), Tlazazalca (Tla), Tangamandapio (Tmp), Chavinda (Cha), Ixtlán (Ixt).

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, degradación 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 y bienestar”. En la CRD se han señalado condiciones de degradación en la calidad del agua y de 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 Purépero 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 (para abasto a la población) 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 y 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 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 en el ambiente, siendo común la acumulación de residuos sólidos a orillas de ríos y afluentes (CONAGUA-IPN, 2009) lo que provoca 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 los pozos de Zamora, por lo que adquiere mayor importancia. La presión social por los recursos pone de manifiesto el enfoque de gestionar el agua en 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 explotación a través de pozos en áreas pequeñas, y provocado uso intensivo 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; sobre todo con la falta de conciencia para mejorar y hacer buen uso de los recursos naturales.

Estas problemáticas, 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 sociales a participar y organizarse para lograr la sostenibilidad y el equilibrio en 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. 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 28, se muestran algunas propuestas o alternativas de solución, que contribuirán a fomentar la transición a la sostenibilidad y la salud ambiental en la CRD; figura elaborada con información de trabajos realizados (durante los últimos 15 años) 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 le impactan; estas medidas de mejoramiento se prevé que tendrán efectos favorables en la gobernanza de la cuenca y una mejor evaluación que se reflejan a través del IPGC.

Perspectiva A (gobernanza del agua para el desarrollo sostenible) (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, así como recuperar la biodiversidad local. Para alcanzar acuerdos es necesario mayor participación y mejor organización intermunicipal para el cuidado de los recursos a través de políticas públicas

más adecuadas y acordes con la realidad. La modernización de las actividades agropecuarias no solo optimizará el uso del agua sino que ayudara a propiciar una disminución de la contaminación (CONAGUA-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

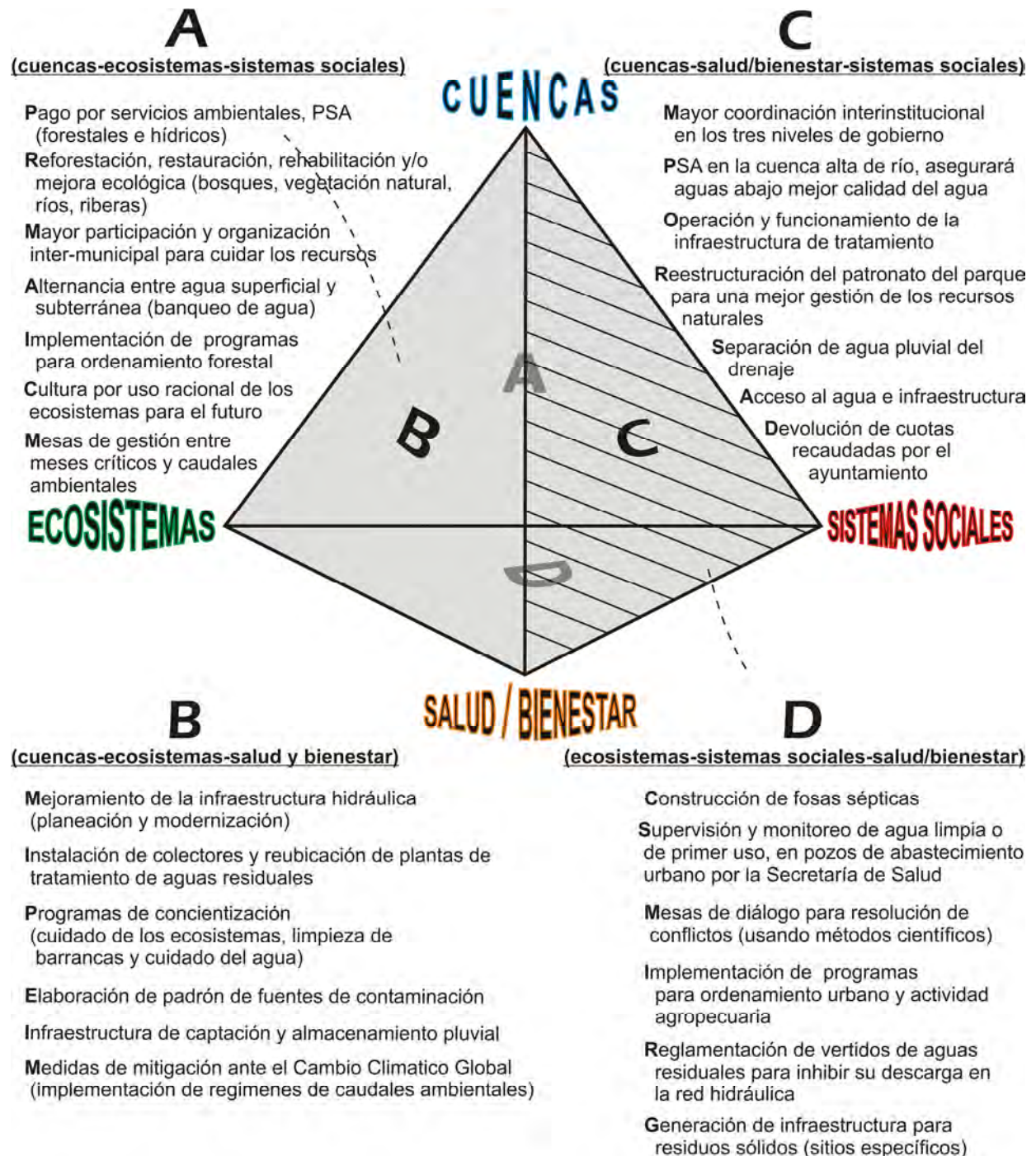


Figura 28. Perspectivas del PGC y propuestas encaminadas a mejorar la sostenibilidad y resiliencia de los recursos en la CRD. Prisma tomado y modificado de Parkes *et al.* (2010).

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 del inminente cambio climático. Debido a que estos caudales pueden continuar manteniendo y conservando la funcionalidad y la estructura de los ecosistemas, así como del entorno (hábitats, riberas, acuífero), además de aumentar la resiliencia y reducir la pérdida de integridad ecológica. Armas-Vargas *et al.* (2017) 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, 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 Tangancúaro) 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 de aguas 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, por lo que 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 mediante retribución económica para evitar el uso y vertido de detergentes al río; además de 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 Camécuaro (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 propuesta de fomentar el uso de fosas sépticas en pequeños poblados, por lo que es necesario la realización de estudios de factibilidad y el apoyo económico para su uso (en la parte alta de la cuenca hay lugares que cuentan con este servicio, como en Chilchota) (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. Así como la NOM-127-SSA1-1994 que establece la normativa en materia de calidad del agua para uso consumo humano. Para Pimentel *et al.* (2011) es conveniente practicar análisis bacteriológicos y los referentes a otros contaminantes como metales pesados y orgánicos. Por otro lado, con el objeto 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 es posible mencionar 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 qué, 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 propiciándolos.

Así como en la CRD se identificaron periodos de tiempo y lugares (regiones) con evaluación de la gobernanza del agua de tipo marginal, también se identificaron 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 explotación intensiva de los recursos naturales. La gobernanza del agua se establece por la capacidad que tengan las organizaciones del agua para promover el aprovechamiento sostenible 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 academia, contribuirá a mejorar la gobernanza del agua en la cuenca (Figura 29). 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/proviene 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 con la evaluación obtenida del IPGC, es posible preguntar, por qué tenemos esa evaluación? Qué es lo que estamos haciendo bien o dejando de hacer para tener esta evaluación? [Brandes y 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 sostenibilidad en la CRD, como se muestra en las perspectivas de gobernanza del agua de la Figura 28.



Figura 29. Participación de actores en la gobernanza de cuencas (Figura tomada de Loucks *et al.*, 2005).

En la Figura 29 de acuerdo a Nava (2013) se ilustran los actores sociales 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 la zonas aledañas

al río, en zona urbana o rural; agricultores, ganaderos, pescadores, 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 del medioambiente, así como organizaciones internacionales, entre otros actores que desempeñen y representen un rol importante relacionado con los recursos hídricos.

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, es posible 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 de mejorar la gestión del agua, la infraestructura hidráulica, la recuperación ambiental de la cuenca y contribuir a la solución de conflictos asociados con 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, es de suponer 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 18b, 19b y 27 se puede suponer que existe 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 18b (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 27) 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 prisma Eco–Sb (Figura 27) 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 poder incorporar en la Figura 27 otras temáticas (siendo de momento 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 27 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 27) presentan una menor densidad de problemáticas con tres por cada eje (Ss–Sb y Cue–Ss).

En las Figuras 19b y 27 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 27). Cabe indicar que las problemáticas distribuidas en los ejes, no necesariamente tienen que cumplir con una misma proporción; simplemente la concentración de las problemáticas son función de los temas que se abordan en la gestión local de la cuenca, por ejemplo, la mayoría de los documentos consultados en la CRD, para sostener esta tesis están más orientados a aspectos referentes a ecosistemas y cuencas. En el periodo regulado (Figura 19b) el IGA disminuyó notablemente en comparación con el periodo natural (Figura 19a), 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 27 se observan algunas problemáticas que afectan el desarrollo sostenible en la cuenca, para lo cual se requerirán hacer mejoras, como mejoramiento a la infraestructura hidráulica, cuidado de ecosistemas, identificar fuentes de contaminación, etc., (Figura 28) 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 y 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 y Anputhas, 2006).

Para el desarrollo de los escenarios ambientales (Figuras 23 a 26), 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 25h funciona como umbral natural de la Figura 25g, 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 25g y 25h. De acuerdo al SEI (2014) y Smakhtin y Anputhas (2006) lo que esté por debajo de este umbral (natural, en este caso) se puede suponer que se estará abordando otras categorías ambientales o escenarios de demanda de agua ambiental. Cabe indicar que los resultados de las Figuras 23 a 25 están presentados en escala de tiempo anual, si bien resta detalle al momento de visualizar otro comportamiento de tiempo (mensual), 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 Camécuaro. 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 con [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 para uso consumo humano; reglamentación y cancelación de vertidos de aguas residuales a 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 el bombeo. Como ya se indicó, con respecto a ésta actividad, se observa que la extracción por bombeo ejerce una influencia moderada en el río, refiriendo que el río (Duero) en la zona central de Zamora no sea en su totalidad sino parcialmente un ecosistema dependiente del agua subterránea. De acuerdo al trabajo de [Armas-Vargas \(2010\)](#), determinó que en la zona central del distrito de riego el rango de profundidades varía de 1 a 10 m, y en Chavinda e Ixtlán entre 30 y 15 m, respectivamente. En el Valle de Guadalupe la profundidad del nivel estático fue de 30 a 50 m y en el Valle de Tangancícuaro de 1 a 25 m, lo cual para éste puede explicar él porque todo el año lleva agua el río Duero a la altura de la estación hidrométrica Camécuaro (Localidad El Platanal), así como también para el río Celio (región III Tenguecho), que es debido a los aportes de agua subterránea. Los volúmenes en el río Duero aumentaran 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 Camécuaro (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 Camécuaro) 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 Camécuaro ([Velázquez *et al.*, 2005](#)). Al inicio del valle de Zamora (mitad de la cuenca) hasta el Puente Camucuat (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 Camécuaro pasó de buena a regular (región Camécuaro); 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 de los interesados 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 (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 Costo-Beneficio (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 14 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 14 (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 de cuencas.

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

Con la incorporación de nuevos índices (Figura 30) 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 caso del Índice de Sostenibilidad (SI) que se utilizó en aforos de ríos, derivaciones y almacenamientos subterráneos; caso contrario al Índice de Precipitación Estandarizado donde se utilizó una sola vez. La Tabla 9 y Figura 30, muestran los índices que presentan relación uno a uno, con los ejes del PGC. Cabe mencionar que la forma de cuantos índices utilizar y cuales son más relevantes que otros, aún es tema para nuevas mejoras en torno a este trabajo de investigación; y poder así consolidar y robustecer más este planteamiento.

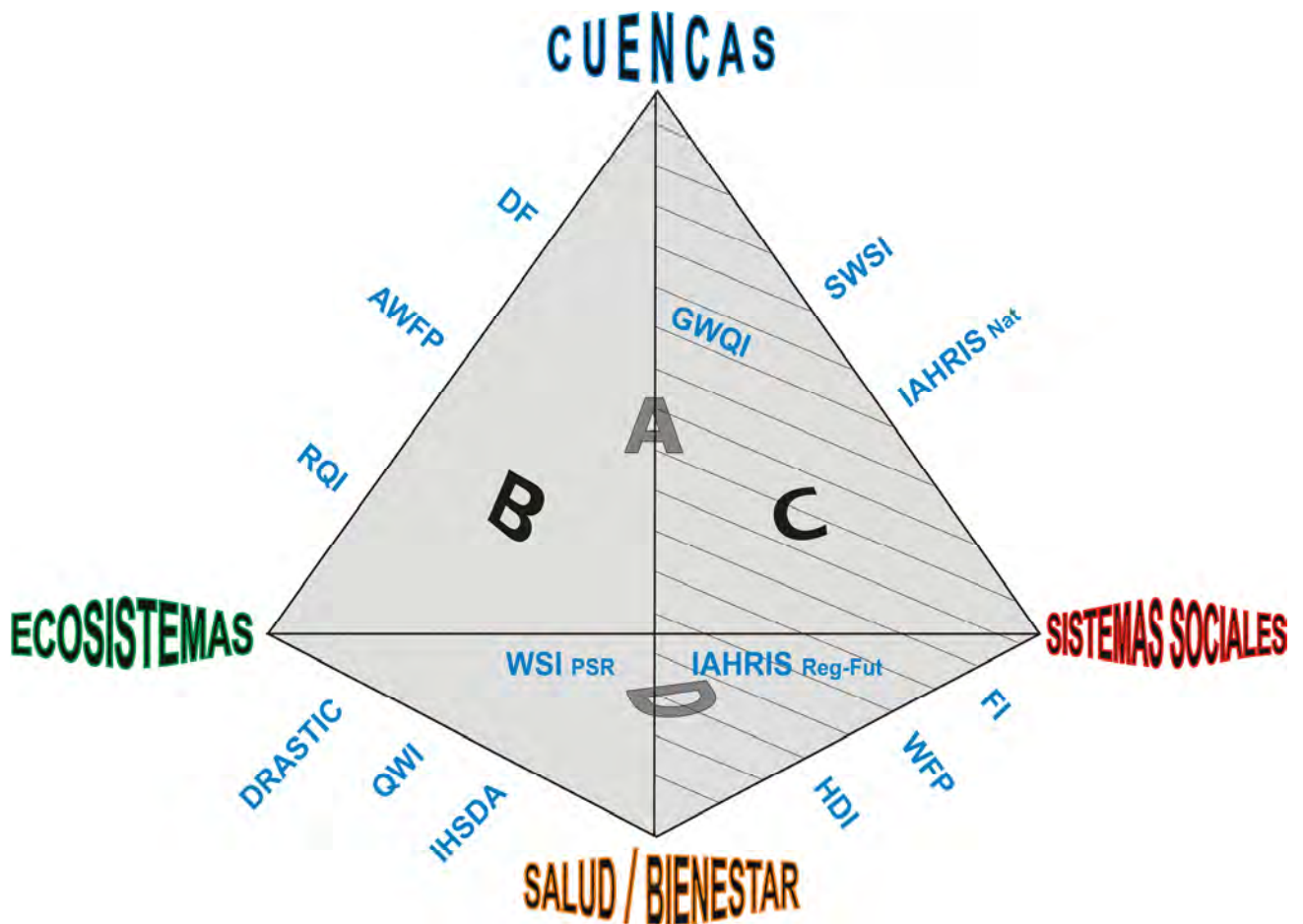


Figura 30. Índices adicionales a evaluar en fase próxima.
Prisma tomado y modificado de [Parkes et al. \(2010\)](#).

4. CONCLUSIONES

- ❖ Los métodos propuestos para evaluar el marco teórico del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (PGC) fueron adecuados para implementar y poder desarrollar el Índice del Prisma de la Gobernanza de Cuencas (IPGC). El cual se puede utilizar como un índice propositivo para determinar el estatus de la gobernanza del agua en una cuenca, mediante la evaluación de los recursos hídricos (como ríos, precipitación, hábitat fluvial, almacenamiento subterráneo, flujo base, entre otros). En sí, el IPGC es un valor consecuente de la efectiva o inadecuada gobernanza del agua que es ejercida en la cuenca, es decir, las malas decisiones desde la estructura de gobernanza (sociedad-gobierno-interesados) tendrán implicación directa en los recursos naturales y viceversa.
- El IPGC es funcional, porque la evaluación en cada región de estudio fue coherente o semejante a como se encuentra actualmente.
- El tiempo de implementación del IPGC en la CRD fue de aproximadamente tres años para esta tesis; sin embargo, con el interés de aplicarse en otra cuenca de estudio el tiempo puede optimizarse y reducirse, ya con la implicación de más participantes.
- Este proceso es factible de instrumentar para otras cuencas de estudio, siempre y cuando se cuente con un mínimo de información necesaria básica, para poder aplicar los índices de elección.
- La escala de cuenca para este caso de estudio fue utilizar como criterio de gestión, la delimitación y posición de las estaciones hidrométricas ubicadas a la salida de la cuenca.
- Los índices de evaluación previos a la implementación de los índices del prisma dependerán del criterio que adopten los involucrados e interesados al momento de elegir que recursos hídricos o ambientales se pretenderán evaluar.

- ❖ Adicional al IPGC, se cuenta con el Índice del Eje (IE) y el Índice de Gobernanza del Agua (IGA), en el cual el IE vislumbra el comportamiento y probables deficiencias que surgen entorno a las conexiones entre los cuatro vértices del prisma (cuencas, ecosistemas, salud/bienestar y sistemas sociales); con respecto al IGA, indica el posible estatus cuantitativo en el cual se encuentra la gobernanza del agua, identificando así, una efectiva o inadecuada gobernanza en los procesos referentes a las decisiones que giran en torno a los recursos de la cuenca.

- El IPGC puede referirse a que evalúa la consecuencia en los recursos, y no las decisiones que generan las consecuencias.

- Para poder evaluar el 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, una 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. Siendo las problemáticas señaladas en el PGC síntomas de gobernanza inadecuada; propiciada por la falta de interés y de participación autoridad-comunidad.

- Esta gobernanza inadecuada se puede asociar cuantitativamente con la evaluación obtenida por el índice de gobernanza del agua (IGA); como es el caso de la Perspectiva B, referida a la gobernanza del agua para los ecosistemas y el bienestar.

- Una buena gobernanza se puede vincular cuando las problemáticas son menores, como fue en el periodo natural de 1936-1955 cuando la actividad (agrícola-hidráulica) en la CRD no era tan intensa, obteniendo del índice IGA una evaluación aceptable.

- Es necesario seguir identificando los factores que limitan el alcance de una gestión eficiente de los recursos en la CRD, teniendo en cuenta que los esfuerzos realizados por la comunidad pueden ser potencializados para enfrentar esta crisis de gobernanza.

- 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 y hacer frente a estos síntomas.
- Las medidas citadas, plasmadas en las perspectivas de gobernanza del agua, ayudarán a reducir la problemáticas en la cuenca, mejorando así, la evaluación de los índices del prisma. Con éstas propuestas se favorecerá la resiliencia y sostenibilidad en los recursos de la cuenca.
- ❖ Con la incorporación del requerimiento de caudal ambiental se determinó que la actividad regulatoria promedio anual 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, para los ríos Duero y Tlazazalca. Si bien, este resultado es a nivel anual, es necesario presentar y analizar estos resultados a nivel mensual.
- ❖ La influencia del cambio climático en la CRD tuvo efectos más notorios a menor escala de cuenca que a mayor escala; como 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 Camécuaro 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; refiriendo que el IPGC muestra mayor sensibilidad ante la evaluación de pocos recursos hídricos, como son las regiones Urepetiro-Tenguecho, en comparación con las regiones Camécuaro-La Estanzuela que presentaron menor sensibilidad en las curvas de simulación obtenidas. Según [Monterroso et al. \(2014\)](#) el cambio climático en

la CRD presenta grado de estrés climático medio, baja sensibilidad y vulnerabilidad baja a media.

- ❖ Con respecto al río Duero, éste resultó 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 presento mejor evaluación cuando el volumen de bombeo disminuye y menor evaluación cuando el volumen aumenta.

- ❖ 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 y simulados.

- La correlación aceptable, visualizada a través de los coeficientes de *Nash-Sutcliff* y el *Agreement Index*, permiten referir que hay buen desempeño y rendimiento en el modelo al momento de comparar los caudales mensuales.

- Al trabajar con modelos matemáticos los resultados quedan y están sujetos a constante revisión, generando cambios y mejoras; incluso incorporar la participación a interesados en la gestión de los recursos hídricos de la cuenca.

- En ésta tesis, la CRD quedó dividida en 27 subcuencas, el cual se tornó tedioso, debido a que todos los cálculos generados por los modelos WEAP-MODFLOW, eran contabilizados en 27 iteraciones, más el número de años a simular, además del post-procesamiento de las corridas finales para visualizar los resultados, y multiplicado por los escenarios a simular, teniendo en consecuencia grandes volúmenes de datos. Por lo qué, se sugiere tomar en consideración los tiempos de ejecución de las corridas, a través de un procesador rápido; agrupar subcuencas y limitar las proyecciones de simulación. Así que para implementar el IPGC será función del tamaño de escala y del detalle que se requiera.

REFERENCIAS

- Abebe, A., y 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.
- American Society of Civil Engineers (ASCE). 1996. Hydrology Handbook, Manuals and Reports on Engineering Practice No. 28. Second Edition, ASCE. Reston, VA, USA. 824 p.
- 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.
- Anderson, M. P., y 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. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Ciudad 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., Kralisch, S. 2017. Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico. *Hidrobiológica* 27 (2): 185-200.

- Baker, V. R. 1977. Stream channel response to floods with examples from central Texas. *Geological Society of American Bulletin* 88, 1057-1070.
- Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). 2006. Comisión Nacional del Agua. Disponible en línea en:
http://www.imta.gob.mx/index.php?Itemid=145&option=com_wrapper&view=wrapper
- Barreda, A. 2006. ¿Crisis del agua? *Revista El Jarocho Verde* 1, 50. Disponible en línea en:
<http://www.lavida.org.mx/jarochoverde>
- 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, Canada. 105 p.
- Brandes, O. M., y O'Riordan, J. 2014. A Blueprint for Watershed Governance in British Columbia. POLIS Project on Ecological Governance, University of Victoria, Canada. 54 p.
- Bunch, M. J., y 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.
- Charron, D. F. 2014. Investigación de ecosalud en la práctica: aplicaciones innovadoras de un enfoque ecosistémico para la salud. CIID, Ottawa, ON, Canadá.
- 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, Australia.
- Comisión Estatal del Agua y Gestión de Cuencas (CEAC). 2013. La Comisión de la Cuenca del Río Duero. Disponible en línea en:
<http://www.ceac.michoacan.gob.mx/index.php/zoom/14-general/45-acerca-de-nosotros>
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Zamora, estado de Michoacán. CNA, Subgerencia Evaluación y Modelación Hidrogeológica. 25 p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán de Ocampo. 170 p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2010. Estadísticas agrícolas de los distritos de riego, año agrícola 2008-2009. Comisión Nacional del Agua. 323 p.

- Comisión Nacional del Agua-Instituto Politécnico Nacional (CONAGUA-IPN). 2009. Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático: Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero. 142 p.
- Comisión Nacional de Población (CONAPO). 2009. De la población de México 2005-2050.
- Commission on Social Determinants of Health (CSDH). 2008. Closing the gap in a generation. Health equity through action on the social determinants of health. Final Report of the Commission on Social Determinants of Health. World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). 2015. Directiva Marco del Agua (DMA). Disponible en línea en: https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/dma/Que_es/
- Consejo Nacional de la Fresa (CONAFRE). 2012. Plan Rector Nacional 2012. 43 p.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2014. Ecosystem Approach. Disponible en línea en: <http://www.cbd.int/ecosystem/>
- 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. Disponible en línea en: <http://www.aigob.org/?s=Gobernanza+de+los+sistemas+locales+de+gestion+del+agua+en+bolivia>
- Diez-Hernández, J. M., y Burbano, B. L. 2007. Ecological technology for drainage basin planning: environmental flows. *Facultad de Ciencias Agropecuarias* 5, 20-31.
- Directiva Marco del Agua (DMA). 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. DOCE, L 327/1.

- 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.
- Dyson, M., Bergkamp, G., Scanlon, J. 2008. Flow: the essentials of environmental flows, second edition. International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland. 134 p.
- Encalada, A. C. 2010. Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. *Polémika* 2(3), 40-47.
- Environment Canada. 2013. Water Survey Canada–Hydrometric Program. Disponible en línea en: <https://ec.gc.ca/rhc-wsc/default.asp?lang=En&n=1CC21B07-1>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM). 2003. Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación. 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.
- 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.

- Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA). 2005. Declaración Europea por una Nueva Cultura del Agua. 61 p.
- Garduño-Monroy, V. H., Corona-Chávez, P., Israde-Alcantara, I., Mennella, L., Arreygüe-Rocha, E., Bigioggero, B., Chiesa, S. 1999. Carta geológica de Michoacán, escala 1:250,000. México, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Instituto de Investigaciones Metalúrgicas y Departamento de Geología y Mineralogía.
- Giddings, L., Soto, M., Rutherford, B. M., Maarouf, A. 2005. Standardized Precipitation Index Zones for México. *Atmósfera* 33-56.
- Global Water Partnership (GWP). 2012a. Disponible en línea en:
<http://www.gwp.org/en/The-Challenge/What-is-IWRM/IWRM-Principles/>
- Global Water Partnership (GWP). 2012b. Disponible en línea en:
<http://www.gwp.org/es/TOOLBOX/TEMAS-TRANSVERSALES/Agua-y-Gobernanza/>
- Godfrey, L., y 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.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara, F., Garilleti, R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143, 97-108.
- 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 Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester.
- Grecksch, K. 2015. Adaptive capacity and water governance in the Keiskamma River Catchment, Eastern Cape Province, South Africa. *Water SA* 41(3), 359-368.

- Guerrero, E., De Keizer, O., Córdoba, R. 2006. La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Quito, Ecuador. 78 p.
- Guo, D., DeFrancia, K., Chen, M., Filiatraut, B., Zhang, C. 2015. Assessing Sustainability: Frameworks and Indices (White Paper #3). Columbia University Academic Commons, Manhattan, Nueva York.
- 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.
- 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. Reston, VA.
- 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. Reston, VA.
- Hill, M. C. y Tiedeman, C. R. 2007. Effective groundwater model calibration: With analysis of data, sensitivities, predictions, and uncertainty. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, New Jersey. 384 p.
- Hirji R., y 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, Washington D. C. 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. Washington D. C. 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.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2015. El Cambio Climático en México: Información por Estado y Sector. Disponible en línea en: http://www2.inecc.gob.mx/cclimatico/edo_sector/estados/futuro_michoacan.html
- Intergovernmental Panel on Climate Change (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. 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, Michoacán, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 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., y 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 (IDRC). Ottawa, ON, Canada. 85 p.

- 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., y 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, Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 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. UNESCO, Paris.
- Martínez, C., y Fernández-Yuste, F. 2010. Régimen Ambiental de Caudales. Manual de Referencia Metodológica. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid España. 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*, 17-22 January 1993, Anaheim, California.

- Meadows, D. H. 1998. Indicators and information systems for sustainable development. A report to the Balaton Group. Published by The Sustainability Institute, Hartland Four Corners VT.
- Meigh, J., y 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., y Singh, V. P. 2010. A review of drought concepts. *Journal of Hydrology* 391(1-2), 202-216.
- 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*. Consultado en línea en:
http://www.academia.edu/10182665/Moncayo_etal_2014
- 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. Disponible en línea en:
http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/2011_cnch2_mon_rmoncayo.pdf
- 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, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D. F., México.
- Moore, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resource management. Master's thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden. 67 p.

- 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, Canada.
- Nalbantis, I. 2008. Evaluation of a hydrological drought index. *European Water* 23(24), 67-77.
- Nash, J. E., y 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, M., Mungaray-Moctezuma, A. B., Quintana-Solórzano, F., Velázquez-Flores, R., 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., y Bakker, K. 2007. Delegating Water Governance: Issues and Challenges in the BC Context report commissioned for the BC Water Governance Project.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1989. Promoción de la Salud, Glosario. 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, Canada.

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

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.

Programa Nacional Contra la Sequía (PRONACOSE). 2014. Los Indicadores de Sequía, Agencia ANDALUZA del agua. Disponible en línea en: http://www.pronacose.gob.mx/pronacose14/Contenido/Documentos/INDICADORES_SEQUIA.pdf

Pyrce, R. S. 2004. Review and analysis of stream gauge network for the Ontario stream gauge rehabilitation project. Watershed Science Centre (WSC), Report No. 01. Trent University, Peterborough, Ontario.

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

Rogers, P., y Hall, A. W. 2003. Effective water governance, TEC Background Papers No.7, Global Water Partnership (GWP), Hantverkargatan, Stockholm, Sweden.

- 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.
- 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.
- Savenije, H. H. G., y Van der Zaag, P. 2008. Integrated water resources management: Concepts and issues. *Physics and Chemistry of the Earth* 33, 290-297.
- Schneider, F., y 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.
- 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*, 1-24.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1977. Estudio geohidrológico de evaluación y censo en el estado de Michoacán. Contratista Servicios Geológicos. 163 p.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (SCDB). 2004. Enfoque por Ecosistemas (Directrices del CDB). 50 p. Disponible en línea en: <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-es.pdf>
- 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, Lincoln, NE.
- 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.
- Slinger, J., Hermans, L., Gupta, J., Van der Zaag, P., Ahlers, R., Mostert, E. 2011. The governance of large dams: A new research area. *In*: Van der Valk, M. R., y Keenan, P. Principles of good governance at different water governance levels. Papers presented at a workshop in Delft, The Netherlands.
- Smakhtin, V., y Anputhas, M. 2006. An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka. IWMI Research Report 107. 42 p.
- 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.
- Stockholm Environment Institute (SEI). 2011. WEAP user's guide. Boston, MA.
- Stockholm Environment Institute (SEI). 2014. Water Evaluation Analysis System (WEAP). Disponible en línea en: [http:// www.weap21.org/webhelp/FDCShift.htm](http://www.weap21.org/webhelp/FDCShift.htm).
- Sustainable Measures. 2010. Indicators of Sustainability. West Hartford, CT. Disponible en línea en: <http://www.sustainablemeasures.com/node/89>
- Tabari, H., Nikbakht, J., Talaee, 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 (UDG), Guadalajara, Jalisco.
- Taylor, P. 2008. Integrated Water Resources Management for River Basin Organisations: Training Manual. United Nations Development Programme (UNDP)/CapNet.

- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19(5-6), 397-441.
- Todd, D. K., y Mays, L. W. 2005. Groundwater Hydrology. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Toro, P., García, A., Gómez-Castro, A. G., Perea, J., Acero, R., Rodríguez-Estévez, V. 2010. Evaluación de la sustentabilidad en agro-ecosistemas. *Arch. Zoot* 59, 71-94.
- Twin2go. 2011. La respuesta al cambio climático: hacia sistemas de gobernanza del agua más adaptables. Resumen político 1, 4 p. Disponible en línea en:
www.twin2go.uos.de/downloads/policy-briefs/161-t2g-policy-brief.../download
- United Nations (UN). 1992. United Nations Conference on Environment & Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. AGENDA 21. United Nations Sustainable Development. Disponible en línea en:
<http://www.bundestag.de/blob/191106/4f0cb32bc5eb15faac7f33478a16393b/agenda21-data.pdf>
- United Nations. 2007. Indicators of sustainable development: Guidelines and methodologies. United Nations Publication Sales No. E.08.II.A.2. New York.
- United Nations. 2016. Podemos erradicar la pobreza. Objetivos de Desarrollo del Milenio y más allá del 2015. Disponibles en línea en:
<http://www.un.org/es/millenniumgoals/>
<http://www.un.org/spanish/News/story.asp?NewsID=34141#.WCUf9y3hD3g>
- United Nations Development Programme (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. Disponible en línea en: <http://www.unep.org/ieacp/ecosystems/>

- United Nations Development Programme (UNDP). 2014. Millennium Development Goals. Disponible en línea en:
http://www.undp.org/content/undp/en/home/sdgoverview/mdg_goals.html
- United States Geological Survey (USGS). 2000. U. S. Geological Survey Ground-Water Software, Modflow-2000 Version 1.19.01. Disponible en línea en:
<http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/modflow2000.html>
- Van Ast, J. A., y 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-Barríos, 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., y 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.

- [Water Strategy Man \(WSM\)](http://environ.chemeng.ntua.gr/WSM/Newsletters/Issue4/Indicators.htm). 2004. Indicators and Indices for decision making in water resources management. The Water Strategy Man Project, Newsletter 4. Disponible en línea en: <http://environ.chemeng.ntua.gr/WSM/Newsletters/Issue4/Indicators.htm>
- [Waterloo Hidrogeologic](#). 1999. Users Manual for Visual MODFLOW. Waterloo Ontario Canada, 280 p.
- [World Health Organization \(WHO\)](#). 2002. Floods: Climate Change and Adaptation Strategies for Human Health. Report on a WHO meeting. London, United Kingdom. Disponible en línea en: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/74734/E77096.pdf
- [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., y 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, Chapingo, Estado de México.

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

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

Felipe Armas-Vargas¹, Oscar Escolero², Diego García de Jalón³, Luís Zambrano⁴, Marta González del Tánago³ and Stefanie Kralisch⁵

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

²Departamento de Geología Regional, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

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

⁴Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CDMX, 04510. México

⁵Department of Applied Geosciences, AGW, Karlsruhe Institute of Technology, Kaiserstr 12, Karlsruhe, 76131. Germany

e-mail: felipejav@geologia.unam.mx

Recibido: 28 de marzo de 2015.

Aceptado: 9 de abril de 2017.

Armas-Vargas F., O. Escolero, D. García de Jalón, L. Zambrano, M. González del Tánago and S. Kralisch. 2017. Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico. *Hidrobiológica* 27 (2): 185-200.

ABSTRACT

Background. The concept of “environmental flow” is defined as hydrologic regimes that are required to sustain ecosystem health and functions in rivers. In Mexico, it has become an important topic, not least because a 2012 legal standard (NMX-AA-159-SCFI-2012), establishes procedures for determining instream flow requirements. **Goals.** The aim of this paper is to propose an acceptable environmental flow requirement for a regulated river segment in the Duero River Basin in, Michoacan, Mexico. **Methods.** Of the many methods of establishing environmental flows in rivers, this article is concerned with the habitat simulation method. This is based on the IFIM theoretical framework and the PHABSIM mathematical model, by which the WUA-Q curves were obtained for five species of fish. **Results.** From these curves, we determined that the *Goodea atripinnis* species has the greater habitat area and reached a maximum of 4338 m²/km for a flow of 5 m³/s; *Allophorus robustus* maintained a constant habitat of 2000 m²/km between flow rates of 5 to 15 m³/s. With smaller area, *Menidia jordani* had a maximum habitat of 1323 m²/km for 4.5 m³/s; and with WUA less than 500 m²/km the curves of the species *Algansea tincella* and *Aztecula sallaei* were obtained. **Conclusions.** The average regulation in March and April was 3.61 and 3.44 m³/s and with the EFR proposal it was 5.11 and 5.00 m³/s for March and April, respectively. In general, the monthly environmental regime is to maintain 80% of the natural flow regime, generating an increase in habitat during the dry season of 24% for *A. robustus* and 23% for *A. sallaei*.

Key words: *Algansea tincella*, Duero River, environmental flows, habitat simulation.

RESUMEN

Antecedentes. El concepto de “caudal ambiental” se define como el régimen hídrico que se requiere para sostener la salud y las funciones de los ecosistemas en ríos. En México, se ha convertido en un tema importante, por la adopción de una norma jurídica en 2012 (NMX-AA-159-SCFI-2012), que establece el procedimiento para determinar caudales ecológicos. **Objetivos.** El objetivo de este artículo es proponer un requerimiento de caudal ambiental aceptable para un segmento de río regulado, en la Cuenca del Río Duero en Michoacán México. **Métodos.** De un gran número de métodos para establecer caudales ambientales en ríos, este artículo aborda el método de simulación del hábitat. Basado en el marco teórico IFIM, y en el modelo matemático PHABSIM, mediante el cual se obtuvieron las curvas WUA-Q para cinco especies de peces. **Resultados.** De estas curvas, se determinó que la especie *Goodea atripinnis* tiene la mayor superficie de hábitat, alcanzando un máximo de 4338 m²/km para un caudal de 5 m³/s; *Allophorus robustus* mantuvo un hábitat constante de 2000 m²/km entre caudales de 5 a 15 m³/s. Con un menor área, *Menidia jordani* presentó un hábitat máximo de 1323 m²/km para 4.5 m³/s; y con WUA menores a 500 m²/km las curvas de las especies *Algansea tincella* y *Aztecula sallaei*. **Conclusiones.** La regulación promedio de los caudales en marzo y abril fue de 3.61 y 3.44 m³/s, con la propuesta de RCA fue de 5.11 y 5.00 m³/s para marzo y abril, respectivamente. En general, el régimen ambiental mensual está al 80% de conservación del régimen natural de caudales, generando un incremento de hábitat durante el estiaje de 24% para *A. robustus* y 23% para *A. sallaei*.

Palabras clave: *Algansea tincella*, caudales ambientales, río Duero, simulación de hábitat.

INTRODUCTION

Environmental flows are defined as hydrologic regimes that are required to sustain ecosystem health and functions in rivers, wetlands or coastal regions, where there are competing and diverse water uses and flows are regulated. The concept was developed to assure that aquatic ecosystems are left with the necessary water quantity and quality to maintain their biotic structure (Dyson *et al.*, 2008). Numerous terms define the same concept: environmental flow (39%), minimum flow (38%), in-stream flow requirement (37%), ecological reserve (23%) and other terms (21%) (Moore, 2004). Different methodologies have been developed to establish the environmental flows in rivers (Dyson *et al.*, 2008). E.g., Tharme (2003) registered a minimum of 207 methodologies (29% hydrological, 28% habitat simulation, 17% combination, 11% hydraulic, 8% holistic and 7% others).

The Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) is a theoretical framework to evaluate the ecological flow requirement of rivers (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995; Waddle, 2001). It provides an organizational structure for the evaluation and formulation of water management alternatives that respond to the interests of different water uses (Stalnaker *et al.*, 1995). The PHABSIM (Physical Habitat Simulation Model) simulation model (Milhous *et al.*, 1989; Waddle, 2001) is used to calculate the available habitat useful in a river segment for different species in different flows. PHABSIM employs a structure defined by stream morphology, hydraulic parameters and habitat suitability criteria (Bovee *et al.*, 1998; Milhous, 2007; Stalnaker *et al.*, 1995). The IFIM-PHABSIM methodology is based on the concept of Weighted Useable Area (WUA), i.e., the wetted stream area is weighted by empirically derived from fish species' microhabitat preferences (Stalnaker *et al.*, 1995). WUA-Q curves provide a measure of the available habitat as a function of stream flow (Waddle, 2001).

The Mexican standard NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) establishes the procedure for evaluating ecological flows in basins. This regulation refers to hydrological methodologies as the simplest approach to get results in the short run; as illustrated by the case studies of the River Valley in San Luis Potosí (Santacruz de León & Aguilar-Robledo, 2009) and the Acajoneta River in Nayarit, Mexico (De la Lanza *et al.*, 2012). The habitat simulation methodology, on the other hand, requires more detailed information in terms of hydrological, hydraulic and biological data (this IFIM-PHABSIM approach has recently gained significant importance in Mexico). Finally, holistic methods are recommended for basins with highly varying flow regimes and whose characteristics have been significantly altered. They require a greater amount of information and resources (hydrological, hydraulic, biological, ecological, economic, and social). The aim of this paper is to propose an environmental flow requirement in a fluvial segment of the Duero River Basin (DRB) through the habitat simulation method, using five fish species as indicator species.

The DRB. This basin comprises an area of 2198 km² (CONAGUA, 2009) and is located in northwest Michoacán state, Mexico (Fig. 1). The Duero River has its source at the springs in the town of Carapan, and flows through the Cañada de los Once Pueblos. Its main tributaries are the Celio River from the south (south of Jacona) and the Tlazazalca River from the northeast (northeast of Tangancicuaro). The flow in Tlazazalca River is regulated by the Urepitiro dam for flood control (Zavala-López, 2011). Further downstream along Duero River, Irrigation District 061 consists of 18,000 hectares of agricultural land and four irrigation mo-

dules: I) Urepitiro-Verduzco (20%), II) Principal Chaparaco (30%), III) Río Nuevo (24%), and IV) Peñitas-Estanzuela (26%) (CONAGUA-IPN, 2009). Figure 1 shows that the study area is located at the mouth of the basin. It consists of a river segment of 11.6 km length between the town of San Simon-La Estanzuela and the Camucuat Bridge.

The DRB contains a wide variety of natural resources, i.e., rivers, springs and aquifers, as well as oak and pine forests. The aquatic biodiversity consists of numerous fish species and macroinvertebrates. The hydraulic infrastructure consists of reservoirs and dams, agricultural areas, channels, wells, sewage treatment plants and drinking water systems (Velázquez *et al.*, 2005, 2010). The catchments of the DRB face environmental problems such as deforestation, land use change, and the proliferation of invasive species. Other current issues include increasing urbanization, lack of specific sites for solid waste disposal, wastewater discharge into the rivers (CONAGUA-IPN, 2009; Velázquez *et al.*, 2005).

Moncayo-Estrada *et al.* (2014) evaluated the index of biological integrity (IBI) for the year 2009 in the Duero River and compared it with indexes obtained in 1986 and 1991. The comparison revealed that the sampling sites of Camecuario Lake and Camucuat Bridge changed their status from good to fair and poor, respectively. Further, El Capulin, Zamora, La Estanzuela and San Cristobal "A" deteriorated from fair to poor. The environmental degradation that is responsible for this deterioration in biological integrity is attributed to excessive water use and wastewater discharges.

Fish communities. Fish communities are the most common biological group used to assess the environmental quality of freshwater ecosystems in Mexico (Mathuriau *et al.*, 2011). The NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) also highlights that the experience in selecting target species is more developed for fish (at a national and international level) than for any other animal group. In the DRB, a variety of fish species is to be found. E.g., Ledesma-Ayala (1987) collected 1393 specimens belonging to 16 different species. In this study, the classification of tolerance towards environmental degradation (tolerant, medium-tolerant, sensitive) was the main criterion for the selection of species. Therefore, the ichthyic fauna in the DRB is represented by three families: Atherinidopsidae (species: *Menidia jordani* (Woolman, 1894)), Cyprinidae (species: *Algansea tincella* (Valenciennes, 1844) and *Aztecuela sallaei* (Günther, 1868); and Goodeidae (species: *Goodea atripinnis* (Jordan, 1880) and *Allophorus robustus* (Bean, 1892)). According to Ibáñez *et al.* (2008) and Miller *et al.* (2009) *Menidia jordani* (previously *Chirostoma jordani* (Woolman, 1894)) is a fish that inhabits clear or turbid waters in rivers and channels with depths of 1 m. *Algansea tincella* is found from small streams to large lakes. Spawning occurs from May to July (Barbour & Miller, 1978; Miller *et al.*, 2009). *Algansea tincella* lives in water bodies with rocky bottoms to finer sediments (Ledesma-Ayala, 1987). *Goodea atripinnis* is a prolific fish; juveniles appear at the end of January and mid-July, which indicates a prolonged reproductive season (Miller *et al.*, 2009). López-Eslava (1988) concluded that *G. atripinnis* reproduces between April and May, whereas Barragán & Magallón (1994) indicate that the reproduction period extends from April to September. The habitat includes clear or turbid waters in streams and it is commonly found in shallow areas (0.5 to 1.7 m). *Allophorus robustus* is typically found in rivers with clay and gravel beds; the depths range from 1 to 2 m. The juvenile stage occurs in mid-May and June (Miller *et al.*, 2009). The reproductive period extends from April to June (Mendoza, 1962).

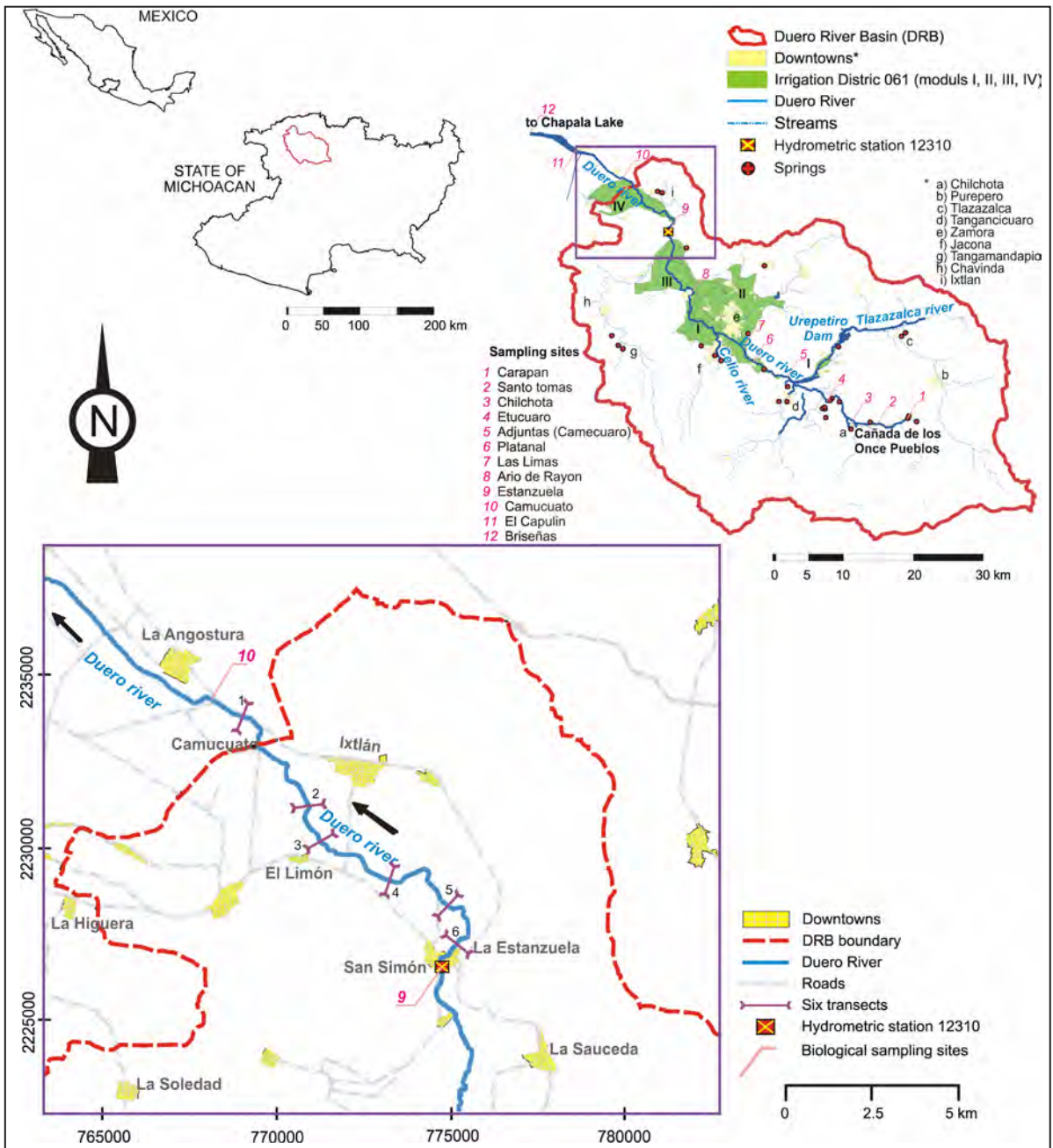


Figure 1. Study area and sections on the Duero River.

However, according to Soto-Galera *et al.* (1990), females experience a simple reproductive cycle from July to August. *Aztecuela sallaei* (*Notropis sallaei* (Günther, 1868)) inhabits ponds fed by streams and channels, which generally consist of fine-gravelly substrates in depths that range from 0.5 to 1.3 m in the water column. In streams, the preferred current ranges from moderate to quick and occasionally strong. The spawning period most likely occurs from February to April and possibly extends until May (Miller *et al.*, 2009). Although the reproductive period extends from March to September (Sánchez & Navarrete, 1987), June and July have been registered as the months of greatest reproductive intensity (Navarrete & Sánchez, 1987).

Table 1 summarizes some of the ecological attributes of these five fish species and shows four different evaluations of the species' tolerance of environmental degradation, over a period of 17 years. According to Lyons *et al.* (1995¹, 2000^{II}), Mercado-Silva *et al.* (2006^{III}) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012^{IV}) tolerance was evaluated in the following manner: *M. jordani* maintains a 'tolerant' status (I, II, III, IV); *A. tincella* changed from 'tolerant' to 'medium-tolerance' (I, II, III, IV); *A. sallaei*'s assessment changed from 'medium-tolerance' to 'sensitive' (I, II); *G. atripinnis* has maintained a 'high tolerance' over time (I, II, III, IV); whereas the *A. robustus* changed from a 'medium-tolerance' to a 'sensitive' evaluation in 2012.

Table 1. Ecological attributes of fish species found in the Duero River, Mexico.

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 tinella</i> (Valenciennes, 1844)	N	WC	T	M	M	M	Ov	175	B2, D4 and L6
	<i>Azteca sallaiei</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

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

MATERIALS AND METHODS

The procedure for proposing the environmental flow requirement (EFR) in the lower basin of the Duero River is the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995; Waddle, 2001), which covers the following steps:

Scope of the study. Currently, the Duero River Basin is subject to various pressures from the agricultural sector and various stakeholders, in addition to being an ecological habitat. Due to regulatory activity, it is necessary to review the status of the river and to propose an environmental flow regime that will continue to support the river ecosystem.

Selection of the hydraulic model. PHABSIM quantifies the habitat, defined as the optimum flow that maximizes the area available for each species (Orth & Leonard, 1990). For each flow, the available habitat is calculated by adding the area of each computational cell that comprises the control section to its corresponding composite suitability index, as expressed by Equation (1) (Bovee *et al.*, 1998; Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle, 2001).

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

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

$$CSI_i = (HSI_v)_i (HSI_p)_i (HSI_s)_i \quad (2)$$

where HSI is the habitat suitability indices, according to the velocity (v_i), depth (p_i) and substrate (s_i) variables (Waddle, 2001), and expresses the degree of adaptation of an organism to these variables (0 unsuitable to 1 most suitable) (Bovee *et al.*, 1998; Stalnaker *et al.*, 1995).

Hydrologic regime (natural and regulated). Daily flow records were obtained from the hydrometric station (12310) (BANDAS, 2006). We identified two periods: The first period extends from 1936 to 1955 and is named the natural flow regime (NFR); the second period from 1956 to 1999 corresponds to the regulated flow regime (RFR). Figure 2 shows the variation in river flow before and after the hydraulic regulation in the indicated periods. The total annual difference between average monthly flows of the NFR and RFR is less than 10%, whereas the minimum

regulated flow regimes (mRFR) show a decrease of 43% relative to the minimum natural flow regimes (mNFR).

The dry season of the NFR curve lasts from January to May, with an average flow of 7.61 to 6.66 m^3/s ; except in April, when it is 4.92 m^3/s . The rainy season is reflected by the increased flows from June (8.47 m^3/s) to September (25.79 m^3/s). In the mid-1950s, the DRB experienced flow variations. During the dry season, the RFR curve was reduced by 26% (registering 3.44 m^3/s for April); and during the rainy season, the RFR curve increased 18%, with respect to the natural regime.

In dry season, the mNFR curve shows flows of 3.41 and 3.38 m^3/s , in March and April respectively. Minimum flow rates during March, April, and May have decreased by 80% with regulation, when comparing the mRFR and mNFR curves. In sum, Figure 2 shows that the regulated regime (RFR) now has similar conditions to the natural behavior of the minimum flows (mNFR).

Characterization of the fluvial segment. The slope of the river was defined by tracing a curve every 20 meters in a digital terrain model (DTM) of the area. The measurement sites (transect/cross-section) were identified on the map and in the field; as well as inflows and flow diversions. The model should consider the river reach as a closed system where the continuity equation may be applied (inlet and outlet flows do not vary with time). In addition, the hydrometric station is identified for historical flow records and biological information to generate suitability curves.

River cross-sectionals were generated using a digital theodolite (DTW-10) and a flow meter (GPI-1100) to measure the velocity across the water column. We chose the density of points along the cross section where the depth and velocity of the water column was measured according to the regularity or irregularity of the stream bed and the intensity of the flow; i.e., for uniform beds less detail was given on the measurements, whereas for higher velocities greater detail was applied. That way, six transects were measured along the river reach. According to Payne *et al.* (2004) the total number of transects should be proportional to the complexity of the hydraulic system: 6 to 10 transects for simple reaches and 18 to 20 transects for diverse reaches. The measuring period of the hydraulic variables occurred during February 2011.

Table 2 summarizes the hydraulic characteristics of the six transects (Estanz, sr66, sr63, sr62, sr60, siz68) such as depth, velocity, and

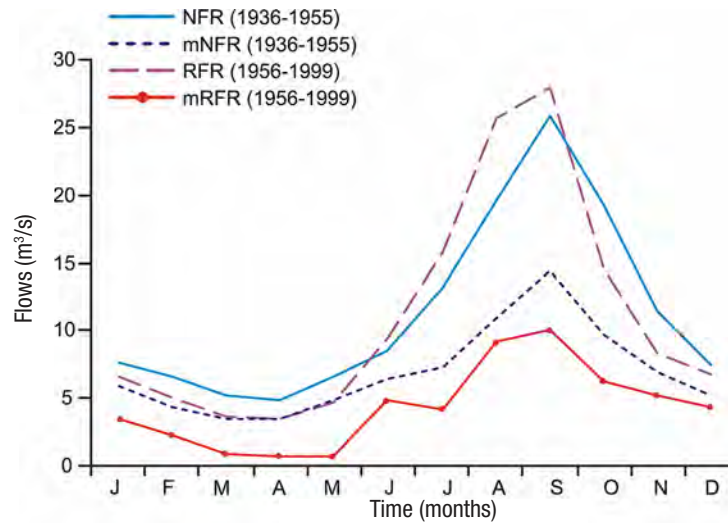


Figure 2. Monthly variation of flow regimes.

dominant substrate; length and average slope of the river. The water surface level (WSL), thalweg, and width of free-surface flow (WFS) was determined through bathymetry of the river transects, displaying the output results on a spreadsheet. The riverbed substrate presented a variety of materials, from fine sediments (clays, silts and sands) to pebbles. According to the standard characterization of substrate values used by PHABSIM (Bovee, 1986), were assigned to the riverbed as a function of the predominant material in the cross section. The type of mesohabitat was identified according to the classification made by Sanz-Ronda *et al.* (2005). The flow volume in the control sections was obtained by applying the central cell division method. The average flow measured in the cross sections was 3.02 m³/s.

Biological sampling. As mentioned, the NMX-AA-159-SCFI-2012 (DOF, 2012) recommends using fish as target species, in order to build upon previous experience and pre-existing knowledge. For our study, we used the work of Ledesma-Ayala (1987) who had collected ichthyic species in twelve sampling sites along the whole Duero River from Carapan (source) to Briseñas (mouth). The structure of the fish community was analyzed by five samplings conducted from April 1985 to February

1986. More than 50% of the collected specimens (728) corresponded to the five species that we selected as indicators for the generation of suitability curves. Later, López-Eslava (1988) counted 600 specimens of the species *Goodea atripinnis* (also included in the suitability curves). The specimens were obtained using a *seine net* 20 m long by 2 m wide with a mesh size of 1/2 inch; they were immediately fixed and preserved for transportation to the laboratory (Ledesma-Ayala, 1987). Appendix 1 shows a summary of the number of species recorded by Ledesma-Ayala (1987) for each sampling site.

Suitability curves (Category III). These curves were generated for the following fish species: *Menidia jordani*, *Algansea tincella*, *Aztecuela sallaei*, *Goodea atripinnis* and *Allophorus robustus*. The procedure for generating suitability curves was referred to in Bovee *et al.* (1998) and Vargas *et al.* (2010). Sampling stations were characterized by relevant data (length of reach, width of river, substrate, velocity, and depth). A representation factor (RT_i) was obtained from the respective distance between neighboring sampling sites and the total length of the river. The number of class intervals (k) was defined by Sturges' rule, Equation (3)

$$k = 1 + \log_2 N \tag{3}$$

Table 2. Physical characteristics of the study reach, composed of six transects, for use in the PHABSIM model.

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

Cross section (first column); (ID) transect number; length; terrain elevation of the river bank; (WSL) elevation of water surface level of the river; (thalweg) elevation at maximum depth of the cross section; slope of the water length; (WFS) width of free-water surface of the transect; 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-gr), silt-clay-gravel (si-cl-gr) and mesohabitat identified.

Where N is the number of sampling sites (Scott, 2009). The relative frequency (F_j) was calculated for the class intervals (upper limit) for each variable: depth, velocity, and substrate. Later, F_j was multiplied by RT_j . The availability index (Id_j), was obtained by dividing the product (F_j)(RT_j) value by the sum of total (F_j)(RT_j). Additionally, each (Id_j) value was divided by the maximum value of (Id_j). The habitat use index (Iu_j) was obtained by dividing the sum of the specimens counted at each sampling site referring to each interval class; i.e., the specimens that belongs within the same class of interval are counted. Thus, stations Estanzuela (with 201) and Capulin (with 426) together sum 627 specimens of *G. atripinnis*, where the depth (1.86 and 2.13 m, respectively) belong to the interval # 4. Therefore, of the 627 specimens obtained it was divided by the total number of specimens (954). Then, the selection index (C_j) is calculated dividing Iu_j by Id_j . Finally, each value of the selection index is divided by the maximum value of C_j (see Appendix 2; example depth).

Appendices 3a-b shows the biological modeling, represented by the habitat sustainability index for the five fish species with respect to each of the habitat variables. E.g., *Aztecuela sallaei* prefers variable depths of the water column, with depths ranging from 0.20 to 2.00 m and an optimum depth of 1.00 m. Regarding flow velocity, *A. sallaei* prefers ranges between 0.30 and 0.70 m/s with a suitable velocity of 0.55 m/s (but seeks higher velocities). From Appendix 3c, we observe that the same species prefers coarse substrates such as gravel, but shows a lower preference for finer gravels, sand and silt.

Model implementation. PHABSIM uses hydraulic models to calculate the water surface level (WSL) and the average velocity for each flow rate (Q) to be simulated. The WSL simulation and the hydraulic profiles were performed using the MANSQ model (Manning's stage discharge), which uses the continuity equation (the flow volume is constant throughout the reach) and Manning's equation to determine the depth-flow relationship (WSL- Q) for a cross section, by assuming uniform permanent flow conditions in each section. The velocities simulated for each section were calculated based on the velocities measured in the field by using the calibration model VELSIM (velocity simulation), which is applied when only one measured velocity profile is available (Bovee *et al.*, 1998; Waddle, 2001).

Subsequently, calibration curves were estimated for each transect using the least squares method (regression analysis), where WSL is the dependent variable and the independent variable is Q (flow rate). The Manning's roughness coefficient was used to calibrate these curves and later to calibrate the velocity distribution in PHABSIM. As only one measurement was taken, these calibration curves were used to propose other measurement points within the hydraulic section. By combining the hydraulic and biological models, the habitat availability can be quantified using the HABTAE routine of PHABSIM (Milhous *et al.*, 1989; Moir *et al.*, 2005; Waddle, 2001).

Appendices 4 and 5 show the calibration of the water surface level and the flow velocity (hydraulic modeling) in the "Estanz" transect (ID: 6), which is part of the upstream part of the river reach. Appendix 4a-b shows the results of a minimum of three hydraulic simulations performed with PHABSIM. The continuous line and segmented centerline represent the comparison between the observed (oWSL) and simulated (sWSL) values. The oWSL line is associated with a flow rate of 3.02 m³/s and a water-column depth of 1.30 m. The lower and upper lines (flows of 0.5 and 11.5 m³/s), are not associated with the values measured in field, but are a function of the calibration curve of the

cross section; i.e., with flow rates 0.5 and 11.5 m³/s their respective depths (0.7 and 2.6 m) and elevations (1532.7 and 1534.6 masl) were obtained. Similarly, Appendix 5a-b shows that the simulated velocity distribution sVEL is similar to the observed oVEL. For a flow of 3.02 m³/s, the average oVEL was 0.18 m/s. For flow rates of 0.5 and 11.5 m³/s average velocities of 0.08 and 0.30 m/s were obtained from the velocity distribution.

RESULTS

Alternatives to determine the optimum flow. Figure 3 shows the WUA- Q curves for the five species in the study area. Since the curve of the species *Goodea atripinnis* has the greatest habitat area, reaching a maximum of 4338 m²/km for a flow of 5.0 m³/s, the habitat fluctuates as a function of the flow. The *Alloophorus robustus* curve maintains a constant habitat of 2000 m²/km from flow of 5 to 15 m³/s. With a smaller area, the WUA curve of *Menidia jordani* has a maximum habitat of 1323 m²/km for a flow of 4.5 m³/s, presenting variable behavior during flow increases.

Finally, the curves of the *Algansea tincella* and *Aztecuela sallaei* species trace a smaller useful area (WUA < 500 m²/km), where the tendency of the curves does not show increases of the area with increased flow. From these curves (WUA- Q), we derived four criteria to determine the optimum flow and thus proposed in Fig. 4 the corresponding EFR for each criterion.

1) The largest WUA curve: The curve corresponding to *Goodea atripinnis* shows the greatest habitat area (4338 m²/km) with an optimum flow of 5.0 m³/s. This flow rate is representative for all five species and is set as the minimum flow during the dry season (April). According to García de Jalón & González del Tánago (1998), this situation translates into the best conditions to develop an ecological flow regime: using the natural flow curve, adjusting the optimum flow (obtained from the WUA- Q curve) by the minimum monthly value of the natural curve, and calculating the remaining months proportionally. The proposed environmental flow should fluctuate similarly to the natural regime.

2) Normalizing the WUA curves: The optimum flow provides the maximum habitat percentage for all species studied herein (Leonard & Orth, 1988; Orth & Leonard, 1990). Based on the WUA- Q curves, the axis WUA was normalized by superposing the curves, generating a new habitat optimization curve, which enables the identification of an optimum flow of 5.7 m³/s corresponding to a value of 75% of the optimum habitat. This flow, which is representative for all the species, was set as the minimum flow during April; it varied proportionally during all remaining months (similar to the previous case).

3) Maximum WUA curve: Table 3 shows the optimum flows for each species. These flows were identified from the maximum values of habitat in the WUA curves (Fig. 3). Table 4 shows the proposed monthly environmental flow regime, and the regulated flow regime to contrast monthly differences. These proposed flows represent a recovery of flows in the months of March and April for *Goodea atripinnis*, *Menidia jordani*, and *Algansea tincella* species, when the regulated flows are below environmental flows. *Alloophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* prefer higher flows, as in the months of April to October, while the environmental proposal is higher than the RFR, with the exception of July, when the regulated flow is greater than the one proposed.

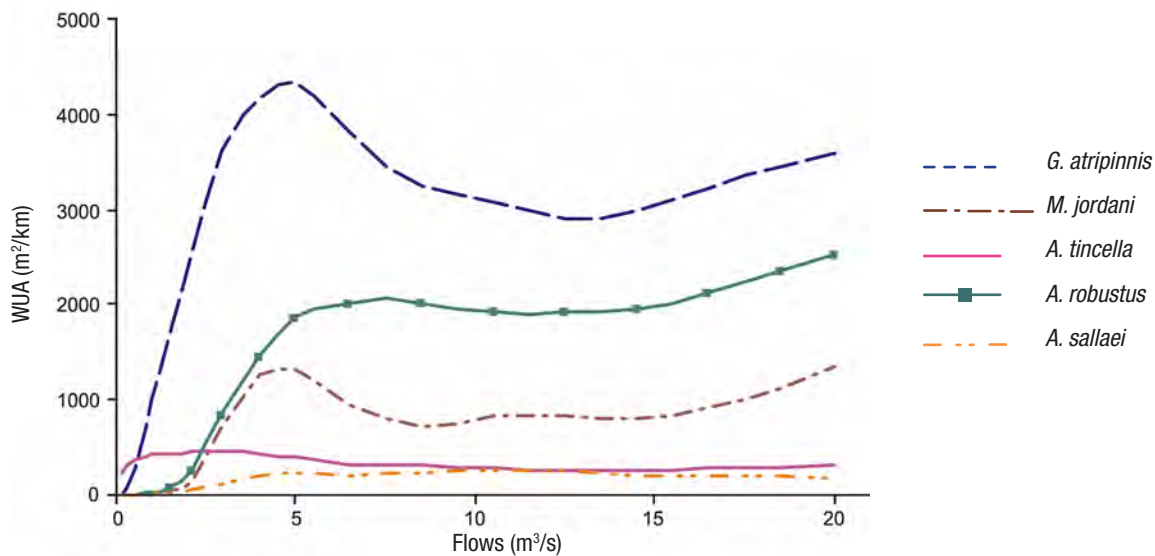


Figure 3. Weighted Usable Area—Flows (WUA-Q) curves for the five fish species.

4) Optimization matrix (Bovee, 1982): Table 5 shows the percentage of the probability of exceedance of historical natural flows. With these flows (Fig. 3), the habitat (WUA) of each species is calculated. Of the five species, the minimum WUA is selected; and later, out of these values the maximum WUA is chosen (214 m²/km), which corresponds to the probability of exceedance of 50%. In other words, 7.2 m³/s is the monthly environmental flow that maximizes the habitat with the lowest contribution. This procedure was applied to the remaining months, as is shown in Figure 4. For this technique, a monthly historical series of 20 years was needed to calculate the probability of exceedance in intervals from 50 to 90%.

Monthly variation of habitat. Figure 5 (left column) shows the monthly variation of average WUA for each species: a natural WUA (flows from 1936 to 1955), a regulated WUA (1956 to 1999), and the environmental WUA according to the optimization matrix method. The curves for *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* (Figs. 5a, c) show a significant difference between the regulated habitat and natural habitat in March and April. These variations of habitat oscillate between 10 and 13% for *G. atripinnis* and between 18 and 25% for *M. jordani*. The proposed environmental WUA for both species shows which of them is above the natural WUA during the dry season and which is below the natural WUA curve during the rainy season. Only *Algansea tincella* (Fig. 5e) displays

the reverse condition where, during the dry season, the regulated WUA curve lies above the environmental and natural WUA curves (by 14%). In the rainy season, there is not much difference between the regulated and natural WUA curves. *Alloophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* experience a significant decrease of habitat in March and April with respect to the natural habitat (Figs. 5g, i). These variations range from 33 - 36% for *A. robustus* and 25 - 29% for *A. sallaei*. The environmental WUA in both species is similar to the natural WUA during the dry season. However, for *A. robustus* the proposed environmental WUA is 17% below the natural habitat during the July to October rainy season.

Figure 5 (right column) displays the monthly behavior of the habitat duration curves between the natural WUA curve (reference) and the environmental and regulated WUA curves. The natural habitat for *Goodea atripinnis*, *Menidia jordani*, *Algansea tincella*, *Alloophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* more frequent or available 90% of time in an average year was 3176 m²/km, 832 m²/km, 287 m²/km, 1818 m²/km and 204 m²/km respectively (Figs. 5b, d, f, h, j). With agricultural activities in the region, the flow regime has been altered, which has had effects on the habitat of the species. Larger changes can be observed in the habitat of *A. robustus* with habitat degradation of -33% and for *A. sallaei* with -19%.

For the other three species, minor changes in habitat duration have occurred, with +4% for *G. atripinnis* and *A. tincella*, and +2% for *M. jordani*.

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

Species	Optimum flows* (m ³ /s)
<i>Goodea atripinnis</i>	5
<i>Menidia jordani</i>	4.5
<i>Algansea tincella</i>	3
<i>Alloophorus robustus</i>	7.5, 20
<i>Aztecuela sallaei</i>	5, 11.5

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

Table 4. Proposed environmental flow regime.

Period (months)	Jan-Mar	Apr-Jun	Jul-Oct	Nov-Dec
Optimum flows range (m ³ /s)	4 - 5.5	5 - 11.5	7.5 - 20	4 - 5
Regulated flow (1956-1999) (m ³ /s)	6.5 - 3.6	3.4 - 9.4	15.8 - 14.5	8.4 - 6.7

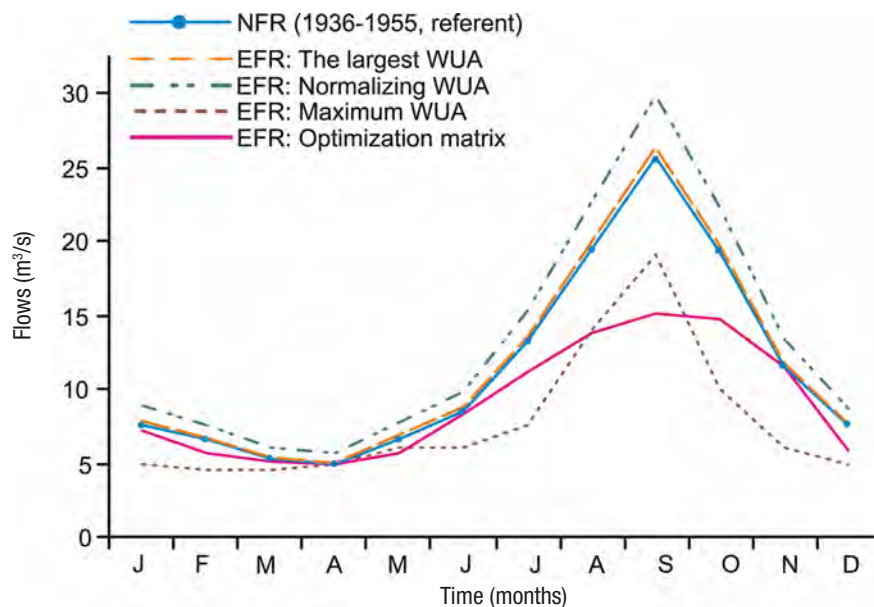


Figure 4. Summary of the four proposals of environmental flow regimes and natural flow regime.

DISCUSSION

Now that these four alternatives have been evaluated to propose EFR curves, we can confirm that all of them have acceptable behavior with respect to the NFR curve; however, only one alternative was selected for this study. By inspection, we discarded the curves obtained by the largest WUA and normalization methods, by overestimating the average natural monthly flow rates. According to Richter *et al.* (2003) and Tharme & King (1998), the assessment of the environmental flow of a river is to evaluate how much water of that original regime can continue to flow without compromising the integrity of ecosystems. The EFR curve (maximum WUA) has a downward behavior with respect to the natural referent curve; however, before proposing the EFR curve, not all WUA-Q curves were clear enough to identify the optimum flow for the species. According to Wilding (2007), this criterion for an inflection point is the most commonly used procedure; however, they are not always clearly present. Finally, the optimization matrix curve presented a downward behavior in the dry and rainy season, with respect to the NFR curve. According to Richter *et al.* (2003), it seeks a balance between the limit of the amount of water that can be withdrawn from a river and a limit on

the shape to which the natural flow regime can be altered. This fourth alternative was selected to propose the environmental flow regime.

The intensive reduction of flows in the river will cause loss of habitat for fish and other aquatic organisms (Welcomme, 1992). The flow regulation in the Duero River is mainly reflected in March and April. Contrasting the habitat variation curves, Figure 5 (left column) shows that the flow regulation has affected four of the five fish species. We should note that *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* have decreased habitat from March to April, partially affecting the reproductive period of both; however, the reproduction period of *G. atripinnis* has been extended from April to September (Barragán & Magallón, 1994) and from February to August for *M. jordani* (Miller *et al.*, 2009). Despite this partial affectation of habitat, Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012) depict both species as tolerant of environmental degradation, being prolific species with an annual presence. The preferred habitat of both species occurs in the dry season, with optimum minimum flow of 4 to 5.5 m³/s; however, they also adapt well to flow rates in the rainy season (between 18 to 20 m³/s). The proposed environmental WUA curve (optimization matrix method) shows a slight increase

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)	7.1 (m ³ /s)	7.0 (m ³ /s)	6.6 (m ³ /s)	6.4 (m ³ /s)		
January	<i>Goodea atripinnis</i>	3555	3592	3630	3778	3854	m ² /km	7.2 m ³ /s
	<i>Menidia jordani</i>	845	860	874	932	973	m ² /km	
	<i>Algansea tincella</i>	319	320	321	325	330	m ² /km	
	<i>Allophorus robustus</i>	2042	2037	2031	2009	1998	m ² /km	
	<i>Aztecula sallaei</i>	214	213	211	206	207	m ² /km	
	Minimum WUA	214	213	211	206	207	m ² /km	

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%).

in habitat during the dry season and decreased habitat during the rainy season, indicating a probable natural limit.

River regulation resulted in more habitat decline from January to May for *Allophorus robustus* and *Aztecuela sallaei*, affecting various stages of life. E.g., the juvenile stage of *A. robustus* is from February to March. The spawning period of *A. sallaei* is from February to April, and maybe until May (Miller *et al.*, 2009), and the reproduction period lasts from April to August for *A. robustus* (Mendoza, 1962; Soto-Galera *et al.*, 1990) and from March to September for *A. sallaei* (Sánchez & Navarrete, 1987). Considering the habitat duration curves, the contrast between NFR and RFR was evident for 50% of the time. The useful habitat of both species is mostly in the rainy season; though with a different range of the optimum minimum: 7.5 to 20 m³/s for *Allophorus robustus* and 5 to 11.5 m³/s for *Aztecuela sallaei*. However, both species also find favorable habitat in the dry season, while *Allophorus robustus* is normally found in lentic water and *Aztecuela sallaei* prefers moderate to strong currents (Miller *et al.*, 2009). According to Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006), and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012), both species are sensitive or intolerant towards habitat deterioration.

Finally, regarding *Algansea tincella*, with medium tolerance status (Lyons *et al.*, 1995, 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012), the available habitat area has increased with flow regulation and life stages (spawning and reproduction) do not seem to be compromised, but the reproduction season in April benefits from regulation. According to Welcomme (1992) the aquatic organisms in rivers usually adapt to the regimes of the flow. The preferred habitat of *Algansea tincella* is at the flow rates that corresponding to the dry season, with an optimum flow of 3 to 4 m³/s; however, it also prefers 8 m³/s in the rainy season (November). As for the proposed EFR, the habitat in the rainy season decreases below the natural reference, which can be considered a new limit capable of maintain the integrity of the ecosystem.

EFR proposal. Figure 6 shows the proposed environmental flow requirement, the regulated flow regime (RFR) and the minimum regulated flow regime (mRFR) in order to compare the monthly flow variation. In the dry season, environmental flows from January to May are greater than the regulated flow (RFR curve), being March and April the most critical with RFR at 30% below the environmental proposal. According to García de Jalón & González del Tánago (1998), the environmental flows must be greater in periods of low flow. In the rainy season, the EFR curve shows an increasing trend from June to August, reaching a maximum in September and decreasing from October to November. According to Richter *et al.* (2003), there are limits to the amount of water that can be withdrawn from rivers before severely degrading their natural functions and the services they provide.

The average annual flow rate under the NFR is 11.36 m³/s, for regulated flow it is 10.98 m³/s and for the proposed EFR it is 9.09 m³/s. From this we can assume that annual regulation has not significantly affected the flow behavior of the river, reported at only 5% below natural conditions (NFR curve). However, with monthly regulation (during the dry season), the data shows a different perspective. Figure 6 now shows that the proposed EFR lies above the RFR curve from January to May (e.g., see Table 6). During the dry season, the current average flow rates (RFR curve) resemble the conditions of the mNFR curve; i.e., the minimum flows during the natural regime. Consequently, the minimum regulated flows (mRFR) have reached levels not yet registered in the 1936-1955 period. For example, Table 6 shows the variation of February, March, and April.

Table 6. Comparison between flows: environmental vs regulated, and natural minimums vs regulated minimums.

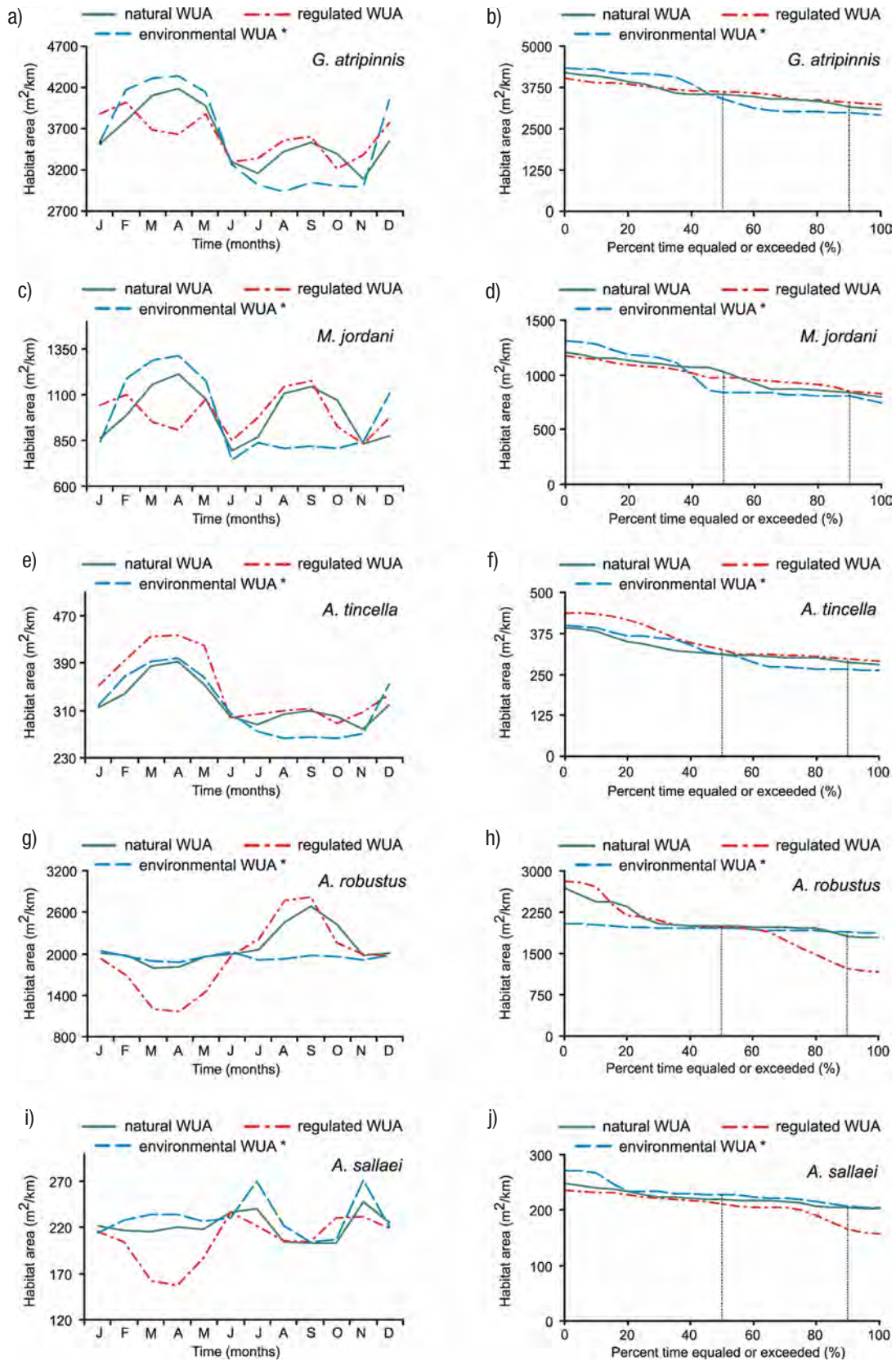
Dry season	EFR flow greater to RFR flow	mNFR flow greater to mRFR flow
February	5.59 - 4.96 m ³ /s	4.38 - 2.29 m ³ /s
March	5.11 - 3.61 m ³ /s	3.41 - 0.80 m ³ /s
April	5.00 - 3.44 m ³ /s	3.38 - 0.73 m ³ /s

García de Jalón & González del Tánago (1998) point out that the flow and habitat requirements of different fish species can vary widely throughout the year. In case of the Duero River, *Allophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* require greater flow rates during the dry season, implying loss of habitat and stress to their life stages (spawning and reproduction, Fig. 6). The proposed environmental flow regime can benefit their life cycle, due to the natural tendency of the proposed curve. In other words, if the habitat is unfavorable to these species, *Algansea tincella* finds it favorable. Similarly, *Goodea atripinnis* and *Menidia jordani* found favorable habitat and flows throughout the year.

Regulation on the Duero River resulted in an average annual variation of less than 10% between the natural (NFR, 1936-1955) and the regulated flow regime (RFR, 1956-1999); for the annual average minimum flow (mNFR and mRFR curves) this difference was 40%. However, looking at monthly data, during the dry season from January to May the difference between the minimum flows (regulated vs natural) was a 66% decrease; showing that the effect of the regulation is most noticeable in the dry season. The difference between the annual average NFR curve and the EFR curve is 20%; i.e., the environmental flow preserves up to 80% of the natural flow regime. This EFR proposed for the lower reach of the Duero River during the dry season generates a favorable effect on the available habitat areas of the five target fish species, with a 11% increase of WUA for *A. tincella*, and a recovery of degraded habitat area for *G. atripinnis* (with 10%), *M. jordani* (18%), *A. robustus* (24%) and for *A. sallaei* (23%).

The management of environmental flows should be a fundamental part of the integrated water resources management approach in the Duero River, due to its beneficial mitigation impacts on the constant pressure of regulatory activity. It would be convenient to discontinue decreasing this activity from March and April (3.61 to 3.44 m³/s), thus avoiding the occurrence of minimum regulated flows; we also recommend establishing the proposed average environmental flows from 5.11 to 5.00 m³/s (for March and April, respectively).

The regulation of the river has direct implications on the available habitat of the target species, mainly in March and April; *Allophorus robustus* and *Aztecuela sallaei* are the most affected, while *Algansea tincella* benefits with an increase in habitat. However, in the rainy season regulation has not affected the habitat of the species. We should mention that this analysis of the habitat variation curves was done with monthly average information. Thus, it is necessary now to analyze habitat variation with minimum flows. Flow rates lower than 1 m³/s during March, April, and May increase habitat degradation in the river and diminish ecosystem resilience. With an environmental proposal of 80% conservation of the NFR, we recommend identifying other lower thresholds to observe the variation in the fluvial habitat.



Figures 5a-j. Variation in the monthly habitat (left) and habitat duration curves (right) for each fish species (* = Optimization matrix method).

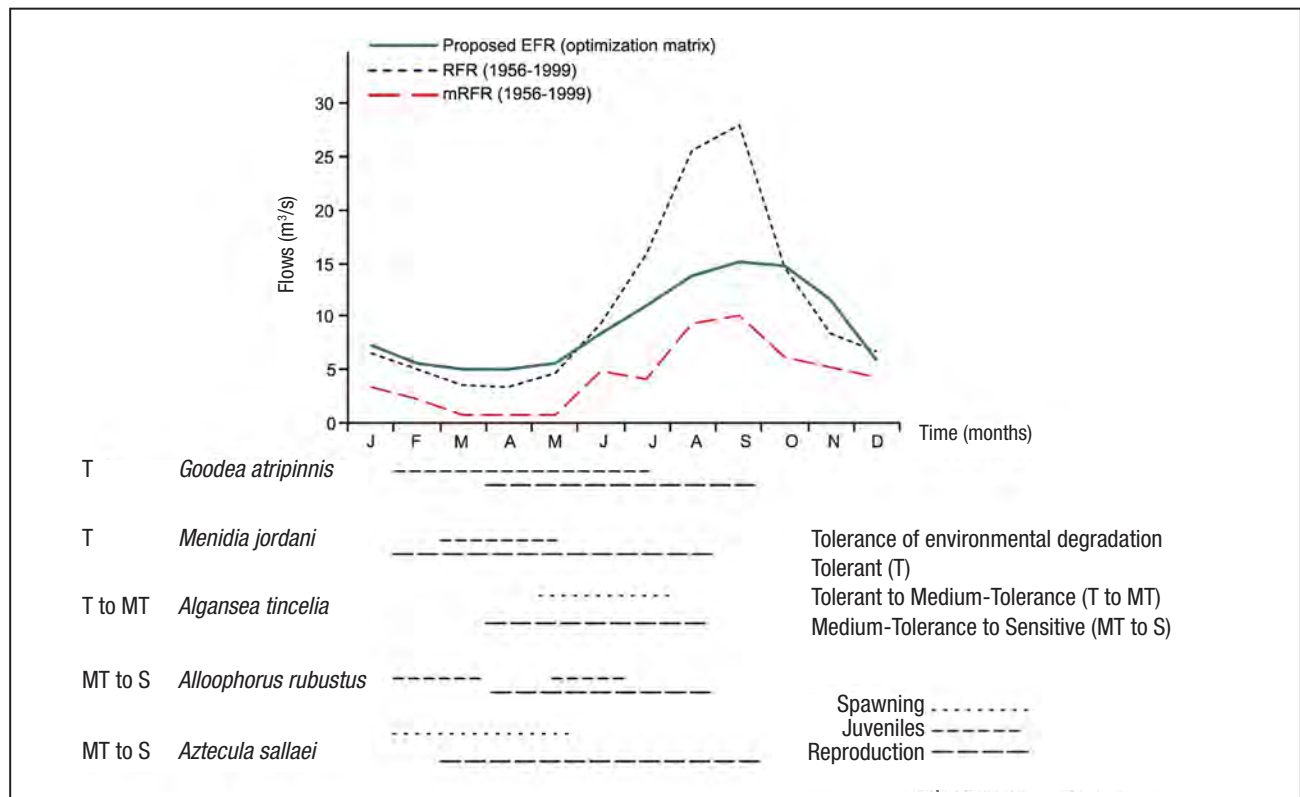


Figure 6. Proposal environmental flow requirement (EFR) in the study area, contrasting with flows regulated and life stages. Note: The life stages with information: Barbour & Miller (1978), Barragán & Magallón (1994), Ledesma-Ayala (1987), López-Eslava (1988), Mendoza (1962), Miller *et al.* (2009), Navarrete & Sánchez (1987) and Soto-Galera *et al.* (1990). Tolerance of environmental degradation with information from Lyons *et al.* (1995, 2000), Mercado-Silva *et al.* (2006) and Ramírez-Herrejón *et al.* (2012).

We believe that this research will be relevant at the national level, since it is one of the first studies to apply this methodology to a Mexican river. The study focuses on only one reach of the river, on the lower basin where the instream water demand competes with irrigation infrastructure. Therefore, water management plays an important role in the allocation and/or implementation of environmental flows, for care and conservation of the aquatic ecosystems in the DRB.

ACKNOWLEDGMENTS

The Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), through the PAPIIT Program (IN111312), financially supported this study. CONACYT granted scholarships (210354) that allowed graduate studies and approved a scholarship supplement for an academic exchange with the Laboratorio de Hidrobiología at the Universidad Politécnica de Madrid, Spain. We thank the Graduate Program in Earth Sciences, within the Instituto de Geología, UNAM. We thank Norman Mercado-Silva (CIByC, UAEM), John Lyons (DNR, University of Wisconsin-Madison), and Omar Domínguez-Domínguez (LBA, Fac. Biol., UMSNH) for suggestions on selecting species. We also wish to thank Luzma Fabiola Nava (International Institute for Applied Systems Analysis) for constructive comments on the manuscript.

REFERENCES

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

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

ÁLVAREZ, J. & L. NAVARRO. 1957. *Los peces del valle de México*. Secretaría de Marina, Instituto Nacional de Pesca, Dirección de Pesca e Industrias Conexas, México, D.F. 62 p.

BANDAS (BANCO NACIONAL DE DATOS DE AGUAS SUPERFICIALES). 2006. Comisión Nacional del Agua. Disponible en línea en: http://www.imta.gob.mx/index.php?Itemid=145&option=com_wrapper&view=wrapper (consultado el 18 Mayo 2013).

BARBOUR, C. D. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 18: 97-141.

- BARBOUR, C. D. & R. R. MILLER. 1978. A revision of the mexican cyprinid fish genus *Algansea*. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 155: 1-72.
- BARRAGÁN, J. & B. S. MAGALLÓN. 1994. Peces dulceacuícolas mexicanos X. *Goodea atripinnis* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología Informa* 28: 27-36.
- BOVEE, K. D. 1982. *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. FWS/OBS-82/26, Instream Flow Information Paper 12. U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 248 p.
- BOVEE, K. D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. FWS/OBS-86/7, Instream Flow Information Paper 21. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 235 p.
- BOVEE, K. D., B. L. LAMB, J. M. BARTHOLOW, C. B. STALNAKER, J. TAYLOR & J. HENRIKSEN. 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.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2009. *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán de Ocampo*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 170 p.
- CONAGUA-IPN (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA-INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL). 2009. *Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático: Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero*. Convenio CNA-MIC-SCCGSAE-01/2008. Informe Final. 142 p.
- DE LA LANZA ESPINO, G., J. L. CARBAJAL PÉREZ, S. A. SALINAS RODRÍGUEZ & J. E. BARRIOS ORDÓÑEZ. 2012. Medición del caudal ecológico del río Acaponeta, Nayarit, comparando distintos intervalos de tiempo. *Investigaciones geográficas* 78: 62-74. DOI: 10.14350/ig.35269
- DÍAZ-PARDO, E., M. A. GODÍNEZ-RODRÍGUEZ, E. L. LÓPEZ-LÓPEZ & E. SOTO-GALERA. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México* 39: 103-127.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2012. *NMX-AA-159-SCFI-2012. Norma Mexicana. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Septiembre 20: 96 p.
- DYSON, M., G. BERGKAMP & J. SCANLON (Eds.). 2008. *Flow: the essentials of environmental flows*. International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland. 134 p.
- GARCÍA DE JALÓN, D. & M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO. 1998. El concepto de caudal ecológico y criterios para su aplicación en los ríos Españoles. Disponible en línea en: <http://www.fnca.eu/biblioteca-del-agua/documentos/documentos/308.pdf> (consultado el 3 Octubre 2016).
- HUBBS, C. L. & C. L. TURNER. 1939. Studies of the fishes of the order Cyprinodontes. XVI. A revision of the Goodeidae. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* 42: 1-90.
- IBÁÑEZ, A. L., J. L. GARCÍA-CALDERÓN & B. R. TORRES-OROZCO. 2008. Reproductive features of the "charal" *Menidia jordani* (Woolman) from Lake of Metztlitlán, Hidalgo. *Hidrobiológica* 18 (1): 1-9.
- LEDESMA-AYALA, C. L. 1987. Estudio ictológico del río Duero, Michoacán. Tesis Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias Biológicas, UANL, México. 105 p.
- LEONARD, P. M. & D. J. ORTH. 1988. *Habitat-use guilds and selection of instream flow target species*. Biological Report 88 (11). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 18 p.
- LÓPEZ-ESLAVA, S. 1988. Ecología y biología de *Goodea atripinnis* en el Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, México. 70 p.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E. & P. VALLEJO DE AQUINO. 1993. Peces dulceacuícolas mexicanos VIII. *Notropis sallei* (Cypriniformes: Cyprinidae). *Zoología Informa* 25: 12-24.
- LYONS, J., A. GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, E. DÍAZ-PARDO, E. SOTO-GALERA, M. MEDINA-NAVA & R. PINEDA-LÓPEZ. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (BI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hidrobiológica* 418 (1): 57-72.
- LYONS, J., S. NAVARRO-PÉREZ, A. P. COCHRAN, C. E. SANTANA & M. GUZMÁN-ARROYO. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9 (3): 569-584.
- MATHURIAU, C., N. MERCADO-SILVA, J. LYONS & L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2011. Fish and macroinvertebrates as freshwater ecosystem bioindicators in Mexico: current state and perspectives. In: Oswald, S. U. (Eds.). *Water Resources in Mexico*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 251-261. DOI: 10.1007/978-3-642-05432-7_19
- MENDOZA, G. 1962. The reproductive cycles of three viviparous teleosts, *Allophorus robustus*, *Goodea luitpoldi* and *Neophorus diazi*. *The Biological Bulletin* 123: 351-365.
- MERCADO-SILVA, N., J. LYONS, E. DÍAZ-PARDO, A. GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, C. P. ORNELAS-GARCÍA, C. PEDRAZA-LARA & M. J. VANDER-ZANDEN. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (5): 533-546. DOI: 10.1002/aqc.737
- MILHOUS, R. T. 2007. Application of Physical Habitat Simulation in the Evaluation of Physical Habitat Suitability. *U.S. Geological Survey professional paper* 1651 (2): 873-888.
- MILHOUS, R. T., M. A. UPDIKE & D. M. SCHNEIDER. 1989. *Physical habitat simulation system reference manual, version II*. Biological Report 89 (16). U.S. Fish and Wildlife Service. Annapolis, MD. 403 p.
- MILLER, R. R., W. L. MINCKLEY & S. M. NORRIS. 2009. *Peces Dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la Frontera Sur/Sociedad Ictológica Mexicana, A.C./Desert Fishes Council. México. 559 p.
- MOIR, H. J., C. N. GIBBINS, C. SOULSBY & A. F. YOUNGSON. 2005. PHABSIM modeling of Atlantic salmon spawning habitat in an upland stream: testing the influence of habitat suitability indices on model output. *River Research and Applications* 21: 1021-1034. DOI: 10.1002/rra.869
- MONCAYO-ESTRADA, R., J. LYONS, J. P. RAMÍREZ-HERREJÓN, C. ESCALERA-GALLARDO & O. CAMPOS-CAMPOS. 2015. 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* 31 (7): 808-824. DOI: 10.1002/rra.2774
- MOORE, M. 2004. Perceptions and interpretations of environmental flows and implications for future water resource management. Master's thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Sweden. 67 p.
- NAVARRETE, S. N. A. & M. R. SÁNCHEZ. 1987. Ictiofauna del embalse Trinidad Fabela. *Memorias del IX Congreso de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 31-34.
- NAVARRETE, N. A., R. SÁNCHEZ & M. L. ROJAS. 1996. Selección del zooplanc-ton por el charal *Chirostoma jordani* (Atheriniformes: Atherinidae). *Revista Biología Tropical* 44 (2): 757-761.
- ORTH, D. J. & P. M. LEONARD. 1990. Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat. *Regulated Rivers: Research & Management* 5: 129-138. DOI: 10.1002/rrr.3450050204
- PAYNE, T. R., S. D. EGGERS & D. B. PARKINSON. 2004. The number of transects required to compute a robust PHABSIM habitat index. *Hydroécologie Appliquée* 14: 27-53. DOI: https://doi.org/10.1051/hydro:2004003
- RAMÍREZ-HERREJÓN, J. P., N. MERCADO-SILVA, M. MEDINA-NAVA & O. DOMÍNGUEZ-DOMÍNGUEZ. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista Biología Tropical* 60 (4): 1669-1685.
- RICHTER, B. D., R. MATHEWS, D. L. HARRISON, & R. WIGINGTON. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological applications* 13 (1): 206-224.
- SÁNCHEZ, M. R. & S. N. A. NAVARRETE. 1987. Aspectos ecológicos y utilización de *Notropis sallei* del embalse la Goleta, Estado de México. *Memorias del IX Congreso de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología* 2: 104-107.
- SANTACRUZ DE LEÓN, G., & M. AGUILAR-ROBLEDO. 2009. Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica* 19 (1): 25-32.
- SANZ-RONDA, F. J., A. MARTÍNEZ DE AZAGRA & G. E. ARENAL. 2005. Evaluación del método del tramo representativo en la cuantificación del hábitat fluvial. *Ecología* 19: 283-302.
- SCOTT, D. W. 2009. Sturges' rule. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* 1 (3): 303-306. DOI: 10.1002/wics.035
- SOTO-GALERA, E., E. DÍAZ-PARDO & C. GUERRA-MAGAÑA. 1990. Peces dulce-acuícolas mexicanos III: *Allophorus robustus* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). *Zoología Informa* 19/20: 21-29.
- STALNAKER, C. B., B. L. LAMB, J. HENRIKSEN, K. BOVEE & J. BARTHOLOW. 1995. *The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM*. Biological Report 29. U.S. Geological Survey. Washington, DC. 45 p.
- THARME, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19 (5-6): 397-441. DOI: 10.1002/rra.736
- THARME R. E., & J. M. KING. 1998. *Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems*. Water Research Commission Report 576/1/98. 452 p.
- VARGAS, P. V., I. ARISMENDI, G. LARA, J. MILLAR & S. PEREDO. 2010. Evidencia de solapamiento de micro-hábitat entre juveniles del salmón introducido *Oncorhynchus tshawytscha* y el pez nativo *Trichomycterus areolatus* en el río Allipén, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45 (2): 285-292. DOI: 10.4067/S0718-19572010000200010
- VELÁZQUEZ, M. M. A. 2005. Diagnóstico para el saneamiento del río Duero. Informe Técnico para el Consejo Estatal de la Fresa de Michoacán, A.C. 198 p.
- VELÁZQUEZ, M. M. A., J. L. PIMENTEL & M. ORTEGA. 2010. 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 340. U.S. Geological Survey. Fort Collins, CO. 288 p.
- WELCOMME, R. L. 1992. *Pesca fluvial*. FAO. Documento Técnico de Pesca 262. Roma, FAO. 303 p.
- WILDING, K. T. 2007. *Minimum flows for ecosystem health in the Whakapipi Stream (Pukekohe)*. Environment Waikato Technical Report 2007/28. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd. Hamilton New Zealand. 64 p.
- ZAVALA-LÓPEZ, L. 2011. Inventario y caracterización de los manantiales en la Cuenca del Río Duero, Michoacán. Tesis Profesional Ingeniero Agrónomo. Departamento de Irrigación, UACH, México. 142 p.

Appendix 1. Total number of fish caught by species, sampling sites of the Duero River, Mexico (Ledesma-Ayala, 1987; López-Eslava, 1988).

Station	Carapán	Santo Tomás	Chilchota	Etúcuaro	Adjuntas	Platanal	Las Limas	Ario de Rayón	Estanzuela	Camucuatto	Capulín	Briseñas
# station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	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. atripinnis</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

Appendix 2. Characteristics and calculation of the representativity index (RT_i) of the Duero River, Mexico.

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

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

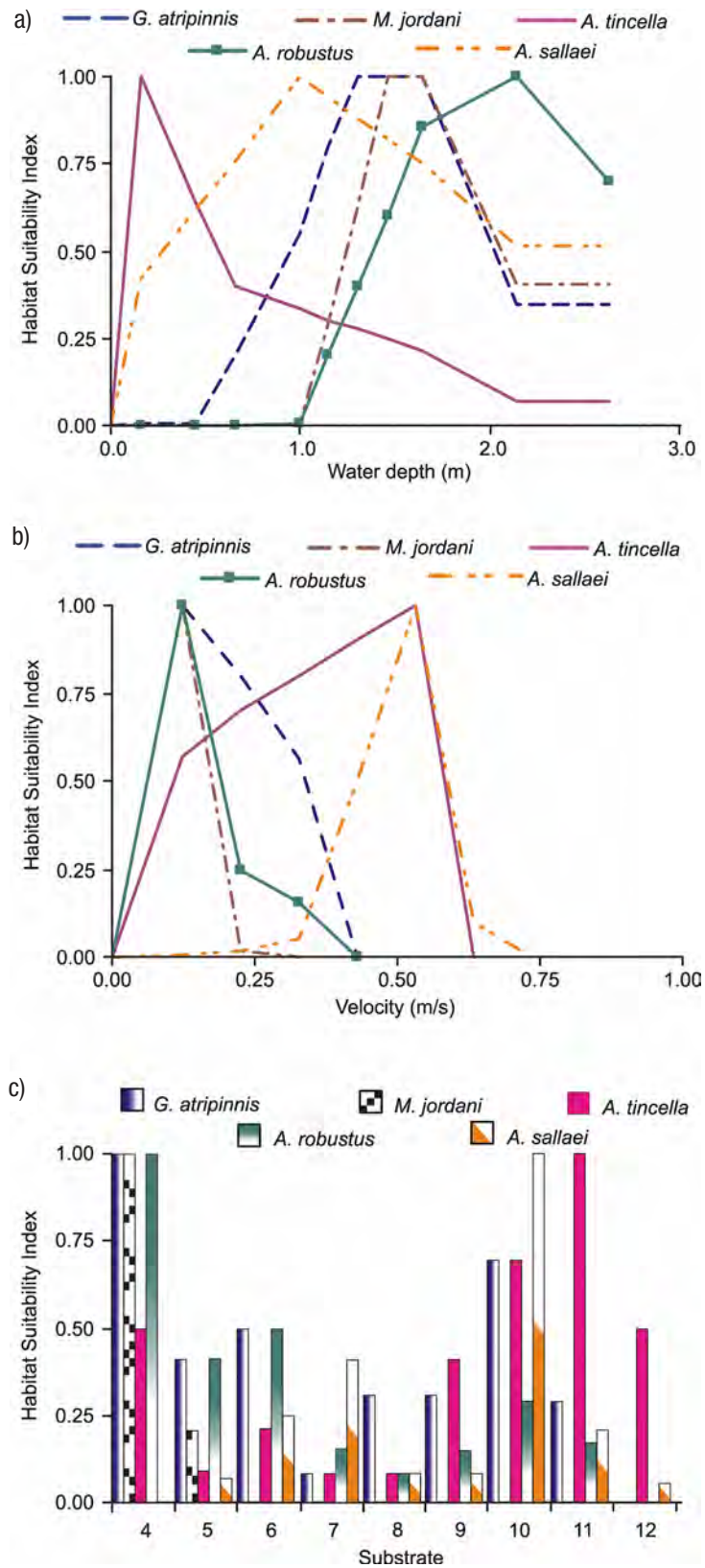
Appendix 2. (Continuation) Calculation of the index of availability (I_d) for the depth variable.

Intervals	Lower Lim.	Upper Lim.	Classmark	F _j	fa	F _j *RT _i	I _d , 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
Summation						2.8	1.0	

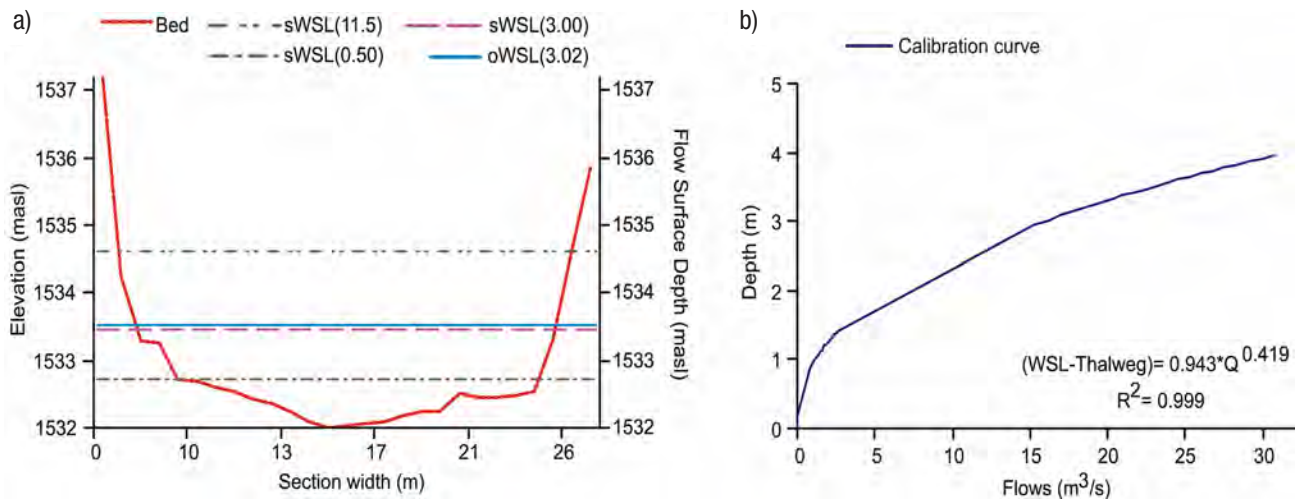
Intervals: $K=1+\text{Log}_2 N$; where N is number of sampling sites.

Appendix 2. (Continuation) Calculation of the usage index (I_u) for the species *Goodea atripinnis*.

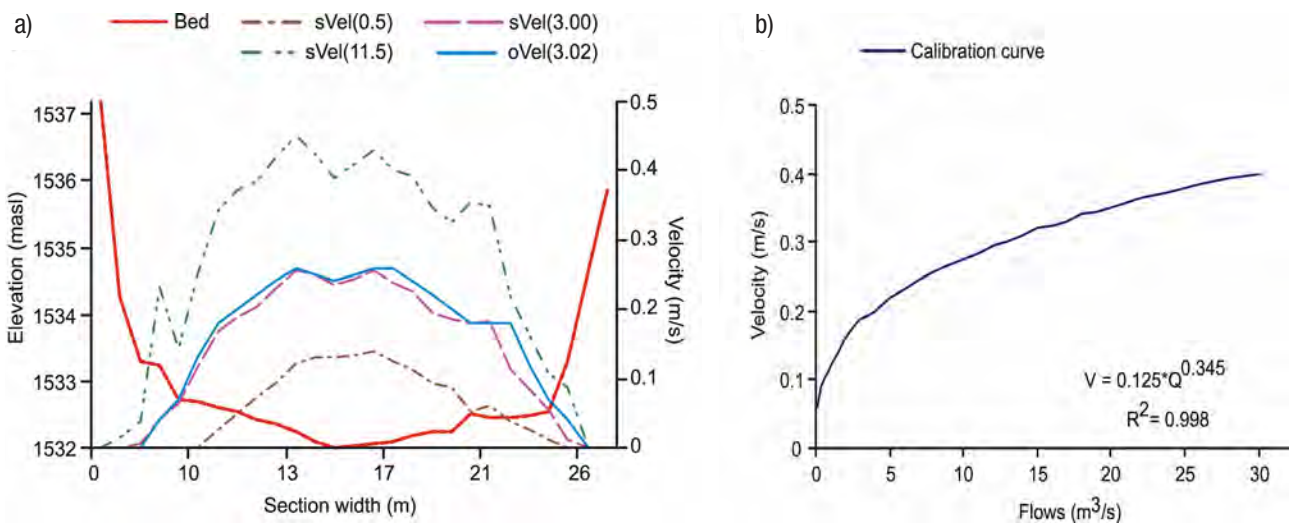
Intervals	# of specimens per site	I _u , Use index	C _i =I _u /I _d	C _i Normalized
1	—	—	—	0
2	1	0.001	0.020	0.01
3	—	—	—	1.00
4	627	0.66	3.52	0.35
5	326	0.34	1.22	0
Total sum of specimens	954			



Appendix 3a-c. Suitability curves for the five ichthyic species: a) depth, b) velocity and c) substrate. (4-clay, 5-silt, 6-sand, 7-very fine gravel, 8-fine gravel, 9-medium gravel, 10-coarse gravel, 11-very coarse gravel and 12-small pebbles).



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



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