
DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución Nº 1178/11. Calificación "B".

Desarrollo de un Modelo de Metabolismo
Hídrico para el Análisis de la Sustentabilidad
Hídrica de Cuencas Hidrológicas de Llanura

*Trabajo de tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y
Tecnología de la Universidad Nacional de General Sarmiento*

Autor: **Lic. Carlos Alberto Ruggerio**

Director: Dr. Marcelo Massobrio

Fecha: Diciembre de 2015

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución Nº 1178/11. Calificación "B".

FORMULARIO "E" **TESIS DE POSGRADO**

Niveles de acceso al documento autorizados por el autor

El autor de la tesis puede elegir entre las siguientes posibilidades para autorizar a la UNGS a difundir el contenido de la tesis: **C**

- a) *Liberar el contenido de la tesis para acceso público.*
 - b) *Liberar el contenido de la tesis solamente a la comunidad universitaria de la UNGS.*
 - c) *Retener el contenido de la tesis por motivos de patentes, publicación y/o derechos de autor por un lapso de cinco años.*
- a. Título completo del trabajo de Tesis: **Desarrollo de un modelo para el análisis de la sustentabilidad hídrica de cuencas de llanura**
 - b. Presentado por: **Ruggerio, Carlos Alberto**
 - c. E-mail del autor: **cruggerio@gmail.com**
 - d. Estudiante del Posgrado: **Doctorado en Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de General Sarmiento**
 - e. Institución o Instituciones que dictaron el Posgrado: **Universidad Nacional de General Sarmiento**
 - f. Para recibir el título de: **Doctor en Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de General Sarmiento**
 - a) Grado académico que se obtiene: **Doctor**
 - b) Nombre del grado académico: **Doctor en Ciencia y Tecnología**
 - g. Fecha de la defensa: **28/12/2015**
 - h. Director de la Tesis: **Dr. Massobrio, Marcelo Juan**
 - i. Tutor de la Tesis: **Dr. Momo, Fernando**
 - j. Colaboradores con el trabajo de Tesis:
 - k. Descripción física del trabajo de Tesis: **la tesis consta de 149 páginas en total y contiene 24 figuras, 15 tablas y 6 gráficos.**
 - l. Alcance geográfico y/o temporal de la Tesis: **cuencas hidrológicas de llanura**
 - m. Temas tratados en la Tesis (palabras claves): **Sistemas Complejos, Sustentabilidad Hídrica, Metabolismo Hídrico, Cuencas de Llanura**

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución Nº 1178/11. Calificación "B".

n. Resumen en español

En la República Argentina, los estudios de cuencas hidrológicas tienen una tradición de enfocarse a aspectos como la predicción de inundaciones, el uso del agua para la agricultura y el desarrollo de obras de infraestructura, generando información no siempre suficiente para analizar la sustentabilidad del sistema. Atendiendo a esto, el objetivo de la presente tesis fue elaborar un modelo conceptual para analizar el metabolismo hídrico de cuencas hidrológicas de llanura y evaluar su tendencia hacia escenarios de sustentabilidad hídrica. Se desarrolló un análisis teórico del concepto de sustentabilidad hídrica y se elaboró una definición aplicable a cuencas hidrológicas de llanura. Sobre esta base, se elaboró un modelo conceptual para analizar el metabolismo hídrico de una cuenca frente a diferentes escenarios de gestión territorial y evaluar su sustentabilidad hídrica. La elaboración de un ejemplo de aplicación del modelo en una subcuenca de la Pampa Ondulada evidenció su potencialidad para responder a diferentes escenarios de gestión y alertar respecto a condiciones de insustentabilidad.

o. Resumen en portugués

Na República Argentina, os estudos de bacias hidrográficas têm uma tradição de se concentrar em questões como a previsão de inundações, o uso da água para a agricultura e o desenvolvimento de obras de infraestrutura, gerando informações nem sempre suficientes para analisar a sustentabilidade do sistema. Em resposta a isso, o objetivo deste trabalho foi desenvolver um modelo para analisar o metabolismo hídrico em bacias hidrográficas de planícies e avaliar a sua tendência para cenários de sustentabilidade hídrica. Desenvolveu-se uma análise teórico do conceito de sustentabilidade hídrica e gerou-se uma definição aplicável a bacias hidrográficas. Sobre essa base, foi desenvolvido um modelo para analisar o metabolismo hídrico de uma bacia na frente de diferentes cenários de gestão territorial e avaliar a sua sustentabilidade hídrica. O desenvolvimento de um exemplo de aplicação do modelo em uma sub-bacia da Pampa Ondulada demonstrou seu potencial para responder a diferentes cenários de gestão e para alertar em relação às condições de insustentabilidade.

DOCTORADO EN CIENCIA Y TECNOLOGIA

Evaluado y acreditado por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU).
Resolución Nº 1178/11. Calificación "B".

p. Resumen en inglés

In Argentina, studies regarding water basins traditionally focus on aspects such as floods predictions, water use by agriculture and the development of infrastructure projects, generating insufficient information to analyze the sustainability of the system. The objective of the present thesis is to elaborate a model to review the hydrological metabolism of plain water basins and assess the trend towards water sustainability scenarios. An theoretical analysis about the concept of hydrological sustainability was carried out, establishing a definition that can be applied to plain water basins. On this basis, a model was created to examine the water metabolism of a basin for different territorial management scenarios and assess its hydrological sustainability. The development of a model application example on a sub-basin of the Rolling Pampas showed its potential to respond to different management scenarios and to warn about unsustainability conditions.

q. Aprobado por: Dra. Alicia R. Fabricio de Iorio

Dr. José Antonio Borello

Dr. Andrés Barsky

Firma y aclaración de la firma del Presidente del Jurado:

Firma del autor de la tesis:

APORTES ORIGINALES

El trabajo de tesis profundiza la discusión respecto al concepto de sustentabilidad, sus distintas significaciones y su emergencia como paradigma con potencialidad para evaluar la tendencia de la relación sociedad-naturaleza. Asimismo, desarrolla una discusión teórico-metodológica de los instrumentos con potencialidad de analizar los sistemas hidrológicos en general y se elabora una definición de sustentabilidad hídrica de cuencas hidrológicas de llanura.

En suma a lo anterior, se desarrolló un modelo conceptual para analizar y describir el metabolismo hídrico de cuencas hidrológicas de llanura y evaluar la tendencia del sistema frente a diferentes escenarios de gestión territorial, comprendiendo la cuenca como un Sistema Socio-Ecológico producto de la relación sociedad-naturaleza. El modelo considera tanto los flujos de entradas y salidas del sistema (tradicionalmente analizados en los estudios de balances hídricos) como los procesos metabólicos naturales y antrópicos que se desarrollan en su interior y la afectación que provocan en la disponibilidad de agua tanto en cantidad como en calidad. En este sentido constituye un instrumento que permite realizar una descripción con mayor complejidad de la que usualmente se aplica para el análisis de las cuencas de llanura.

RESUMEN

En la República Argentina, los estudios de cuencas hidrológicas tienen una tradición de enfocarse a aspectos como la predicción de inundaciones, el uso del agua para la agricultura y el desarrollo de obras de infraestructura, generando información no siempre suficiente para analizar la sustentabilidad del sistema. Atendiendo a esto, el objetivo de la presente tesis fue elaborar un modelo conceptual para analizar el metabolismo hídrico de cuencas hidrológicas de llanura y evaluar su tendencia hacia escenarios de sustentabilidad hídrica. Se desarrolló un análisis teórico del concepto de sustentabilidad hídrica y se elaboró una definición aplicable a cuencas hidrológicas de llanura. Sobre esta base, se elaboró un modelo conceptual para analizar el metabolismo hídrico de una cuenca frente a diferentes escenarios de gestión territorial y evaluar su sustentabilidad hídrica. La elaboración de un ejemplo de aplicación del modelo en una subcuenca de la Pampa Ondulada evidenció su potencialidad para responder a diferentes escenarios de gestión y alertar respecto a condiciones de insustentabilidad.

ABSTRACT

In Argentina, studies regarding water basins traditionally focus on aspects such as floods predictions, water use by agriculture and the development of infrastructure projects, generating insufficient information to analyze the sustainability of the system. The objective of the present thesis is to elaborate a model to review the hydrological metabolism of plain water basins and assess the trend towards water sustainability scenarios. An theoretical analysis about the concept of hydrological sustainability was carried out, establishing a definition that can be applied to plain water basins. On this basis, a model was created to examine the water metabolism of a basin for different territorial management scenarios and assess its hydrological sustainability. The development of a model application example on a sub-basin of the Rolling Pampas showed its potential to respond to different management scenarios and to warn about unsustainability conditions.

RESUMO

Na Republica Argentina, os estudos de bacias hidrográficas têm uma tradição de se concentrar em questões como a previsão de inundações, o uso da água para a agricultura e o desenvolvimento de obras de infraestrutura, gerando informações nem sempre suficientes para analisar a sustentabilidade do sistema. Em resposta a isso, o objetivo deste trabalho foi desenvolver um modelo para analisar o metabolismo hídrico em bacias hidrográficas de planícies e avaliar a sua tendência para cenários de sustentabilidade hídrica. Desenvolveu-se uma análise teórico do conceito de sustentabilidade hídrica e gerou-se uma definição aplicável a bacias hidrográficas. Sobre essa base, foi desenvolvido um modelo para analisar o metabolismo hídrico de uma bacia na frente de diferentes cenários de gestão territorial e avaliar a sua sustentabilidade hídrica. O desenvolvimento de um exemplo de aplicação do modelo em uma sub-bacia da Pampa Ondulada demonstrou seu potencial para responder a diferentes cenários de gestão e para alertar em relação às condições de insustentabilidade.

PUBLICACIONES

Di Pace, María; Martín Crojetovich, Alejandro y **Ruggerio, Carlos A.** 2012. Paradigmas Ambientales. Capítulo de libro en: Di Pace, María y Horacio Caride Bartrons (directores): Ecología Urbana. Universidad Nacional de General Sarmiento. Buenos Aires.

Rodriguez, Alicia; **Ruggerio, Carlos A** y Fernández, Leonardo. 2008. Actividades productivas en la cuenca del río Luján, impacto sobre el agua. Revista DLocal Nº 5. Centro de Estudios Desarrollo y Territorio. UNSAM, Buenos Aires.

Ruggerio, Carlos A y Zuberan, Federico. The process of sojization and the deepening of HANPP in the agriculture model in Argentine. A Case Study: The Luján River Basin, Buenos Aires. 8th International Conference of the European Society for Ecological Economics. University of Ljubljana, Slovenia 29 June to 2 July 2009. Ponencia.

Ruggerio, Carlos A y Zuleta, Gustavo. Sustentabilidad: enfoques y metodologías aplicables al estudio de cuencas hídricas. Presentado en III Reunión Binacional de Ecología Argentino-Chilena, Sociedad de Ecología de Chile (SOCECOL), Asociación Argentina de Ecología (ASAE). La Serena, Chile. Octubre de 2007. Ponencia.

Ruggerio, Carlos A y Di Pace, María. Sustentabilidad: teoría, métodos y aplicaciones. Segundo Encuentro Internacional: Regiones y Bioregionalismo. Territorios y Desarrollo Sostenible. Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES), Universidad Nacional de General Sarmiento. Buenos Aires. Septiembre de 2007. Ponencia.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de General Sarmiento y el Estado Nacional que me brindaron la oportunidad de estudiar una carrera de grado y posgrado.

A mis compañeros del Instituto del Conurbano de la Universidad Nacional de General Sarmiento y a su Director Gustavo Kohan por su confianza y apoyo.

A mis compañeros del Área Ecología que me acompañaron con sus recomendaciones y consejo.

A los profesores que me inspiraron y brindaron sus saberes con preocupación y entrega, especialmente a María Di Pace y Francisco Suárez por su guía y afecto.

A mi Director Marcelo Massobrio y mi consejero de estudio del doctorado Fernando Momo que me brindaron su apoyo y conocimientos incondicionalmente y con afecto.

A Leticia Lamberto, Victor Francone, Norberto Felci y a las personas que me ayudaron a superar momentos difíciles.

A mis padres Inés y Juan Carlos por todo el esfuerzo y amor para acompañarme y guiarme en la vida. A mi hermano, mi abuela, mi hijo y el resto de mis familiares y amigos que siempre están, especialmente en los momentos difíciles.

A Lorena por su amor, que me da fuerzas y me acompaña día a día.

A mis padres

A Lorena

Índice

1	<u>INTRODUCCIÓN</u>	12
1.1	SUSTENTABILIDAD HÍDRICA Y NUEVOS INSTRUMENTOS DE ANÁLISIS DEL CICLO HIDROLÓGICO	14
1.2	EL ANCLAJE TERRITORIAL DEL ANÁLISIS DE SUSTENTABILIDAD HÍDRICA	15
1.3	OBJETIVO GENERAL, OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS DE TRABAJO	16
1.3.1	OBJETIVO GENERAL	16
1.3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
1.3.3	HIPÓTESIS DE TRABAJO	17
1.4	PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO GENERAL Y ESTRUCTURA DEL TRABAJO DE TESIS	17
2	<u>ANÁLISIS TEÓRICO Y CONCEPTUAL DE LA SUSTENTABILIDAD</u>	20
2.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	20
2.2	DESARROLLO Y DISCUSIÓN	20
2.2.1	DESARROLLO SUSTENTABLE Y SUSTENTABILIDAD	20
2.2.2	APROXIMACIONES A UNA DEFINICIÓN DE SUSTENTABILIDAD	23
2.2.3	EL SUJETO DE LA SUSTENTABILIDAD	32
2.2.4	EL OBJETO DE ESTUDIO DE LA SUSTENTABILIDAD	38
2.2.5	DIMENSIONES Y ESCALAS DE LA SUSTENTABILIDAD	39
2.3	SÍNTESIS	40
3	<u>SUSTENTABILIDAD DE SISTEMAS HÍDRICOS</u>	43
3.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	43
3.2	DESARROLLO Y DISCUSIÓN	43
3.2.1	CONCEPCIONES HEREDADAS Y NUEVO PARADIGMA EN LA COMPRENSIÓN DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS	43
3.2.2	SUSTENTABILIDAD HÍDRICA	53
3.2.3	SUSNTETABILIDAD HÍDRICA DE CUENCAS DE LLANURA	58
3.3	SÍNTESIS	60
4	<u>INSTRUMENTOS METODOLÓGICOS PARA EL ESTUDIO DE LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA Y DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS</u>	62

4.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	62
4.2	DESARROLLO Y DISCUSIÓN	62
4.2.1	MÉTODOS PARA EL ANÁLISIS DE LA SUSTENTABILIDAD	62
4.2.2	MÉTODOS PARA EL ANÁLISIS DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS Y LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA	70
4.3	SÍNTESIS	85
5	<u>DESARROLLO DEL MODELO DE METABOLISMO HÍDRICO PARA EL ANÁLISIS DE LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA DE CUENCAS HIDROLÓGICAS DE LLANURA</u>	87
<hr/>		
5.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	87
5.2	METODOLOGÍA	87
5.2.1	DESARROLLO DEL MODELO DE METABOLISMO HÍDRICO	87
5.2.2	DESARROLLO DE CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS DEL MODELO DE MH	88
5.2.3	PROCEDIMIENTO PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO EN UN ÁMBITO GEOGRÁFICO ESPECÍFICO	88
5.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	88
5.3.1	DEFINICIÓN DEL MODELO	88
5.3.2	SÍNTESIS DE ECUACIONES DEL MODELO	98
5.3.3	CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS DEL MODELO	102
5.3.4	PROCEDIMIENTO GENERAL PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO	109
5.4	SÍNTESIS	111
6	<u>EJEMPLO DE APLICACIÓN DEL MODELO</u>	113
<hr/>		
6.1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	113
6.2	MATERIALES Y MÉTODOS	113
6.2.1	DEFINICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL OBJETO DE ESTUDIO	113
6.2.2	REPRESENTACIÓN CUANTITATIVA DEL MODELO DE METABOLISMO HÍDRICO	120
6.2.3	APLICACIÓN DE CRITERIOS PARA EVALUAR LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA	120
6.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	120
6.3.1	CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL, REPRESENTACIÓN CUALITATIVA Y CUANTIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DEL MODELO DE MH	120
6.3.2	REPRESENTACIÓN CUANTITATIVA DEL MODELO DE METABOLISMO HÍDRICO	131
6.3.3	APLICACIÓN DE CRITERIOS PARA EVALUAR LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA	135
6.4	SÍNTESIS	137

7 SÍNTESIS Y CONCLUSIONES **139**

8 BIBLIOGRAFÍA **143**

1 INTRODUCCIÓN

La relación de la humanidad con el agua como recurso se remonta a sus orígenes, no sólo porque su consumo es esencial para la vida humana, sino porque brinda otros servicios ecosistémicos¹ que han sido de relevancia para el desarrollo de las sociedades. Esta relación dio lugar a un interés por conocer las particularidades del ciclo hidrológico y al surgimiento de tecnologías destinadas al aprovechamiento y la distribución del agua, pasando a ser considerada como un recurso esencial. Sin embargo, a partir de la revolución industrial, ha aumentado significativamente la presión sobre los recursos hídricos hasta convertirlos, muchas veces, en escasos y limitantes tanto para el desarrollo de las actividades antrópicas como para la continuidad de los ecosistemas (véase [UNDP 2006]).

Tal contradicción generó un interés creciente respecto a la forma en que deben gestionarse para minimizar los impactos negativos asociados a su uso, a las sequías, a las inundaciones y otros fenómenos derivados tanto de su ciclo natural como de las modificaciones que el hombre provoca. En el ámbito académico-científico este interés dio lugar a diferentes marcos teóricos y metodológicos para analizar la dinámica del agua a nivel planetario y regional, siendo una de las primeras explicaciones sistémicas la desarrollada por Robert Horton en la década de 1930 [Horton 1931]. Sus trabajos sentaron las bases de la hidrología y, durante buena parte del siglo XX, acuñaron una concepción abstracta y naturalista del ciclo hidrológico en la que el hombre y sus actividades no tenían la capacidad suficiente para alterarlo.

Considerar la actividad humana como agente de modificación del ciclo hidrológico o de algunos aspectos de éste, es parte de un proceso integrador respecto a la comprensión

¹ En este trabajo se asume la definición de servicios ecosistémicos propuesta por [Costanza et al. 1997]. Para una discusión del concepto véase [Millennium_Ecosystem_Assessment 2005; Balvanera et al. 2012].

de la relación sociedad-naturaleza por parte de la sociedad occidental. En las primeras décadas del siglo XX el paradigma imperante vinculado al desarrollo concebía a la naturaleza como una fuente de recursos inagotables para el crecimiento de las economías y confiaba en el progreso científico y tecnológico como instrumento para superar las limitaciones que se plantearan². Esta visión implicó, en parte, que en las ciencias naturales se tomara como objeto de estudio la “naturaleza” escindida del hombre y sus actividades, un ejemplo es el desarrollo de la ecología hasta mediados del siglo XX (véase [Deléage 1993]), pero también se puede aplicar a la hidrología en sus inicios (véase una discusión exhaustiva en [Linton 2008]).

Entre las décadas de los años 1950 y 1970, convergieron una serie de trabajos que alertaron respecto a los impactos ambientales que el proceso de revolución industrial estaba generando (Véase [Meadows et al. 1972; Carson 1962]), dando lugar en los años siguientes al surgimiento del concepto de desarrollo sustentable (véase [WCED 1987]). El ámbito científico no fue ajeno a este planteo y las concepciones naturalistas comenzaron a ser reemplazadas por análisis complejos considerando los procesos sociales y su impacto en el ambiente. El desarrollo sustentable impuso nuevos desafíos, en cuanto a su definición e implicó la construcción de nuevos cuerpos teóricos y metodológicos para la comprensión de la relación sociedad-naturaleza. Sin embargo, la discusión sobre este concepto se diversificó y generó una lucha por su significación desde distintas corrientes de pensamiento (véase [Van Den Bergh 1996]) que dio lugar a un nuevo debate respecto al significado del concepto “sustentabilidad” (véase [Naredo 1996]) y, como resultado de este proceso, la sustentabilidad emerge fuertemente en el análisis ecológico en particular y en las ciencias ambientales en general.

Lo anterior, también generó una reflexión respecto a cómo deben estudiarse los sistemas

² Un ejemplo de esta situación es la llamada “revolución verde” de la agricultura, basada en el desarrollo de monocultivos, el uso intensivo de agroquímicos y el desarrollo de maquinaria agrícola (véase: Pengue (2005)).

hídricos y el ciclo hidrológico, propendiendo a analizar cuáles son los límites que deben considerarse para la explotación de los recursos hídricos, acentuando la necesidad de abandonar los esquemas tradicionales de análisis y considerar no sólo los aspectos naturales, sino también las presiones que las sociedades ejercen alterando flujos y reservorios (para un ejemplo véase [Coates et al. 2012]).

1.1 Sustentabilidad hídrica y nuevos instrumentos de análisis del ciclo hidrológico

Las evidencias del impacto negativo que las sociedades pueden provocar sobre los recursos hídricos derivó en nuevas teorías que ponen el foco en el “uso sustentable del agua” o la “sustentabilidad hídrica” y que reconocen la existencia de límites naturales a su disponibilidad y a su uso (véase [Gleick 1998; Gleick et al. 1995]). Asimismo, la modificación en la concepción del ciclo hidrológico trajo aparejada nuevas categorías para definir el agua en función de su calidad, su uso potencial y su disponibilidad, entre otras que no estaban presentes en los esquemas tradicionales (véase [RAEng 2010]).

En forma simultánea, surgen nuevos conceptos y enfoques metodológicos como el Agua Virtual, que contabiliza el agua insumida en la producción de bienes de consumo en todo su ciclo de vida (véase [Allan 1998; Hoekstra y Hung 2002]); la Huella Hídrica, que contempla al agua virtual al tiempo que permite estimar el agua que requiere una actividad social o la sociedad en su conjunto, por ejemplo, la Huella Hídrica de una ciudad o una región (véase [Hoekstra y Chapagain 2007; Mekonnen y Hoekstra 2011]); el índice de escasez, que propende a indicar la relación entre la oferta que el ambiente genera y la demanda que las sociedades ejercen en ese mismo ambiente (véase [Rivera, Ramírez y Vanegas Sarmiento 2004]); y el metabolismo hídrico, que propone considerar los flujos de agua en un sistema territorial³ contemplando no sólo los que son producto del ciclo

³ En este trabajo, el término territorio refiere a un sistema formado por todos los elementos físicos, biológicos y sociales de un área o región.

hidrológico natural, sino también aquéllos que surgen por la circulación de bienes de consumo en el sistema económico (véase [Madrid, Cabello y Giampietro 2013; Madrid y Velázquez 2008]).

Todos ellos tienden a complejizar el estudio de los sistemas hídricos incorporando las dimensiones social, económica, institucional y ecológica. Sin embargo, el marco teórico de la sustentabilidad impone desafíos que aún no están totalmente resueltos tanto en términos teóricos como metodológicos.

1.2 El anclaje territorial del análisis de sustentabilidad hídrica

La incertidumbre debida al carácter dinámico de los ecosistemas (véase [Holling 1973; Scheffer et al. 2001; Schellnhuber 1999]), instala un desafío en términos de precisar la sustentabilidad de un sistema, convirtiendo a la misma sustentabilidad en un proceso dinámico que debe ser reajustado y aproximado continuamente, como un objetivo prospectivo imposible de concebir como realizado. Su análisis es incipiente a escala mundial, regional y local y requiere, a su vez, la asimilación de un cambio de paradigma y la generación de información específica aún no producida en muchas de las regiones del planeta.

La aplicación de métodos como el cálculo de la Huella Hídrica (HH), el Agua Virtual (AV), el Índice de Escasez o el Metabolismo Hídrico (MH) enfrentan estas limitaciones, especialmente cuando se los intenta aplicar a escala regional y local, ya que la información recabada y producida por organismos gubernamentales prioriza las escalas impuestas por los límites administrativos y no ecológicos, registrándose actualmente la mayor cantidad de trabajos producidos a escala mundial o nacional, (véase [Cosgrove y Cosgrove 2012; Richter et al. 2003; Gallopín 2012; RAEng 2010; Programme 2009; Gleick 1998]). No obstante esto, existe un consenso en la necesidad de considerar las escalas ecológicas como unidad de análisis, dado que permiten el estudio de procesos de manera holística y no fragmentada.

Por lo anterior, la cuenca hidrológica ha devenido como la unidad de análisis en gran parte de los estudios de sistemas hídricos. Ésta constituye una unidad ecológica en sí, en

la que pueden analizarse una diversidad de procesos ecológicos y antrópicos de manera holística (véase [Bruneau 2005]). Su concepción teórica ha variado a lo largo del siglo XX, acompañando la tendencia general descrita anteriormente (véase [Shaw 1994]), encontrando que en los análisis desarrollados a partir de la década de 1990 se incorpora fuertemente la dimensión social y el criterio de sustentabilidad, rompiendo con la tradición vinculada al estudio del ciclo hidrológico y de los balances hídricos.

En Sudamérica y la República Argentina, el estudio de cuencas hídricas tiene una fuerte tradición vinculada a la hidrología y la aplicación de modelos de simulación para la predicción de inundaciones (véase [De Lío et al. 2007]), del uso del agua para la agricultura y el desarrollo de obras de infraestructura. No obstante, el análisis que implicaría un estudio de sustentabilidad o la aplicación de métodos como la Huella Hídrica o el Metabolismo Hídrico es aún poco explorado.

1.3 Objetivo general, objetivos específicos e hipótesis de trabajo

1.3.1 Objetivo general

Teniendo en cuenta la necesidad de profundizar en el desarrollo y la aplicación de instrumentos para la comprensión y gestión de los sistemas hídricos a escala de cuencas hidrológicas, el objetivo general de este trabajo es elaborar un modelo que permita analizar el metabolismo hídrico de una cuenca hidrológica de llanura y evaluar su tendencia a la sustentabilidad hídrica frente a diferentes escenarios de gestión⁴.

1.3.2 Objetivos específicos

Sobre la base del objetivo general se definieron los siguientes objetivos específicos:

- Realizar un análisis crítico de los principales marcos teóricos que definen la sustentabilidad como base para el desarrollo de una definición de

⁴ Para una referencia respecto a la teoría de escenarios a la que se refiere en este trabajo véase [Börjeson et al. 2006; Godet 2000].

sustentabilidad hídrica de cuencas hidrológicas de llanura.

- Analizar los principales marcos teóricos utilizados para el análisis de los sistemas hídricos en general y las cuencas hidrológicas en particular y desarrollar una definición de sustentabilidad hídrica aplicable a cuencas hidrológicas de llanura.
- Analizar los principales métodos desarrollados para el análisis de la sustentabilidad y de la sustentabilidad de sistemas hídricos y evaluar sus potencialidades al aplicarlos al análisis de cuencas hidrológicas de llanura.
- Desarrollar un modelo para caracterizar y analizar el Metabolismo Hídrico de cuencas hidrológicas de llanura que permita, a su vez, evaluar su tendencia a la sustentabilidad hídrica frente a diferentes escenarios de gestión.

1.3.3 Hipótesis de trabajo

El desarrollo de la tesis se basó en las siguientes hipótesis de trabajo:

- Las definiciones de sustentabilidad hídrica basadas en el concepto de desarrollo sustentable heredan las contradicciones implícitas en este concepto, provocando que su aplicación a estudios territoriales concretos no permita evaluar la sustentabilidad real del sistema analizado.
- Los métodos tradicionales de análisis de los sistemas hídricos presentan limitaciones para analizar la sustentabilidad hídrica de cuencas hidrológicas porque su formulación se realizó sin considerarlas como un emergente de la relación sociedad-naturaleza.
- Un modelo basado en el marco teórico de la sustentabilidad y desarrollado a partir del análisis del metabolismo hídrico, posibilita evaluar la sustentabilidad hídrica de cuencas hidrológicas de llanura.

1.4 Procedimiento metodológico general y estructura del trabajo de tesis

Los materiales y métodos utilizados en esta tesis se nutren de diversas disciplinas, aunque asumiendo como base la teoría ecológica contemporánea, especialmente aquella que

apela al análisis y la comprensión de la relación sociedad-naturaleza y los sistemas complejos. Partiendo de este marco, se trabajo de acuerdo a un procedimiento metodológico general que contempla tanto un análisis teórico y metodológico de la sustentabilidad como el desarrollo de un modelo para el análisis de la sustentabilidad hídrica de cuencas de llanura. Las etapas principales del procedimiento se detallan a continuación.

Análisis teórico y conceptual de la sustentabilidad

En primer lugar, a partir de la revisión de bibliografía científica especializada se realiza un análisis del concepto “sustentabilidad”, su génesis en el concepto “desarrollo sustentable” y sus implicancias en la generación de nuevos enfoques teóricos para el análisis de la relación sociedad-naturaleza. Éste análisis se concentra temporalmente entre la publicación del informe “Nuestro Futuro Común” [WCED 1987] y la actualidad, periodo en el que se evidencia la mayor productividad teórica, conceptual y metodológica respecto al tema.

En particular, se analizan diferentes propuestas de definición de sustentabilidad que se basan en la teoría de sistemas y sistemas complejos, a partir de las que se definió un marco teórico-conceptual adecuado para el posterior desarrollo de la definición de sustentabilidad hídrica en cuencas hidrológicas de llanura.

Desarrollo de una definición de sustentabilidad hídrica de cuencas de llanura

En segundo lugar, se realiza un análisis de las principales propuestas teóricas y de los nuevos conceptos que surgen para estudiar y explicar los impactos que la sociedad actual provoca sobre el ciclo hidrológico y los sistemas hídricos. Sobre esta base, y contemplando los resultados del análisis de la sustentabilidad realizado en la etapa anterior, se desarrolla una definición de sustentabilidad hídrica aplicable a cuencas hidrológicas de llanura que luego será utilizada para el desarrollo del modelo conceptual.

Análisis de los instrumentos metodológicos para el estudio de la sustentabilidad hídrica y de los sistemas hídricos

En tercer lugar, se realiza un análisis de los diferentes métodos utilizados para el estudio de la sustentabilidad de sistemas socio-ecológicos (SSEs), aquellos que abordan el estudio de los sistemas hídricos y que puedan aplicarse o se apliquen para conocer aspectos de su sustentabilidad y para analizar su sustentabilidad hídrica. Este análisis constituye el punto de partida para el desarrollo posterior del modelo de metabolismo hídrico, objetivo principal de este trabajo.

Desarrollo del modelo y de los criterios de sustentabilidad hídrica

Sobre la base del análisis y la elaboración teórica realizada en las etapas anteriores, en cuarto lugar, se desarrolla un modelo conceptual para el análisis del Metabolismo Hídrico de cuencas hidrológicas de llanura y una serie de criterios para evaluar su sustentabilidad hídrica frente a diferentes escenarios de gestión territorial. Asimismo, se presenta un protocolo para la aplicación del modelo a contextos territoriales específicos.

Desarrollo de un ejemplo de aplicación del modelo

Para una mayor comprensión del modelo, en quinto lugar, se desarrolla un ejemplo de aplicación tomando como área de estudio la subcuenca del Arroyo del Durazno, perteneciente a la cuenca del Río Luján, ubicada en la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

Conclusiones y comentarios finales

Por último, se desarrolla una síntesis de los resultados logrados a lo largo de la tesis y se presentan las conclusiones finales del trabajo.

2 ANÁLISIS TEÓRICO Y CONCEPTUAL DE LA SUSTENTABILIDAD⁵

2.1 Introducción y objetivos

El concepto de sustentabilidad no ha adquirido aún un significado definitivo, sino que es influenciado por la herencia del debate respecto al desarrollo sustentable. En consecuencia, existen diversas escuelas de pensamiento que proponen diferentes significados que es necesario analizar en profundidad para desarrollar definiciones específicas como “sustentabilidad hídrica” y la elaboración de métodos tendientes a su estudio, objetivos principales de este trabajo.

Teniendo presente lo anterior, este capítulo tiene como objetivo general analizar los principales enfoques teóricos que definen el concepto de sustentabilidad, con el fin de sentar las bases teóricas sobre las que posteriormente se desarrolla el modelo para el análisis del Metabolismo Hídrico y la definición de sustentabilidad hídrica. Para esto, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Analizar el concepto de sustentabilidad y las distintas escuelas de pensamiento que hoy prevalecen en la disputa por su significación.
- Analizar las limitaciones y potencialidades de las principales definiciones de sustentabilidad y la pertinencia de la aplicación del concepto para el estudio de los sistemas socio-ecológicos.

2.2 Desarrollo y discusión

2.2.1 Desarrollo sustentable y Sustentabilidad

El surgimiento del paradigma desarrollo sustentable se remonta a los inicios de la década de 1970, cuando convergieron una serie de trabajos que alertaban sobre la necesidad de

⁵ Parte del desarrollo de éste capítulo fue publicado en [Di Pace, Martín Crojetovich y Ruggerio 2012]

establecer límites al modelo económico-productivo imperante, especialmente en occidente. Los impactos ambientales a nivel planetario, ya puestos en evidencias en décadas anteriores con trabajos como el de Rachel Carson véase [Carson 1962], en muchos casos con daños crecientes e irreversibles sobre los ecosistemas (con el consecuente impacto sobre las personas y sus actividades), pusieron de manifiesto los riesgos que implicaba mantener la lógica del crecimiento económico y el aumento de la producción como estrategia de desarrollo a nivel mundial. Unos de los trabajos más significativos fue “Los límites al crecimiento” presentado por el Club de Roma en el año 1972 [Meadows et al. 1972], en el que los autores alertaban sobre la necesidad de establecer límites a la explotación de los recursos naturales, a la utilización de los ecosistemas como sumideros y proyectaban un deterioro planetario con consecuencias irreversibles⁶.

El debate iniciado en esos años dio lugar al surgimiento del concepto eco-desarrollo, una propuesta que intentaba conciliar el desarrollo de las sociedades con el respeto necesario hacia los ecosistemas para mantener las condiciones de habitabilidad de la tierra [Naredo 1996], concepto que no llegó a acuñarse como rector para las políticas internacionales y surgió un nuevo paradigma de pensamiento que vinculaba el desarrollo y la sustentabilidad⁷. La publicación del informe “Nuestro Futuro Común” elaborado por la World Commission on Environment and Developmen (WCED) en el año 1987, define el concepto de desarrollo sustentable como “aquél desarrollo que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” [WCED 1987].

Este enunciado fue acogido por buena parte de la comunidad internacional como “el

⁶ Esta lógica, puesta en evidencia en el 1º informe del Club de Roma, fue revisada años después por los mismos autores con una actualización del trabajo (véase [Meadows, Meadows y Randers 1992]).

⁷ Cabe destacar que no se considera una relación causal entre el ecodearrollo y el desarrollo sustentable.

nuevo paradigma de desarrollo”. Naredo subraya que “el éxito de la nueva terminología se debió en buena medida al halo de ambigüedad que la acompaña: se trata de enunciar un deseo tan general... sin precisar mucho su contenido ni el modo de llevarlo a la práctica” [Naredo 1996]. Esto implicó una lucha por su significación desde distintas corrientes de pensamiento y abordajes teóricos, cuestión señalada por Van Den Bergh en un trabajo publicado en el año 1996 donde identifica 12 puntos de vistas teóricos distintos desde los que es posible definir desarrollo sustentable [Van Den Bergh 1996]. Otros autores como Onisto argumentan que parte de esta lucha se debe a “la apropiación y significación del término por las grandes corporaciones económicas en pos de sus propios intereses y no de propender a una sustentabilidad real” [Onisto 1999].

De acuerdo a [Mitlin 1992], la herencia que vincula al término desarrollo con el crecimiento económico ha sido el disparador de buena parte del debate en torno al desarrollo sustentable, dado que diferentes autores tienen visiones diametralmente opuestas al respecto: unos argumentan que el desarrollo es sinónimo de crecimiento económico y en consecuencia es incompatible con la sustentabilidad porque implica, a su vez, una mayor presión sobre los recursos naturales y los ecosistemas, mientras que otros destacan la importancia del crecimiento económico para proveer los recursos necesarios para conciliar las necesidades de desarrollo y la sustentabilidad (para una discusión ampliada véase [Daly 1990; Di Pace et al. 2012]).

A pesar de las contradicciones y la diversidad de interpretaciones señaladas, la literatura especializada evidencia algunos puntos de acuerdo respecto a qué implica el desarrollo sustentable y la discusión ha introducido elementos superadores del antiguo paradigma de desarrollo. Por un lado, se ha introducido la noción de **complejidad** de los sistemas reales apelando a una conceptualización multidimensional, siendo lo más común la consideración de las dimensiones social, política-institucional, económica y ecológica como parte de un todo interrelacionado, propendiendo a evitar visiones sectoriales que contemplen una de ellas en detrimento de otras. Por otro lado, se ha puesto de manifiesto la importancia de “ampliar el horizonte espacial y temporal para adaptarse a la necesidad de equidad intergeneracional así como intrageneracional” [Gallopín 2003].

No obstante esto, la permeabilidad del concepto a las ideologías o la falta de precisión en su formulación, hace prácticamente insalvable y cada vez más radicalizada la discusión respecto a su significado, desviando la atención al concepto “sustentabilidad”, tal como lo expresa Naredo cuando señala que “a la vez que se extendió la utilización banalmente retórica del término desarrollo sustentable, se consiguió hacer que la idea misma de sostenibilidad⁸ cobrara vida propia y que la reflexión sobre la viabilidad a largo plazo de los sistemas agrarios, industriales... o urbanos tuviera cabida en las reuniones y proyectos de administraciones y universidades” [Naredo 1996]. Parte de esta discusión se centró en responder algunos interrogantes como: ¿qué implica la sustentabilidad?, ¿qué debe ser sustentable?, ¿por cuánto tiempo? y ¿de qué manera se logra este objetivo?

2.2.2 Aproximaciones a una definición de sustentabilidad

Los sistemas ecológicos, antropizados o no, se caracterizan por estar sometidos a perturbaciones producto de la variación climática, de procesos geológicos o fenómenos exógenos como la variación de la actividad solar o los impactos de meteoritos [Scheffer et al. 2001]. Asimismo, existe un alto grado de incertidumbre asociado a las variaciones de estado del sistema, incluso en períodos en que se experimentó un aparente estado de equilibrio, ya que la mayoría de los procesos tanto endógenos como exógenos son prácticamente impredecibles y existen ciclos naturales de variación que no se conocen con total exactitud. Por ejemplo: “las poblaciones de peces pueden aumentar o disminuir como una condición natural, las poblaciones de insectos pueden variar en extremos que sólo transformaciones logarítmicas pueden ilustrar..., y en distintas zonas, durante cortos o largos períodos de tiempo, las especies pueden desaparecer completamente y luego reaparecer” [Holling 1973].

Consecuentemente, en la teoría ecológica contemporánea los ecosistemas se conciben como “sistemas dinámicos con organización propia que pueden pasar por estados de

⁸ En este trabajo se asumen como sinónimos los términos sustentabilidad y sostenibilidad.

equilibrio en periodos limitados, pero que también pueden experimentar rápidas transiciones entre diferentes estados con mayor o menor grado de estabilidad” [Haberl et al. 2004a]

El consenso respecto a tales características de los sistemas ecológicos ha sido, en buena medida, aplicado a la comprensión de los sistemas socio-ecológicos (SSEs), aunque considerando a la sociedad como un precursor de cambios en el ecosistema. Desde este marco conceptual, se han desarrollado formulaciones teóricas que intentan aproximarse a una definición de sustentabilidad basándose en la teoría de sistemas complejos, alejándose de las definiciones discursivas como la esbozada para el desarrollo sustentable (véase [WCED 1987]) y apelando a una abstracción que propende a dar cuenta de los aspectos más significativos de la relación sociedad-naturaleza.

A continuación, se describen someramente tres de estas propuestas que se destacan en la literatura y que sintetizan buena parte de las interpretaciones y aplicaciones de la sustentabilidad.

2.2.2.1 Resiliencia y sustentabilidad

La propuesta elaborada por [Walker et al. 2004] retoma el concepto de resiliencia desarrollado por [Holling 1973; Ludwig, Walker y Holling 1997] y lo aplica a los SSEs. Los autores conciben a los SSEs como sistemas dinámicos que forman parte de una organización jerárquica en la que pueden ser contenidos o contener a otros SSEs. Su trayectoria futura hacia escenarios de sustentabilidad o no dependerá, para los autores, principalmente de tres atributos que los caracterizan: la resiliencia, la adaptabilidad y la transformabilidad.

En términos abstractos, hay una acentuada semejanza con la explicación dada por [Schellnhuber 1999] para la relación sociedad-naturaleza y sus múltiples trayectorias futuras. Los autores definen que el sistema puede variar entre distintos dominios de atracción de acuerdo a su propia dinámica y a las perturbaciones externas. Que se mantenga o no en uno de tales dominios dependerá básicamente de su resiliencia, que se define como “la capacidad de un sistema para absorber las perturbaciones y

reorganizarse mientras es sometido a un proceso de cambio, de modo que conserve la misma función, estructura, identidad y *feedbacks*, en otras palabras, que permanezca en un mismo dominio de atracción”.

Asimismo, la resiliencia está dada por tres atributos principales:

- Latitud: es el máximo cambio que el sistema puede absorber antes de perder su capacidad de recuperarse (L).
- Resistencia: la facilidad o dificultad de modificar el sistema (R).
- Precariedad: la trayectoria actual del sistema, y lo cerca que actualmente está del límite o "umbral" que, una vez atravesado, hace su recuperación difícil o imposible (Pr).
- Panarquía: que define cómo los tres atributos anteriores se ven influenciados por los estados y la dinámica de los sistemas de escala superior o inferior.

En la Figura 2-1 se representa esquemáticamente la situación de un SSE en un campo con dos dominios de atracción. Los cambios a los que puede verse sometido el sistema o su entorno, podrán provocar diferentes cambios de estado e incluso el cambio hacia otro dominio de atracción. En gran medida esto estará dado por la resiliencia del sistema.

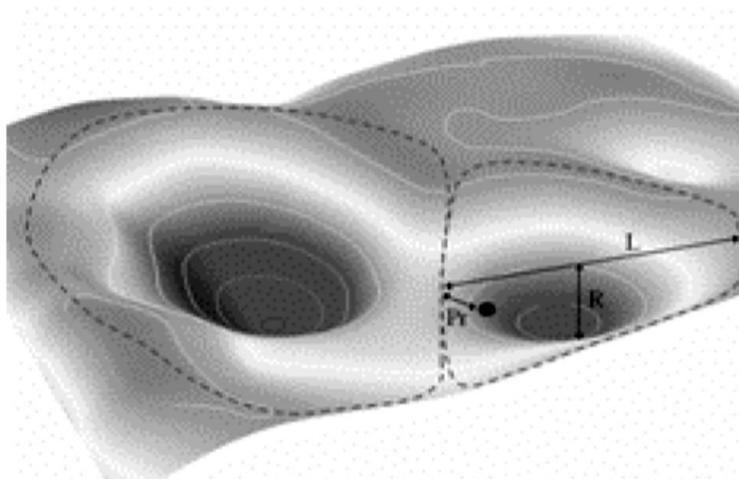


Figura 2-1. Representación de un SSE (punto) en un campo con dos dominios de atracción y de los atributos que definen la resiliencia del sistema (L: latitud; R: resistencia; Pr : precariedad). Extraído de [Walker et al. 2004]

Por otro lado, la adaptabilidad es la capacidad de la sociedad de poder gestionar la

resiliencia del sistema, ya sea para mantenerlo en un dominio de atracción dado, generar nuevos dominios de atracción o provocar un cambio de dominio de atracción. Mientras que la transformabilidad refiere a la capacidad que la sociedad tenga para provocar cambios que generen un nuevo sistema a partir del anterior cuando las condiciones ecológicas, económicas o sociales hagan que el sistema sea insustentable.

La aplicación del concepto de resiliencia a los SSEs ha dado lugar a una nueva corriente de pensamiento en la que se debate principalmente como la sociedad robustece su capacidad de prevenir y de “adaptarse” a las perturbaciones ambientales y concebir la sustentabilidad como la resiliencia de los sistemas socio-naturales [Folke et al. 2002]. Al respecto Gallopín señala que dado que todos los sistemas vivos son cambiantes “lo fundamental no es eliminar los cambios sino evitar la destrucción de las fuentes de renovación, a partir de las cuales el sistema puede recuperarse de las inevitables tensiones y perturbaciones a que está expuesto debido a su condición de sistema abierto” [Gallopín 2003].

2.2.2.2 Sustentabilidad y análisis de sistemas

Otra propuesta que apela a la teoría de sistemas para explicar la sustentabilidad es la desarrollada por Gilberto Gallopín [Gallopín 2003]. El autor parte de considerar un “sistema como un conjunto de elementos (o subsistemas) relacionados entre sí, donde los elementos pueden ser moléculas, organismos, máquinas o partes de ellas, entidades sociales o incluso conceptos abstractos” y aclara que “las relaciones, interconexiones o eslabonamientos entre los elementos se pueden manifestar de manera muy diferentes (transacciones económicas, flujos de materia y energía, vínculos causales, señales de control, entre otros)”. Asimismo, dado que la sustentabilidad es una construcción conceptual para aplicar a sistemas reales de existencia material, se asume que estos son abiertos y por lo tanto mantienen un intercambio de materia, energía e información con su ambiente (ver Figura 2-2) que puede representarse a través de variables de entrada (insumos) y de salida (productos).

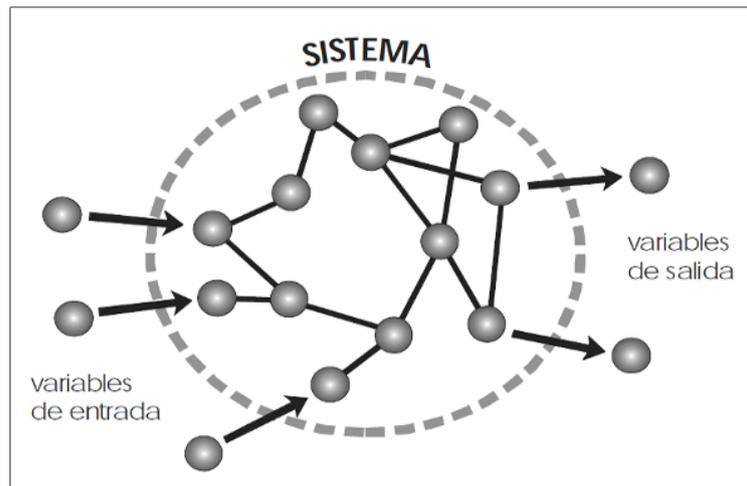


Figura 2-2. Sistema abierto. Extraído de [Gallopín 2003].

Por otra parte, las variables internas y sus interrelaciones determinarán el estado del sistema en un momento dado (t) que estará dado por el estado anterior del sistema y por los insumos que haya recibido de su entorno en el último período de tiempo. El autor sostiene que esto puede expresarse con la definición canónica de un sistema general de estado finito [Gill 1969]:

$$\begin{cases} S_{t+1} = F(S_t, I_t) \\ O_{t+1} = G(S_t, I_t) \end{cases}$$

2-1

donde S indica el estado interno del sistema, I es el vector de insumos, O el vector de productos, F y G funciones y t indica el tiempo.

Ambas ecuaciones representan el comportamiento del sistema en el tiempo y los cambios de estado que éste experimenta (véase Figura 2-3).

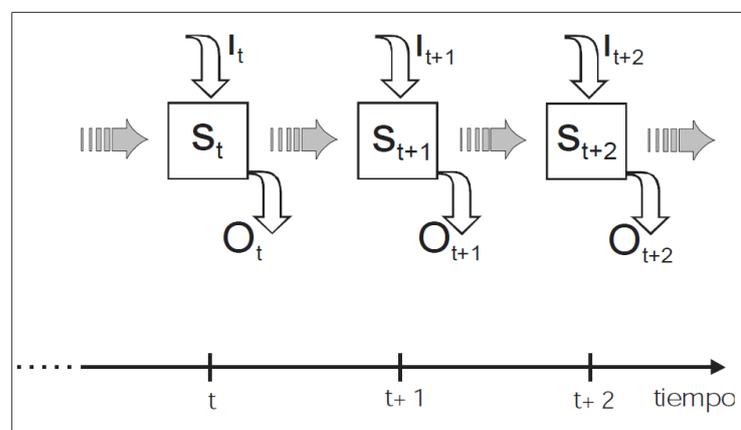


Figura 2-3. Transiciones de estado de un sistema de estado finito. Extraído de ([Gallopín 2003]).

A partir de lo anterior y considerando que las variables de salida son las que se consideran importantes para evaluar el desempeño del sistema, concluye en una ecuación general de sustentabilidad:

$$V(O_{t+1}) \geq V(O_t)$$

donde V es una función de valuación de las salidas del sistema (productos) lo que implica que “un sistema es sostenible cuando el ‘valor’ neto del producto obtenido no disminuye en el tiempo” [Gallopín 2003].

2-2

Tal como lo observa Gallopín, existen una cantidad de indefiniciones en torno de la función V y de la elección de las variables de salida O que son de interés, y es en este punto donde la subjetividad tendrá un rol preponderante en la definición precisa respecto a ¿qué debe ser sustentable? Ya que “a veces, lo que interesa es la sostenibilidad del sistema como tal (por ejemplo, la conservación de un ecosistema natural, un bosque de especies autóctonas), en este caso las variables de salida son iguales a las de estado... mientras que cuando las variables de salida son distintas de las variables de estado, hablamos de sostenibilidad de la salida o de los productos del sistema (por ejemplo, el rendimiento de un ecosistema agrícola), y no necesariamente de la sostenibilidad del sistema mismo” [Gallopín 2003].

En términos generales puede decirse que el valor que tiene esta representación, además de su simpleza, es la de su semejanza con el razonamiento intuitivo de sustentabilidad, pero sin restringirlo a una concepción estática de “mantener” en el tiempo el sistema, ya que se contempla que podrá variar entre diferentes estados durante su existencia. Cabe destacar que el autor no le asigna al término un sentido ético, político o moral.

2.2.2.3 Sustentabilidad en red (metasustentabilidad)

Crojetovich Martín y Perazzo Rescia (véase [Crojetovich Martín y Perazzo Rescia 2006]), presentan otra interpretación basada en la teoría de sistemas complejos. Su propuesta apela a estudiar la sostenibilidad como una propiedad emergente que se transmite en forma metabólica y que se basa en los siguientes supuestos básicos:

- La sostenibilidad es una propiedad emergente de los sistemas complejos.
- La sostenibilidad se transmite a través de redes y cadenas. Aumenta o disminuye en cada paso y se acumula.
- La sostenibilidad es una propiedad que se da en estructuras que pueden tener diferentes niveles de organización, una estructura jerárquica.

A su vez, definen un concepto de Unidad Básica de Sostenibilidad (UBS) como un elemento en un sistema complejo donde se producen tres actividades:

- La “creación” o emergencia de la sostenibilidad, basada en un proceso de decisión que incluye una serie de objetivos y estrategias.
- Su acumulación en la UBS.
- La transferencia de la sostenibilidad a otras UBS.

Y agregan que dichas funciones son posibles porque en cada UBS existen dos componentes, en distintos niveles de una jerarquía. “El componente interno en cada UBS: la Intra-sostenibilidad, representa sus objetivos particulares y es comunicado al resto de las UBS a través de diversas vías, pudiéndose dar el caso de que algunos de los objetivos de una unidad no sean compatibles con los objetivos de otras unidades” y, en un nivel jerárquico superior, componente externo: “la sostenibilidad es la resultante de un sistema formado por asociaciones entre UBSs (componente Inter-sostenibilidad). Aquí se mantienen las diferencias internas de cada unidad, pero sus comunicaciones al exterior tienen un valor agregado superior.” [Crojetovich Martín y Perazzo Rescia 2006]

De esta forma, parece prevalecer una suerte de semejanza a organismos vivos en los que las unidades constitutivas (células) se interrelacionan con otras de manera de generar un sistema superior de mayor complejidad que adquiere características propias de su nivel de organización, esto parece corroborarse cuando se afirma que: “el sistema formado es sostenible a un nivel superior...” y que “la sostenibilidad de cada unidad es promediada por el comportamiento del resto de modo que el sistema está sujeto a retroalimentaciones positivas que pueden hacer que el promedio sea mayor o menor que algunas de las unidades”. [Crojetovich Martín y Perazzo Rescia 2006]

Así la sustentabilidad podría entenderse como un emergente de un “superorganismo” constituido por cuatro tipos de UBS principales: Ciudades, Empresas, Sociedades y Ecosistemas naturales. Además, señalan que “existe para cada UBS un medioambiente (por ejemplo en el caso de las ciudades hay un ambiente urbano) y redes tróficas donde se metaboliza la sostenibilidad. Esas redes tróficas son de naturaleza multidimensional: económica, física, de valores, política. Una parte de un sistema sostenible puede ser a su vez parte de otros sistemas”. [Crojetovich Martín y Perazzo Rescia 2006]

En la Figura 2-4 puede verse un esquema del proceso “metabólico de la sustentabilidad” (metasustentabilidad) con sus elementos constitutivos. Este proceso, según este enfoque, puede definirse como: preservar las condiciones que permitan la sustentabilidad en un sistema de estados cambiantes e impredecibles o, en otras palabras, preservar la capacidad endógena de sustentarse, el cambio sustentable.

Una característica importante que diferencia esta propuesta a la desarrollada por Gallopín, es que aquí no se prevé que la sustentabilidad resulte de una sucesión de estados del sistema que dependen de las condiciones del estado inmediatamente anterior, sino que el estado próximo del sistema estará sujeto, además, a las probabilidades de ocurrencia de diversos eventos que muchas veces no pueden determinarse con precisión o, incluso, son impredecibles ya que bajo determinadas condiciones el sistema podría entrar en un funcionamiento caótico. Asimismo, se plantea una diferencia en términos de la consideración de la temporalidad. La sustentabilidad no debería entenderse como el mantenimiento de estados próximos a una situación deseada del sistema, sino como el mantenimiento de la relación entre las velocidades de los distintos procesos que se dan en éste. Según los autores, “los estados son cambiantes e impredecibles, por lo que es necesario que los objetivos no se expresen como trayectorias sino como probabilidades. Si no es posible en un diagrama de fases encontrar la posición y la velocidad al mismo tiempo, solo tratamos de conocer la velocidad. La velocidad indica dirección (hacia una mayor metaestabilidad o no)”.

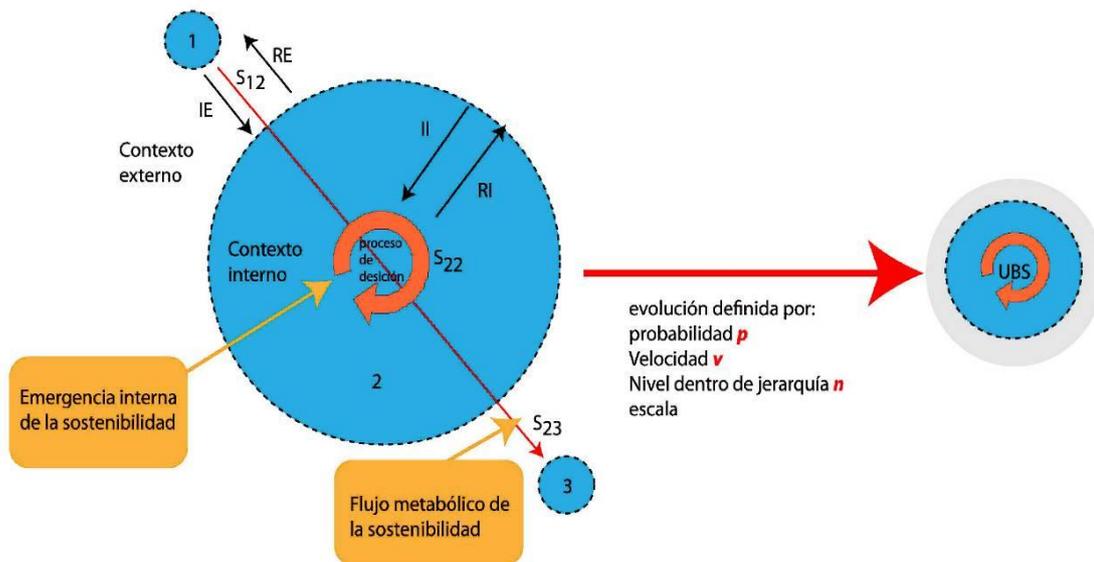


Figura 2-4. La unidad Básica de Sustentabilidad Sistémica (UBS), en un ejemplo con tres unidades. La unidad 2 se relaciona a través de flujo de sustentabilidad (S_{12} y S_{23}) con los elementos 1 y 3. IR y RE son fuerzas restrictivas internas y externas que establecen las condiciones limitantes y fuerzas impulsoras (IE, II) hacia la sustentabilidad. La creación de la sustentabilidad en cada UBS (S_{22}) es el resultado de un proceso de decisión interno.

Lo anterior se evidencia con facilidad en sistemas antrópicos, por ejemplo, si se compara la velocidad de asimilación (o metabolización) de determinados contaminantes por parte de los ecosistemas, con la velocidad de vertido de tales contaminantes por parte de la sociedad.

La singularidad de esta propuesta radica en considerar una red de unidades que se complementen para generar un emergente: la sustentabilidad; en la introducción de las probabilidades para determinar la evolución del sistema; y la multitemporalidad de los procesos ecológicos. Sin embargo, cabe preguntarse si en sistemas antrópicos, la sustentabilidad puede surgir de iniciativas individuales que se complementen, sin que exista una supra-estructura que regule las acciones de cada una de tales iniciativas, especialmente si las probabilidades mencionadas no pueden ser establecidas con cierta precisión o evitar que el sistema caiga en un comportamiento caótico.

En cierta forma, el aspecto advertido anteriormente es contemplado en este enfoque al considerar que las UBS pueden pertenecer a un sistema jerárquico con distintos niveles de organización y complejidad. En palabras de los autores: “en cada UBS existen dos

componentes, en distintos niveles de una jerarquía. El componente interno en cada UBS: la Intrasostenibilidad, representa sus objetivos particulares y es comunicado al resto de las UBS a través de diversas vías, pudiéndose dar el caso de que algunos de los objetivos de una unidad no sean compatibles con los objetivos de otras unidades. En un nivel jerárquico superior, la sostenibilidad es la resultante de un sistema formado por asociaciones entre UBSs (componente Intersostenibilidad).” [Crojetovich Martín y Perazzo Rescia 2006] .

2.2.3 El sujeto de la sustentabilidad

En el apartado anterior se presentó una discusión del concepto apelando especialmente a entender su significado de manera abstracta. Sin embargo, otros interrogantes como: ¿qué debe ser sustentable?, ¿por cuánto tiempo? y ¿de qué manera se logra este objetivo?, no pueden ser respondidos de manera abstracta, dado que la subjetividad cobra un papel preponderante y existe un acentuado consenso en que estas determinaciones deben emerger de un proceso de construcción socio-político [Munasinghe y Shearer 1995].

En tanto a la definición del sujeto de la sustentabilidad, la discusión ha oscilado entre dos posiciones antagónicas. La primera de ellas parte de considerar a la naturaleza como sujeto principal, priorizando la conservación de sus atributos de la manera más pura posible y, en un punto extremo, relegando a la sociedad. Esta posición no es la dominante y suele estar asociada a movimientos de conservación de la naturaleza. La segunda, pone el foco en el “sostenimiento de los sistemas económicos relegando a la naturaleza a la función de proveedora de recursos naturales, servicios ambientales y a sumidero de los residuos generados por la actividad del hombre, admitiendo incluso que la tierra se convierta en un planeta totalmente artificial” [Gallopín 2003].

Ambas, ubicadas en los extremos, abren un abanico de posibilidades que han llevado a que algunos autores propongan escalas cualitativas de sustentabilidad que van desde muy fuerte y fuerte a débil y muy débil (para un abordaje de las propuestas de escala de sustentabilidad véase [Norton 1992; Pearce y Atkinson 1992; Turner 1993]), ligando la sustentabilidad muy fuerte a la conservación de la naturaleza y la sustentabilidad muy

débil a la conservación de los sistemas económicos. Dado que estas últimas suelen ser propuestas tan radicalizadas, la mayoría de los trabajos apelan a los conceptos de sustentabilidad fuerte y sustentabilidad débil, apoyándose en el concepto de capital natural. Su definición parte de hacer extensiva la noción de capital de la teoría económica (que establece que es todo patrimonio o riqueza de naturaleza acumulativa que permite generar rentas o rendimientos) a la naturaleza o, más específicamente, a los recursos naturales y la calidad ambiental. Se puede considerar que el capital natural constituye un reservorio de recursos naturales (bosques, acuíferos, yacimientos minerales) que producen un flujo de bienes (nuevos árboles, agua para consumo, minerales) y servicios ambientales (control de la erosión, secuestro de carbono, depuración de contaminantes, entre otros). De la misma manera, el concepto de capital se ha utilizado para referirse a: el capital humano o cultural (el stock de conocimiento o habilidades humanas) y el capital artificial (aquello que deriva de la actividad económica y manufacturado por el hombre) [Pearce y Atkinson 1992]. Este último suele citarse como antónimo del primero en la discusión sobre sustentabilidad. Es de destacar la limitación implícita en el concepto, ya que pueden quedar excluidos de éste componentes o procesos de la naturaleza que no sean valorados como bienes o servicios en un momento dado, es decir, **capital natural no es naturaleza**.

2.2.3.1 Sustentabilidad débil

La teoría neoclásica entiende que la circulación de materia y energía (bienes de consumo) se da esencialmente en un sistema cerrado, en el que no se considera el agotamiento de los recursos naturales (entradas) y tampoco la capacidad de los ecosistemas para procesar los residuos (salidas) o las llamadas “externalidades negativas” del sistema económico (véase Figura 2-5). La naturaleza es considerada como una fuente inagotable de recursos para la producción a pesar de la disponibilidad finita de estos y lo mismo sucede con su capacidad para asimilar contaminantes. Al respecto Martínez Alier y Jordi Roca señalan que “la economía convencional analiza sobre todo los precios (es, pues, fundamentalmente ‘crematística’) y tiene una concepción metafísica de la realidad

económica que funcionaría como un perpetuum Mobile lubricado por el dinero” [Martinez Alier y Roca 2001].

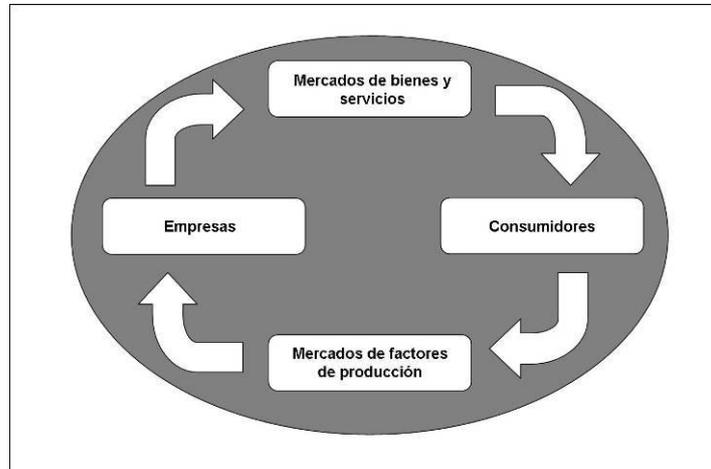


Figura 2-5. Circulación de materia y energía según la economía neoclásica. Adaptado de [Martinez Alier y Roca 2001].

En las últimas décadas, el paradigma neoclásico ha desarrollado métodos para la internalización de las externalidades que se encuadran dentro de la Economía Ambiental, un conjunto de propuestas que tienen como premisa principal la monetarización de los bienes y servicios ambientales (capital natural) para que estos puedan transarse en el mercado. Así, los recursos agua, aire y suelo, los servicios prestados por bosques, manglares, océanos y otros ecosistemas, los minerales e incluso la misma contaminación, son escrutados por distintas formas de evaluación crematística que permiten asignarles un valor monetario, dando a las empresas y consumidores la posibilidad de comprar y vender y confiando en que las mismas leyes de la oferta y la demanda y el progreso (en términos de adelantos científicos y tecnológicos y de crecimiento económico) actuarán para mantener el equilibrio planetario, encontrando sustitutos sintéticos para los recursos naturales que se agoten (capital artificial), estrategias para conservar los que no puedan reemplazarse y medios económicos para revertir el daño ambiental provocado.

En este contexto, la sustentabilidad débil toma como sujeto el sistema económico y su objetivo principal es la sostenibilidad del crecimiento económico o, como suele citarse, la sostenibilidad del desarrollo, pero apelando a la acepción más limitada del término desarrollo. Recurriendo a la noción de capital, la sustentabilidad débil tiene como premisa

el crecimiento del capital total que resulta de la agregación del capital natural más el capital artificial, admitiendo el reemplazo del primero por este último. En general, no se hacen distinciones entre los recursos naturales y otros bienes transables en el mercado, aunque se reconoce que existe un capital natural crítico que debe ser conservado y que no puede reemplazarse. En esta categoría se consideran cuestiones como el mantenimiento de variables climáticas y de procesos ecológicos que una vez perdidos son irremplazables y convierten en inviable el sistema.

$$\frac{dK}{dt} = \frac{d(K_A + K_H + K_N)}{dt} \geq 0 \quad 2-3$$

Basándose en la noción de capital, Pearce y Atkinson [Pearce y Atkinson 1992] proponen una interpretación matemática para la sustentabilidad débil que implica esencialmente que el capital total (K) que resulta de la suma del capital artificial (KA), el capital humano (KH) y el capital natural (KN), esto es $K=KA+KH+KN$, no debe decrecer en el tiempo (ecuación 2-3).

Podríamos asumir que esta ecuación está contenida en la ecuación 2-2 si definimos el capital total K como la variable de salida o producto del sistema que interesa sea sustentable. Sin embargo, existe una diferencia sustantiva dada por como se define el sujeto de la sustentabilidad, ya que en el primero de los casos (ecuación 2-2) se parte de una concepción sistémica en la que las variables intra-sistema están interrelacionadas y eliminar alguna de ellas o reemplazarla por otra provocaría variaciones estructurales que podrían tender a la insustentabilidad, mientras que en el caso último (ecuación 2-3) el sujeto se define como una suma de diferentes variables que pueden reemplazarse entre sí sin alterar el resultado final esperado.

Más allá de los juicios de valor o ideológicos, la concepción neoclásica apunta a una idealización o simplificación de la realidad, ya que las evidencias ponen de manifiesto la importancia de la consideración de aspectos ecológicos como la capacidad de carga de los ecosistemas para asimilar residuos, las tasas de explotación que pueden aplicarse sobre un recurso dado sin llegar a su agotamiento, la imposibilidad de llevar un ecosistema alterado a sus condiciones anteriores y las consecuencias negativas del creciente uso de

sintéticos para reemplazar materiales y procesos naturales (solo para mencionar algún ejemplo entre los interminables pueden mencionarse el uso de agroquímicos como el DDT, el Glifosato y las consecuencias de la industrialización de la agricultura), entre otros. Estas evidencias cuestionan fuertemente la “fe” en el progreso para superar las externalidades negativas del modelo y ponen al descubierto las asimetrías Norte-Sur en términos de la distribución de los beneficios de los avances científicos, tecnológicos y económicos, de la capacidad de respuesta frente al creciente deterioro planetario y la incertidumbre respecto a sus consecuencias futuras para la humanidad.

2.2.3.2 *Sustentabilidad fuerte*

Si bien la ciencia ecológica en sus albores se abocaba principalmente al estudio de la naturaleza (en su sentido más prístino), con el devenir de los años fue rompiendo esta estructura y dando lugar a una consideración de la relación sociedad-naturaleza, al punto de que el paradigma ecológico ha impregnado el pensamiento contemporáneo dando lugar a nuevas disciplinas como la Ecología Social, la Economía Ecológica, la Agroecología, la Ecología Humana, entre otras. La discusión respecto a sustentabilidad no ha sido ajena a esto y diversos autores destacaban que en la bibliografía el término sustentabilidad se utilizaba con mayor recurrencia en relación a la sustentabilidad ecológica, aclarando que alguna literatura sobre desarrollo sustentable mencionaba términos como “sustentabilidad social” pero sin encontrarse un consenso sobre sus significado y que lo mismo ocurría con términos como “sustentabilidad económica”, “sustentabilidad cultural”, “sustentabilidad de proyecto”, entre otros (véase [Hardoy, Mitlin y D. 1992]).

Al contrario de la teoría neoclásica, desde una concepción ecológica⁹ no es posible separar la economía de la naturaleza, sino que se considera que la primera forma parte de un SSE que intercambia materia, energía e información con su entorno y sus

⁹ Al referirse a una concepción ecológica no se restringe la discusión a los aportes de la ecología como disciplina, sino que se asume una visión interdisciplinar que tiene como base epistemológica a la ecología.

elementos constitutivos van más allá de la definición de bienes y servicios que circulan en los mercados (véase Figura 2-6).

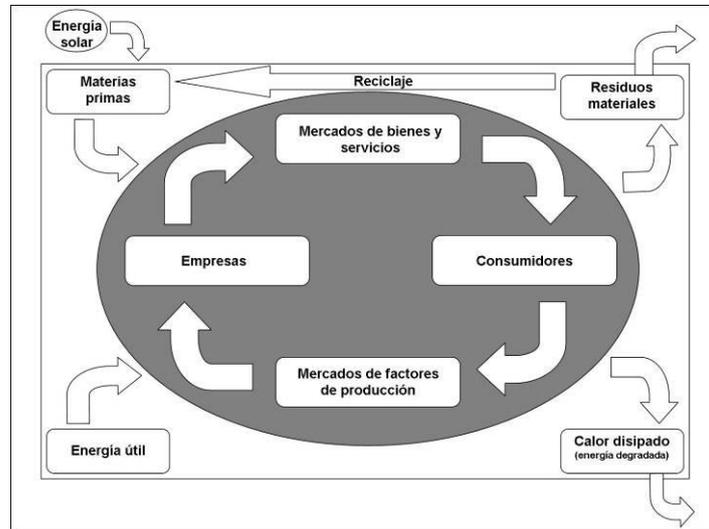


Figura 2-6. La economía como sistema abierto. Adaptado de [Martinez Alier y Roca 2001].

El razonamiento anterior es, en buena medida, la base teórica en que se apoya la definición de sustentabilidad fuerte, en la que se parte de la premisa de que ciertos atributos de la naturaleza no pueden sustituirse por capital artificial y dado el alto grado de incertidumbre asociado a las perturbaciones antrópicas debe primar el “principio de precaución” frente a la lógica economicista de la teoría neoclásica. Esto no implica tomar una posición conservacionista respecto a la naturaleza relegando a la sociedad (sustentabilidad muy fuerte), sino que se asume que la persistencia de los SSEs¹⁰

¹⁰ En este trabajo, el término persistencia se utiliza para referirse a la capacidad del SSE para mantener su estructura y funciones en una sucesión de estados en el tiempo, considerando que podrá estar sujeto a cambios determinados tanto por su interrelación con su entorno como por los procesos que se desarrollan en su interior. Su persistencia implica la continuidad de su estructura y funciones a pesar de los cambios que puedan darse en sus propiedades debido a su adaptación a las perturbaciones internas y externas (véase [Fleischman et al. 2010]).

depende de revertir la tendencia creciente del deterioro ambiental planetario.

Sobre la base anterior, diversos autores han definido como sujeto de la sustentabilidad a la interrelación sociedad-naturaleza, considerada como un sistema complejo constituido por diferentes subsistemas y variables que incluyen tanto el sustrato biofísico como la sociedad, sujeto que diversos autores han denominado como Sistema Socio-Ecológico (véase [Bossel 1999; Di pace 1992; Gallopín 2003; Garcia 1986]).

2.2.4 El objeto de estudio de la sustentabilidad

Tal como la ecología ha impregnado el pensamiento contemporáneo, la sustentabilidad aparece con más ímpetu en distintas ramas del conocimiento. Claro está que aún persisten las contradicciones señaladas para el desarrollo sustentable o entre la sustentabilidad débil y la sustentabilidad fuerte. La adopción del término por distintas áreas del conocimiento ha generado una especialización o heterogeneidad de los trabajos enfocados a analizar la sustentabilidad, lo que implica que es cada vez más frecuente el estudio de problemáticas específicas como la sustentabilidad hídrica, la sustentabilidad del uso del suelo para actividades agropecuarias, la sustentabilidad de la explotación de recursos mineros, entre muchos otros.

En última instancia, aparece como central la definición del objeto de estudio, que debe diferenciarse del sujeto de la sustentabilidad analizado anteriormente. En este sentido, el sujeto de la sustentabilidad debe trascender a problemáticas sectoriales o escalas territoriales acotadas, y en cierta forma esto queda claro cuando se lo define como la relación sociedad-naturaleza o, en voz de otros autores, como la sustentabilidad de los Sistema Socio-Ecológicos (SES) o la biósfera en sí.

Entonces cabe preguntarse si estudiar la sustentabilidad de una problemática o a una escala local tiene sentido. En principio, puede argumentarse con cierta certeza, dados los conocimientos que se tiene hoy día del funcionamiento de la biosfera, que no es posible actuar de manera local o regional sin impactar de una u otra forma a nivel planetario. Por ejemplo, la intromisión de una especie exótica a un ecosistema puede provocar la extinción de otras que, quizás, no existan en otra parte del planeta, la deforestación de una ecorregión como la Amazonía puede implicar desequilibrios en el clima a nivel global

por su capacidad de fijar CO₂, la emisión de contaminantes atmosféricos pueden provocar lluvia ácida en regiones alejadas del punto de emisión y la lista puede continuar en un sin número de ejemplos.

Lo anterior parece indicar que analizar la sustentabilidad de manera sectorial o a escalas territoriales más acotadas que la biosfera puede implicar un error metodológico. Sin embargo, tal como también surge de la teoría ecológica, existe cierto grado de autorregulación en los distintos niveles de organización de la naturaleza. Así es posible pensar en organismos unicelulares como capaces de autorregularse, lo mismo que puede expresarse para organismos superiores y luego en unidades de mayor complejidad como ecosistemas, ecorregiones y biomas. Esta capacidad de autorregulación no implica una independencia de su entorno, pero sí permite acotar procesos para su estudio e incluso para su gestión cuando se refiere a escalas territoriales. De esta forma, el análisis de la sustentabilidad a escalas menores e incluso el análisis de problemáticas, toma relevancia.

No obstante lo anterior, es de destacar que una actividad, proceso o cualquier otro objeto de estudio que se defina, propenderá a la sustentabilidad solo si el sistema biosfera o la relación sociedad-naturaleza lo es o tiende a serlo. Esto implica que los resultados que se obtengan de tales investigaciones solo pueden considerarse indicadores de sustentabilidad o (in)sustentabilidad, y no sustentables *per se*. Es común en la literatura especializada la adjetivación de sustentable a procesos, actividades, proyectos y otros, lo que implicaría un error en tanto no se conozcan a ciencia cierta sus interrelaciones con su entorno y las consecuencias que de estas se desprenden.

2.2.5 Dimensiones y escalas de la sustentabilidad

Como se mencionó en apartados anteriores, existe un amplio consenso acerca de que la sustentabilidad implica la consideración de múltiples dimensiones del sistema que conforma la interrelación sociedad-naturaleza (al definir el objeto de estudio de la sustentabilidad es usual que se destaque la necesidad de considerar aspectos políticos, económicos, socio-culturales y ecológicos, entre otros). Tales dimensiones se interrelacionan entre sí y definen, por lo general, procesos que responden a distintas escalas territoriales. Por ejemplo, no será la misma extensión territorial a considerar para

la contaminación de un lago o laguna que puede tener un impacto local a la contaminación de un río en su nacimiento, ya que en este último caso la contaminación puede arrastrarse aguas abajo y tener un impacto regional. De igual manera, si se consideran emanaciones a la atmósfera de contaminantes que tienen una velocidad de degradación rápida disminuirá la posibilidad de impacto a nivel regional en contraposición con el impacto que provocan gases de efecto invernadero como el metano o el dióxido de carbono o aquellos que provocan la lluvia ácida. En general, los estudios de sustentabilidad han respondido a escalas planetarias o regionales acorde a la preocupación que dio lugar al concepto y a los métodos que se han ido desarrollando para su estudio. Sin embargo, en la actualidad es posible apreciar estudios de sustentabilidad a escalas locales. También las escalas temporales de estos procesos serán diferentes y algunos de ellos pueden implicar períodos cortos de tiempo en relación a la vida del hombre y otros ser de una duración que podrían trascenderlo.

2.3 Síntesis

En este capítulo se ha revisado el concepto de desarrollo sustentable y cómo su surgimiento ha generado un amplio debate en la comunidad científica, dando lugar a diversas corrientes de pensamiento algunas, incluso, antagónicas. Al mismo tiempo se destaca cómo esta situación dio lugar a una discusión profunda, reciente y aún en desarrollo respecto al significado de sustentabilidad que introduce una nueva forma de comprensión de la relación sociedad-naturaleza, dándole al concepto un carácter de nuevo paradigma o de paradigma emergente.

Se considera que las propuestas de definición analizadas representan los aspectos más destacadas de la discusión actual respecto al significado de sustentabilidad. A partir de su análisis, se concluye que una definición de sustentabilidad o un modelo conceptual que propenda a analizar la sustentabilidad de SSEs debe cumplir los siguientes criterios:

- dar cuenta de la complejidad del SSE considerando aspectos económicos, ecológicos, sociales, políticos, entre otros;
- dar cuenta de la equidad intrageneracional;
- dar cuenta de la equidad intergeneracional de acceso a bienes y servicios

ecosistémicos;

- dar cuenta de la capacidad del sistema para garantizar su continuidad conservando su estructura y funciones;
- responder a la organización jerárquica o panarquía de la naturaleza, es decir, dar cuenta de los feedbacks entre el sistema y su entorno.

Otra conclusión importante que se desprende del análisis realizado y que no siempre es explicitada en las propuestas o trabajos que abordan la sustentabilidad, es que dada la variabilidad intrínseca de los SSEs y la incertidumbre asociada a ellos, **no es posible definirlos como sustentables sino sólo dar cuenta de su tendencia a un escenario de sustentabilidad o no**. Éste es un aspecto importante ya que es común adjetivar proyectos o incluso programas de gestión como sustentables, incurriendo en un error de comprensión respecto a lo que el paradigma implica.

En suma a lo anterior, debe prestarse especial atención a que, si bien es deseable desarrollar una definición abstracta del concepto, **la sustentabilidad sólo tiene sentido si se aplica a un ámbito geográfico, con lo cual, una definición operativa debería considerar las especificidades del territorio al que se aplica y no formularse como una completa abstracción**.

No obstante lo anterior, el mismo concepto de sustentabilidad asume diferentes definiciones según la escuela de pensamiento que se tome, variando desde la sustentabilidad débil y muy débil a la sustentabilidad fuerte y muy fuerte. Esta situación obliga a tomar una posición, especialmente en la definición del sujeto de la sustentabilidad, si es que se pretende realizar cualquier trabajo tendiente a su estudio. En tal sentido, las evidencias a nivel planetario indican que la opción por la sustentabilidad débil presenta falencias insuperables, especialmente cuando se considera de manera reduccionista la sustentabilidad de la dimensión económica por sobre las demás. Por el contrario, la sustentabilidad fuerte y en especial aquella que se apoya en la teoría ecológica moderna en conjunción con otras disciplinas, brinda un marco conceptual que puede ser de utilidad para comprender y analizar la tendencia de los SSEs. Solo a modo de ejemplo se pueden mencionar: el uso de la teoría de la evolución y la co-evolución, el

abordaje ecosistémico, los análisis de flujo de materia y energía, el uso de conceptos como capacidad de carga y resiliencia, entre otros.

Con base en la sustentabilidad fuerte es posible concluir que el sujeto de la sustentabilidad, tal como se observa en la literatura especializada, se centra en la relación sociedad-naturaleza o los Sistemas Socio-Ecológicos que, en última instancia, conforman la biósfera. Asimismo, la distinción entre sujeto y objeto de estudio pone de manifiesto la utilidad de estudiar la sustentabilidad a distintas escalas tanto espaciales y temporales e incluso la sustentabilidad de procesos que surgen de aquella relación, sin perder de vista que estos estudios solo pueden considerarse indicadores de tendencia de sustentabilidad o insustentabilidad en la medida en que son recortes de la realidad y del sujeto antes planteado. Se destaca también que tales estudios tendrán mayor contundencia en la medida en que sus recortes de escala se acerquen más a la comprensión de unidades ecológicas que presentan cierta autorregulación como ser: los ecosistemas, las ecorregiones, las ecozonas, las cuencas hidrológicas u otras que permitan identificar relaciones causales que expliquen los procesos que en ellas se desarrollan.

En términos generales, la gran carencia en la discusión parece ser la falta de una definición precisa de las actividades qué son sustentables y en qué medida, y cuáles son los límites reales a la explotación de los recursos naturales (RRNN) teniendo en cuenta sus atributos particulares como: disponibilidad, capacidad de carga, leyes naturales que condicionan los procesos de renovación, entre otros. Asimismo, la sustentabilidad no puede acotarse a un uso sustentable de los RRNN, dado que intervienen condicionamientos de intereses éticos y morales que pueden tornar inaceptable, por ejemplo, un escenario que no contemple la equidad social presente y futura.

En suma a lo anterior, es de destacar la relevancia que adquiere la sustentabilidad como paradigma emergente capaz de interpelar otros conceptos que surgen producto de la discusión respecto al desarrollo sustentable como el decrecimiento [Foster 2011; Latouche 2010], el buen vivir [Mamani Huanacuni 2010] o el desacople [PNUMA 2011].

3 SUSTENTABILIDAD DE SISTEMAS HÍDRICOS

3.1 Introducción y objetivos

El análisis de los sistemas hídricos históricamente ha respondido a diferentes marcos teóricos y conceptualizaciones que tienen como correlato la elaboración de métodos orientados a explicar su funcionamiento y predecir su comportamiento futuro. No obstante esto, el concepto de sustentabilidad hídrica, de incipiente surgimiento, introduce nuevos desafíos en la construcción de nuevos métodos para construir explicaciones coherentes con la realidad actual de las cuencas hidrológicas de llanura.

Teniendo en cuenta lo anterior, este capítulo tiene como objetivo general analizar los principales marcos teóricos utilizados para el análisis de los sistemas hídricos y desarrollar una definición de sustentabilidad hídrica aplicable a cuencas hidrológicas de llanura. A partir de esto se definen los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los cambios de tendencia en el estudio y la comprensión de los sistemas hídricos y los diferentes marcos teóricos asociados.
- Analizar las definiciones de sustentabilidad hídrica más relevantes y desarrollar una definición de sustentabilidad hídrica aplicable a cuencas hidrológicas de llanuras.

3.2 Desarrollo y discusión

3.2.1 Concepciones heredadas y nuevo paradigma en la comprensión de los sistemas hídricos

Los cambios en la comprensión de la relación sociedad-naturaleza que implicó la aparición del paradigma del desarrollo sustentable, han llevado a una reflexión respecto a cómo deben estudiarse los sistemas hídricos y el ciclo hidrológico, reflexión que pone en evidencia la tensión entre las nuevas teorías y métodos con las concepciones heredadas.

La Figura 3-1 representa la conceptualización tradicional del ciclo hidrológico. Comprende los flujos y reservorios de las aguas meteóricas, oceánicas, continentales superficiales y sub-superficiales y es regulado por la acción de la fuerza de la gravedad y la energía solar.

En buena medida, responde a una abstracción basada en una visión naturalista en la que el agua, en sus distintos estados, está en continua circulación y las actividades humanas no tienen influencia o capacidad de producir modificaciones significativas. Esta concepción puede considerarse como la piedra angular de la hidrología, acuñada en la década de 1930 por el trabajo de Robert Horton [Horton 1931]. Posteriormente, durante buena parte del siglo XX, la hidrología basó parte de su desarrollo teórico y metodológico en tal abstracción y no fue hasta avanzado el mismo siglo que se comenzó a dar trascendencia significativa a la capacidad de las sociedades para influir en el ciclo hidrológico¹¹ (véase una discusión exhaustiva en [Linton 2008]).

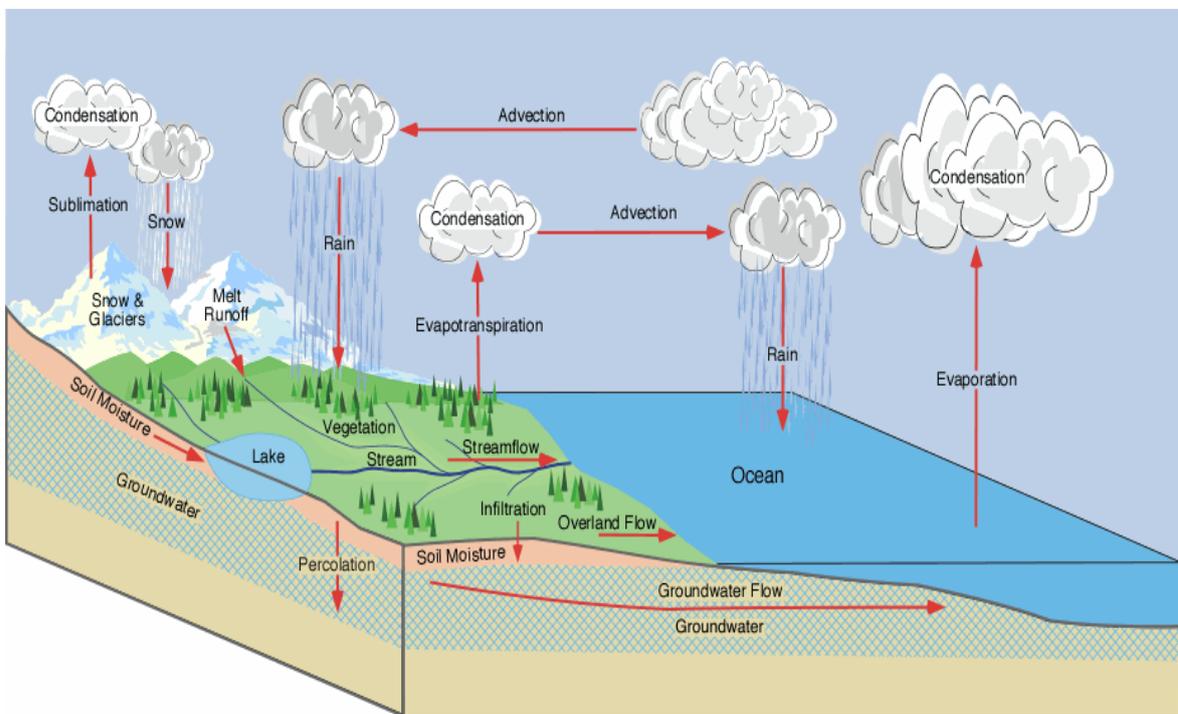


Figura 3-1. Conceptualización tradicional del ciclo hidrológico. Extraído de [Linton 2008].

¹¹ No obstante esto, la hidrología ha sido una herramienta fundamental para la gestión de los sistemas hídricos desde sus inicios como disciplina, tanto por la generación de importantes métodos experimentales, el desarrollo de modelos matemáticos y otros aplicados al desarrollo de obras de infraestructura, del estudio de las cuencas hidrológicas y del ciclo hidrológico mundial, entre otros.

3.2.1.1 Las modificaciones antrópicas al ciclo hidrológico.

De manera general, en la introducción se presentaron algunos de los servicios que el agua brinda a la humanidad que pueden considerarse dentro de una categoría más general de servicios ecosistémicos. Los más significativos a tener en cuenta son: la disponibilidad de agua para consumo humano, el uso para riego en la agricultura y en la producción agropecuaria en general, la posibilidad de hacer un aprovechamiento energético (centrales hidroeléctricas), el transporte de materiales y personas, el soporte de la biodiversidad y de los recursos pesqueros, la dilución de descargas de efluentes, la recreación, el desarrollo de la industria y del turismo, entre otros. Estos servicios se basan en la disponibilidad de agua, pero esta disponibilidad no puede considerarse sólo en términos de cantidad, sino que es fundamental su calidad, especialmente en determinados usos (para consumo humano, claro está, será necesario contar con agua potable).

El inadecuado manejo del agua, especialmente a partir del inicio de la revolución industrial, ha llevado a que su disponibilidad se vea comprometida, sometiendo a una importante proporción de la población mundial en determinadas regiones del planeta a una situación acuciante: se estima que aproximadamente mil millones de personas no tienen acceso a agua potable y que cerca de un tercio de la población mundial no tiene la cantidad suficiente para satisfacer sus necesidades sanitarias (véase Figura 3-2).

Lo anterior ha generado una reflexión respecto a cómo debe utilizarse el recurso y cuáles son los límites que deben considerarse para su explotación, acentuando la necesidad de abandonar los esquemas tradicionales de análisis y considerar no solo los flujos de agua que circulan en la hidrosfera naturalmente, sino también las presiones que ejercen las sociedades alterando flujos y reservorios. En la Figura 3-3 se presenta un esquema en el que, a diferencia de la Figura 3-1, se observa la actividad humana como parte constitutiva del ciclo del agua.

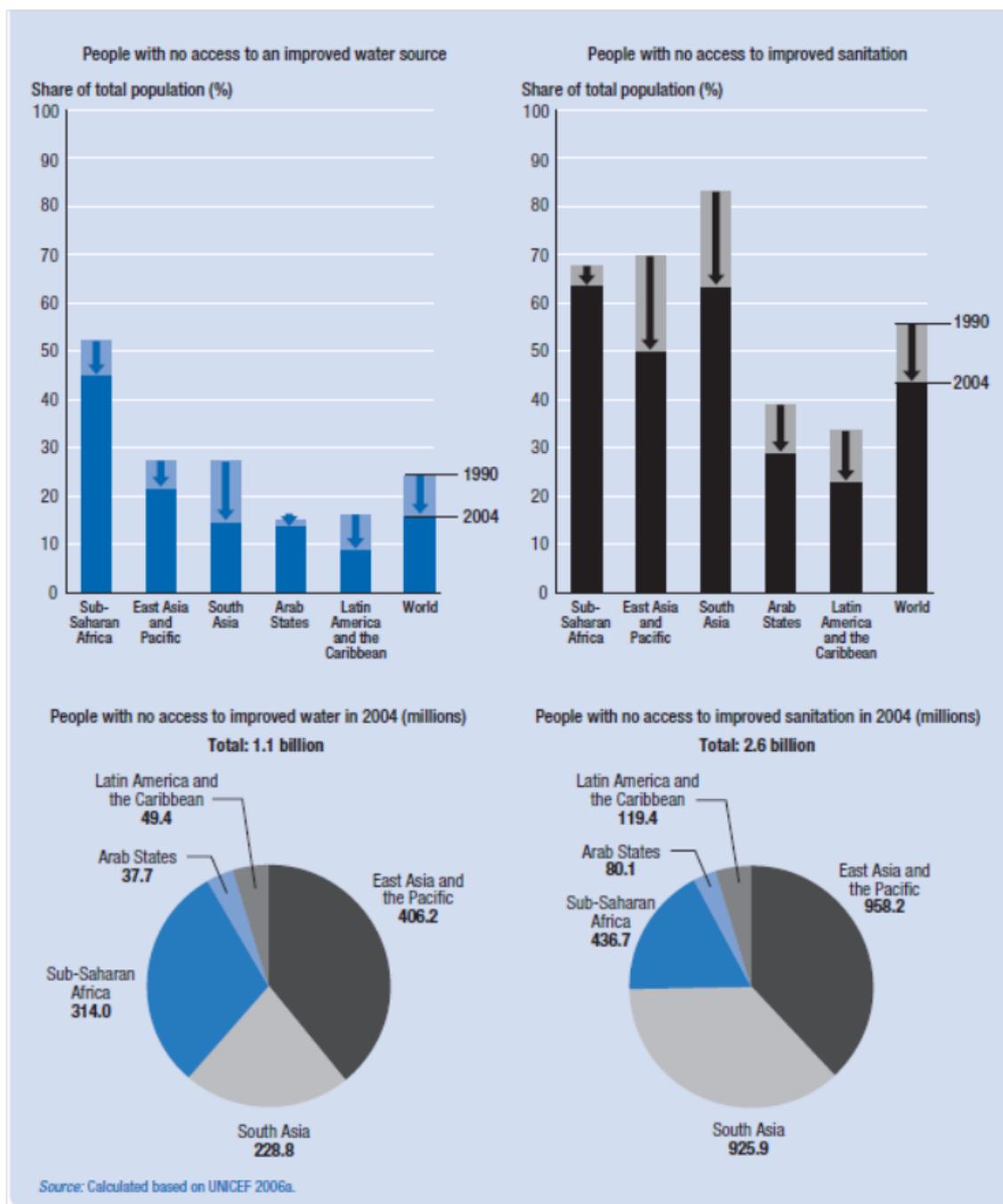


Figura 3-2. Proporción de la población mundial sin acceso a agua potable y agua para satisfacer las necesidades sanitarias básicas. Extraído de [UNDP 2006].

Reconocer la complejidad de los sistemas hídricos y el impacto del hombre en ellos es una condición necesaria para el análisis de la sustentabilidad de tales sistemas. Esto ha generado nuevas teorías que ponen el foco en el “uso sustentable del agua” a partir de reconocer que existen límites naturales a su disponibilidad y que sobre-explotar los recursos hídricos puede provocar cambios irreversibles que lleven a escenarios de

insustentabilidad del sistema en general. Asimismo, se han generado nuevas categorías para definir el agua en función de su calidad, su uso potencial y su disponibilidad (entre otros), que no están presentes en los esquemas tradicionales.

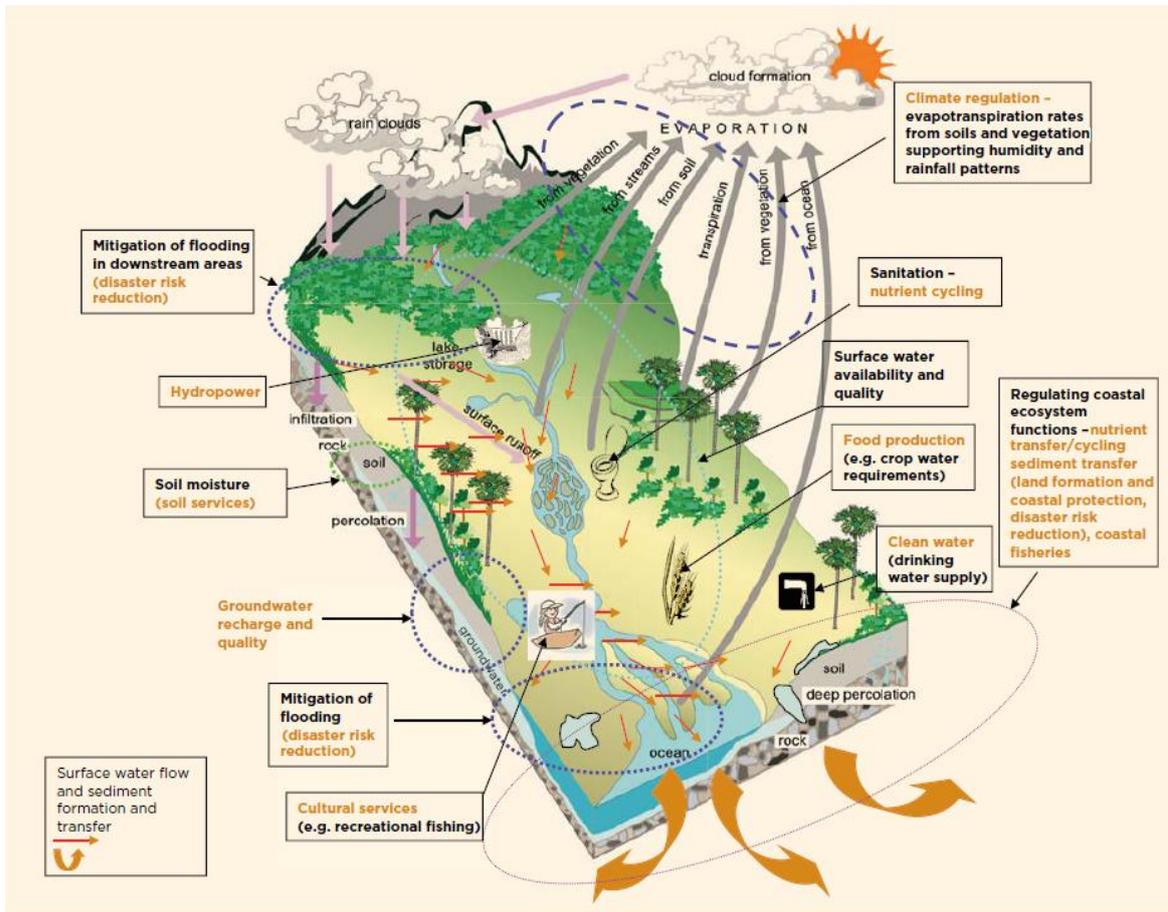


Figura 3-3. El ciclo hidrológico considerando acciones antrópicas. Extraído de [Coates et al. 2012].

3.2.1.2 Presiones sobre el recurso hídrico y estrés hídrico

Una manera de entender el uso del agua en relación a su disponibilidad es expresándolo en términos de oferta-demanda, aunque no en la acepción estrictamente económica. Cuando se hace referencia a la oferta de los recursos hídricos, se toma en consideración el agua que es puesta a disposición de las actividades humanas por la realización de una obra de infraestructura o una intervención tecnológica (represas, redes de distribución, perforaciones y bombas de extracción, canales de riego, entre otros), mientras que la

disponibilidad indica el agua que está presente en los flujos y reservorios naturales que pueden no estar al alcance para su uso. Por otro lado, se denomina demanda al agua requerida para la realización de tales actividades¹². Esta forma discursiva puede resultar más familiar debido a que es más común referirse a los recursos en términos económicos, pero también facilita entender conceptos como el estrés hídrico.

Cómo es sabido, la disponibilidad de agua dulce a nivel global no se distribuye de manera homogénea, sino que esto dependerá especialmente de las condiciones climáticas que predominen, como las precipitaciones. Por lo tanto, la disponibilidad para los distintos usos no es la misma en todas las regiones del planeta. En términos generales, una región donde la demanda de agua sea mayor a la oferta presente en esa región, es considerada bajo estrés hídrico o con escasez física de agua [RAEng 2010].

Asimismo, la variación de la oferta de recursos hídricos está dada por: la presión que las sociedades ejercen mediante sus actividades y la que resulta de las variaciones climáticas naturales o inducidas por la actividad antrópica (como el cambio climático) que afectan su disponibilidad. A nivel global, las estimaciones de uso del agua por sector indican que la agricultura es la mayor demandante, seguida de la actividad industrial y luego con una proporción significativamente menor se engloban el resto de las actividades sociales. Esta distribución varía sensiblemente entre países desarrollados y países en desarrollo. En los primeros, el uso del agua en la industria adquiere una preponderancia mayor que en los segundos, siendo en algunos casos, incluso, mayor que en la agricultura (véase Figura 3-4).

¹² Si bien aquí no se asumen los términos oferta y demanda en términos economicistas sino en un sentido ampliado de la concepción económica, es de destacar que suelen utilizarse para definir el agua como una mercancía que se rige en términos de mercado.

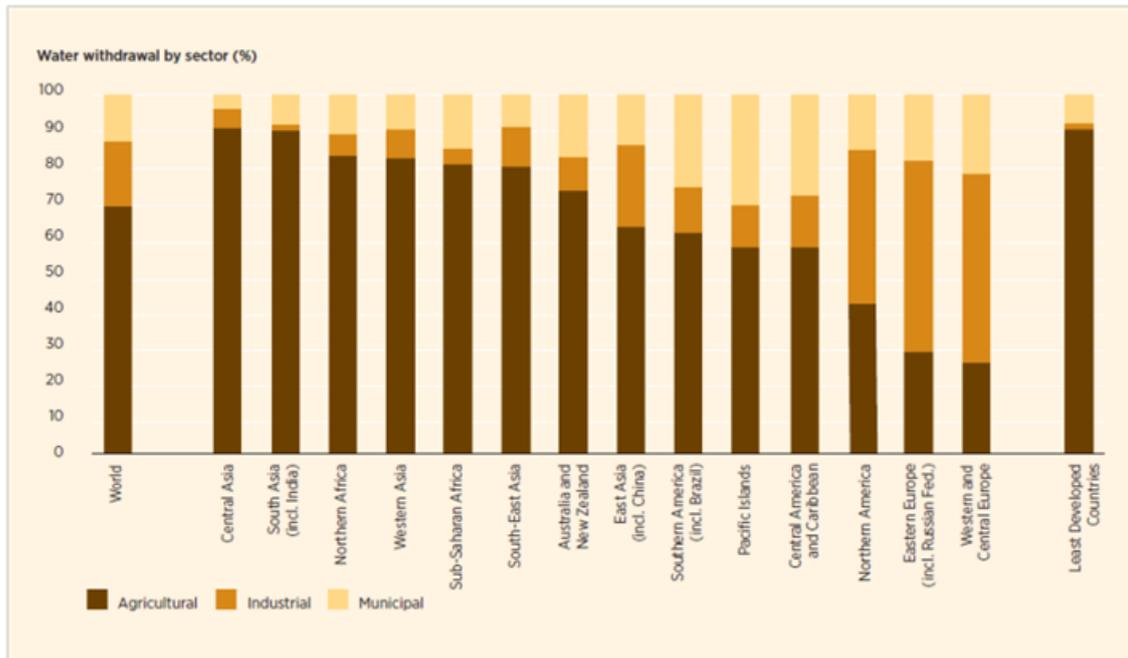


Figura 3-4. Estimación del consumo de agua por sector a nivel mundial. El sector identificado como “Municipal” incluye el agua de uso doméstico, de servicios y parte de las actividades industriales que se abastecen de las redes de agua. Extraído de [Coates et al. 2012].

A continuación se detallan someramente los principales sectores que ejercen una presión significativa sobre el recurso hídrico.

3.2.1.2.1 Alimentos y agricultura

La agricultura es el mayor demandante de agua a nivel mundial y se estima que su uso representa el 70% del uso total [Coates et al. 2012]. El crecimiento poblacional y el aumento en la demanda de alimentos implicarán una creciente necesidad de agua para el sector agropecuario. Asimismo, los cambios del modelo de producción agrícola desde la agricultura campesina a la revolución verde y actualmente a la agricultura industrial, implicaron un aumento en la productividad de granos que se tradujo en una mayor demanda de agua por superficie. La soja transgénica utilizada en América Latina tiene un rendimiento equivalente al 50% de la eficiencia en el uso del agua evidenciada por el maíz (9,1 contra 18,1 Kg/ha/mm de agua), indicando una tendencia creciente en la demanda de agua en el ciclo del cultivo [Pengue 2005]. Si bien las compañías que dominan los mercados de semillas y productos agroquímicos prevén desarrollos de cultivos de buen rendimiento con menor necesidad de agua en el futuro, las tecnologías actuales aún no evidencian esta situación.

Las consecuencias de la sobreexplotación de acuíferos y de aguas superficiales para la agricultura son evidentes en diferentes regiones del mundo, provocando cambios a nivel ecosistémico por la salinización de suelos y acuíferos, llevando a un proceso de desertificación. Asimismo, el uso creciente de agroquímicos a nivel global impacta en la calidad del agua de los acuíferos y del agua superficial, comprometiendo su uso para otras actividades.

3.2.1.2.2 Cambios en la dieta

El cambio de una dieta basada en hidratos de carbono, provenientes de granos como el trigo y el maíz, por una dieta más rica en proteínas, especialmente provenientes de la carne, implicaría un aumento en la demanda de agua para la producción de alimentos independiente del requerido por el crecimiento poblacional. La producción de carne implica una cantidad superior de agua a la necesaria para producir granos. Se estima que para producir 1 kg de carne vacuna se necesitan 15.500 l de agua y para 1 kg de carne de cerdo 5.500 l, mientras que para 1 kg de trigo 1.300 l y para 1 kg de maíz 900 l ([Mekonnen y Hoekstra 2012]). Si a esto sumamos que la tendencia actual es la cría intensiva de animales en corral alimentados con granos, frente a la tradicional cría extensiva a base de pasturas (esto es así en diversas regiones, especialmente en la zona chaco-pampeana sudamericana), la presión del recurso pasaría a ser la suma de ambas prácticas (cultivo y cría de ganado) en lugar de una de ellas.

3.2.1.2.3 Industria y energía

Se estima que el uso de agua en la producción de energía y en la industria manufacturera en general es aproximadamente el 20% del uso global [Programme 2009]. A nivel de países, se registran cambios en los patrones de extracción de agua y de su uso. Mientras que la extracción de agua en EEUU e Inglaterra ha disminuido en los últimos años, en parte por las mejoras realizadas en los circuitos de producción y por el traspaso de producción a otras regiones del planeta, en países en desarrollo como China e India la demanda continúa en aumento [RAEng 2010]. Pero el uso del agua no es la única presión que la industria ejerce sobre el recurso, sino que también se debe considerar que la industria es el principal generador de efluentes tóxicos vertidos en las cuencas a lo largo

de todo el mundo, pero especialmente en los países en vía de desarrollo donde muchas veces el control de las descargas por parte del Estado es deficiente (para una discusión ampliada con análisis de cuencas hidrológicas en diferentes regiones del planeta, véase [CEPIS 1999]).

Los cambios en la matriz energética a nivel mundial también pueden implicar un mayor incremento en el consumo de agua. Si las tendencias actuales de sustitución del petróleo por biocombustibles continúan, se generará una mayor presión sobre los recursos hídricos y sobre la producción de alimentos. Los biocombustibles se elaboran a partir de cultivos de oleaginosas que demandan una mayor cantidad de agua en su ciclo de cultivo que otros como el maíz y el trigo, por lo que la tendencia creciente de reemplazo de cultivos tradicionales por oleaginosas también implica un aumento de la presión sobre el recurso.

3.2.1.2.4 Cambios en los usos del suelo

Los cambios en los usos del suelo debido a la expansión de la frontera agropecuaria y al crecimiento urbano, también generan un impacto sobre los recursos hídricos. La deforestación de grandes extensiones de tierra por la expansión de la frontera agropecuaria, provoca cambios ecosistémicos y en el ciclo hidrológico de una región que afectan la disponibilidad de agua: el aumento de la escorrentía superficial como consecuencia de la compactación-impermeabilización del suelo y la pérdida de la retención de agua de lluvia por parte de la cubierta arbórea, potencian fenómenos de inundaciones y de desertificación por el lavado de los suelos, afectando la oferta de agua para poblaciones locales e incluso comprometiendo la misma producción. Asimismo, la apropiación de grandes extensiones de suelo para el desarrollo urbano, especialmente por el modelo *Urban Sprawl*, que implican su impermeabilización y la modificación de sus cursos de agua superficiales y subterráneas, no solo suprimen los servicios ecosistémicos que estas zonas prestaban, sino que la población se ve forzada a crear cada vez más infraestructura para el abastecimiento de agua y para la mitigación de fenómenos climáticos. Un caso paradigmático para analizar en este sentido es la modificación realizada en el Valle de Méjico, donde prácticamente se han agotado los recursos hídricos

sobre los que el Imperio Azteca construyó su desarrollado sistema de chinampas y ahora es necesario bombear el agua para consumo desde kilómetros de distancia.

3.2.1.2.5 Falta de infraestructura de saneamiento

Es común en las ciudades de países en desarrollo que no se cuente con la infraestructura de saneamiento básica, como es el caso de la distribución de agua por red y cloacas. En primer lugar, la falta de cloacas lleva a una evacuación de las excretas a través de pozos de aspersión, generalmente contruidos sin tomar las precauciones para evitar la percolación a los acuíferos, situación que provoca un deterioro de su calidad. Por ejemplo, esto se evidencia en la información presentada por la Junta Central de Control de la Contaminación de la India, que realizó en los años 1981-1982 un estudio integral para clasificar las aguas del río Ganges según su uso. En el estudio se incluyeron 25 pueblos que se asientan en el delta del río y como resultado se determinó que “el 75% de la carga contaminante provenía de las aguas residuales municipales sin tratar”. Otro caso ilustrativo es el estudio realizado en el año 1991 por el Departamento de Ambiente y Recursos Naturales de Filipinas, el cual arrojó que los desechos líquidos domésticos no tratados son responsables del 45% de la contaminación total del río Pasig [CEPIS 1999]. Por otra parte, en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) la contaminación de las cuencas Matanza-Riachuelo y Reconquista se debe en buena medida al vertido de cloacales sin tratamiento (para detalles véase [DPN 2003]).

Por otro lado, la falta de una red de distribución de agua fuerza a la población a tomar estrategias de abastecimiento individual, que en las zonas de disponibilidad de acuíferos como la RMBA, se resuelve con perforaciones individuales buscando la opción más económica. Esto lleva a que se perforen los acuíferos sin el sistema de encamisado necesario para evitar la infiltración de contaminantes de las napas superiores y acelerando el proceso de deterioro del recurso.

3.2.1.2.6 Crecimiento poblacional

El crecimiento poblacional incrementa la demanda para consumo humano. La población mundial se triplicó en el siglo 20 y estimaciones indican que para el año 2025 pasará de 6,8 mil millones en la actualidad a 8 mil millones de personas [RAEng 2010]. Asimismo, se

prevé que este crecimiento no será de manera homogénea en todo el globo, sino que se concentrará especialmente en los países en desarrollo del sur de Asia y África, áreas donde en la actualidad el recurso ya se encuentra comprometido.

Por otra parte, la tendencia mundial indica que este crecimiento se dará especialmente en las urbes, demandando un mayor desarrollo de infraestructura, de producción de alimentos y la tendencia al crecimiento del consumo arrastraría a su vez la mayor demanda del sector industrial, del sector energético y el conjunto de las actividades sociales con el consecuente incremento de la presión sobre los recursos hídricos.

3.2.2 Sustentabilidad hídrica

Hasta aquí, se enumeraron algunos de los sectores que tienen un impacto en la disponibilidad de agua, afectando su calidad y también su cantidad en determinadas regiones. Se mencionó también que existen factores climáticos que afectan esta disponibilidad y que responden a variaciones naturales del clima, en sus diferentes ciclos. Sin embargo, actualmente se discute a nivel mundial el impacto que las sociedades generan sobre el clima global o Cambio Climático, fenómeno en el que el agua adquiere un rol determinante debido a que varios de los sucesos amenazantes tienen su origen en la dinámica del agua a escala global: huracanes, tifones, inundaciones, sequías e incluso el incremento del nivel del mar. Esta situación implica comprender que existe un impacto holístico de las actividades del hombre contemporáneo en la biosfera en general y sobre los recursos hídricos en particular.

La irrupción del concepto de sustentabilidad es, en buena medida, una síntesis de que se ha avanzado en tal sentido. Sin embargo, como se discutió en el capítulo 2, analizar la sustentabilidad de un SSEs puede ser un proceso sumamente complejo e irrealizable, por lo que adquiere relevancia analizar algunos aspectos que den cuenta de la tendencia del sistema. Los recursos hídricos están presentes en todos los procesos metabólicos que se desarrollan en un SSE. Por esto, pueden dar cuenta de aspectos como: la salud de los ecosistemas naturales si se analiza la calidad de agua presente en reservorios, el impacto por procesos de contaminación antrópica, el impacto de actividades como la agricultura, entre tantos otros.

Por lo anterior, analizar los sistemas hídricos de un SSE puede arrojar información muy valiosa y sintética respecto a la situación del sistema, convirtiéndose en un indicador confiable para evaluar si éste tiende o no a un escenario de sustentabilidad. Esto ha llevado a que el concepto de sustentabilidad hídrica adquiriera una relevancia creciente en la investigación científica y ecológica.

Dado que la sustentabilidad es un concepto holístico, definir la sustentabilidad hídrica de un sistema implica hacer un recorte de la complejidad para observar uno de sus aspectos. Este recorte, en términos de sistemas hídricos, implicaría definir una escala espacial y temporal, pero además, definir aquellos atributos del sistema objeto de estudio que son relevantes para definir su sustentabilidad.

La definición de tales atributos implicaría, a su vez, adoptar una postura entre la diversidad de perspectivas que se abren entre la sustentabilidad débil y la sustentabilidad fuerte. En este sentido, los argumentos y evidencias en torno a las problemáticas ambientales contemporáneas vinculadas a los recursos hídricos (algunas detalladas en el apartado anterior), inclinan la balanza con mayor contundencia hacia la sustentabilidad fuerte. Un primer argumento que puede desarrollarse a favor de esta hipótesis es que el agua y en particular el agua dulce, si bien es un recurso renovable, puede disminuir en disponibilidad -hasta convertirse en un recurso escaso- por las variaciones climáticas o por las distintas presiones que realizan las sociedades a través de sus actividades, acelerando o provocando procesos como la desertificación, las inundaciones y la contaminación, entre otros.

Por otra parte, dado que la sustentabilidad es un paradigma multidimensional que considera aspectos sociales, institucionales, económicos, culturales y ecológicos, una definición no podría eludir ninguno de ellos sino propender a su consideración de manera integral y sistémica, ya que el agua no es sólo esencial para sostener la vida, sino que también juega un rol integral en el soporte de los ecosistemas, el desarrollo económico, el bienestar social e influye en los valores culturales [Gleick et al. 1995]. Asimismo, la sustentabilidad responde a un carácter prospectivo que implica considerar no sólo la situación actual sino también la futura.

Sobre esta base, Gleick y otros definen al uso sustentable del agua como “el uso del agua que soporta la capacidad de la sociedad humana para perdurar y prosperar en un futuro indefinido, sin comprometer la integridad del ciclo hidrológico o los sistemas ecológicos que dependen de éste” [Gleick et al. 1995]. Asimismo, proponen una serie de criterios que dan mayor precisión respecto a lo que la definición implica:

- a) garantizar los requerimientos básicos de agua para mantener la salud humana para todos los seres humanos;
- b) garantizar los requerimientos básicos para restaurar y mantener la salud de los ecosistemas;
- c) la calidad del agua debe ser mantenida dentro de estándares que se adecuen a la situación local y los diversos usos;
- d) las actividades humanas no deben comprometer la renovación de los flujos y stocks de agua dulce a largo plazo:
- e) producir Información accesible para la sociedad en general respecto a la disponibilidad, uso y calidad de los recursos hídricos;
- f) establecer mecanismos institucionales para prevenir y resolver los conflictos por el agua;
- g) la planificación del uso del agua y la toma de decisiones al respecto debe ser democrática, garantizando la representación y participación de todas las partes e intereses involucrados.

Esta definición asume un principio de sustentabilidad fuerte al poner como condición que deben considerarse tanto los requerimientos básicos para las actividades humanas como para la conservación de los ecosistemas a mediano y largo plazo. Al mismo tiempo pone de manifiesto el criterio de equidad inter-generacional e intra-generacional y la necesidad de compatibilizar objetivos políticos, económicos, sociales, culturales y ecológicos.

No obstante lo anterior, la carencia en la discusión parece ser la falta de una definición precisa de las actividades qué son sustentables y en qué medida, y cuáles son los límites reales a la explotación de los recursos hídricos teniendo en cuenta sus atributos particulares como: disponibilidad, variaciones climáticas naturales, leyes que condicionan

los procesos de recuperación de los ecosistemas al ser utilizados como sumideros, entre otros. Pensando en estos términos, se plantean interrogantes del tipo: ¿qué actividades humanas pueden soportarse en un sistema dado, ya sean industriales, agropecuarias o domésticas? ¿Cuál es el agua necesaria para cubrir los requerimientos ecosistémicos? ¿Cómo evitar comprometer los flujos y reservorios a largo plazo en un sistema sujeto a incertidumbres producidas tanto por su propio funcionamiento como por las perturbaciones que pueda sufrir del entorno?

Estos interrogantes ponen en evidencia que las definiciones discursivas, como las enunciadas para el desarrollo sustentable o la sustentabilidad hídrica, acarrearán el problema de la falta de explicitación de criterios que permitan aplicarlas a sistemas reales para poder evaluar su condición de sustentabilidad y dan lugar a interpretaciones ambiguas.

3.2.2.1 Escalas territoriales para el análisis de la sustentabilidad hídrica

Como se mencionó, el ciclo hidrológico puede estudiarse a diferentes escalas. Sin embargo, existe un consenso creciente en que la unidad geográfica más adecuada es la cuenca hídrica. Una cuenca puede ser definida como: una región delineada biofísicamente por un curso de agua, drenada por una corriente o sistema de corrientes hacia un punto de salida o área de recolección. Autores como [Bruneau 2005] destacan la utilidad de considerarla como la unidad de análisis en estudios ambientales debido a una serie de características físicas y sociales que permiten generar recomendaciones de gestión más adecuadas, algunas de ellas mencionadas por el autor son:

3.2.2.1.1 Físicas

- Sistema natural: Las cuencas hídricas delimitan unidades biofísicas naturales y resultan ideales para el seguimiento de procesos naturales.
- Escalas múltiples: Las cuencas hídricas crean jerarquías únicas de paisajes en su interior y resaltan las interdependencias biofísicas en varias escalas.
- Ideal para estudios de procesos: Las cuencas hídricas permiten realizar balance de masas, análisis de insumo-producto y agua-nutrientes y evaluaciones de las relaciones causa y efecto.

- Marco integrado: Las cuencas hídricas integran todos los efectos del uso del suelo, resaltan los vínculos entre uso del suelo y agua, así como facilitan el análisis de sistemas.
- Ayudan a tratar la complejidad: pueden ser medidos los efectos acumulativos, pueden ser identificadas las interacciones atmósfera-suelo-agua y pueden ser evaluados los efectos de fuentes difusas.

3.2.2.1.2 Sociales

- Herramienta de toma de decisiones: Las cuencas hidrográficas como unidad geográfica facilitan las decisiones con base científica. Ofrecen una plataforma eficaz para la gestión dinámica y adaptativa.
- Vínculos transfronterizos: Las cuencas hídricas están delimitadas por cursos de agua que contienen recursos naturales interdependientes. Esto vincula países y regiones, tanto por el flujo aguas arriba - aguas abajo como por la vecindad contigua a lo largo de la costa de los ríos.
- Organización social: La construcción social de las cuencas hidrográficas hace posible la creación de un espacio común de encuentro para la comunicación, la negociación, la planificación y el control.

A lo anterior debe considerarse la ventaja metodológica que implica el poder clasificar y diferenciar las cuencas de acuerdo a si son de primer orden, de segundo orden y así sucesivamente. Esta forma de clasificación permite mantener la unidad ecológica que representan las cuencas hidrológicas al tiempo en que permite analizar diferentes escalas territoriales. Claro está que los estudios regionales de grandes cuencas hidrológicas agregarán más información de procesos ecológicos que no será posible explicar como la suma de los procesos que se desencadenan en cada una de sus subcuencas. No obstante esto, el recorte por subcuencas conserva muchas de las ventajas mencionadas para estudios ambientales en contraposición a cualquier recorte espacial de tipo institucional-administrativo que usualmente no consideran las condiciones ecológicas del territorio (municipios, provincias, estados, entre otros).

Por lo anterior, el estudio de la sustentabilidad hídrica a escala territorial de cuencas

sustentabilidad presenta algunas oportunidades claras para poder dar respuestas a tales interrogantes. La consideración de la complejidad a partir de la multidimensionalidad de los SSEs, la consideración de las escalas intra e intergeneracional y la tendencia a un enfoque transdisciplinar que se nutre de diferentes áreas del conocimiento dan cuenta de ello.

La sustentabilidad hídrica como categoría de análisis es incipiente y las definiciones que predominan son esencialmente discursivas, que si bien son de gran utilidad, implican el desafío de desarrollar métodos que permitan analizar los sistemas hídricos para dar cuenta de su tendencia a escenarios de sustentabilidad o insustentabilidad. Las conclusiones desarrolladas en el capítulo 2 para la definición de sustentabilidad se aplican a la sustentabilidad hídrica, por lo que se considera que:

- por el permanente cambio asociado a los SSEs, la sustentabilidad hídrica es un objetivo al que propender y no puede considerarse un objetivo cumplido;
- que un SSE propenda a un escenario de sustentabilidad hídrica no implica que se encamine hacia un escenario de sustentabilidad, ya que como explicación parcial de la complejidad del sistema, el análisis de la sustentabilidad hídrica es un indicador de tendencia; y
- el valor del análisis de la sustentabilidad hídrica de un SSEs radica en que constituye un indicador sintético de la gestión ambiental del sistema y de la salud de los ecosistemas que lo conforman.

Asimismo, se considera que un esquema para analizar la tendencia de un SSE hacia un escenario de sustentabilidad hídrica debe:

- dar cuenta de la capacidad del sistema para garantizar su persistencia;
- dar cuenta de la evolución de los bienes y los servicios ecosistémicos vinculados a los recursos hídricos y de la equidad intra e intergeneracional de acceso a ellos;
- responder a la organización jerárquica o panarquía de la naturaleza, es decir, dar cuenta de los *feedbacks* entre el sistema y su entorno; y

- responder a la complejidad del SSE considerando aspectos económicos, ecológicos, sociales y políticos, entre otros.

A partir de lo anterior, en este trabajo se propone una definición de sustentabilidad hídrica que conceptualmente tiene en cuenta la evaluación de la relación entre la disponibilidad de recursos hídricos y la presión que ejerce sobre ellos la relación sociedad-naturaleza del ámbito geográfico analizado. Tal definición queda expresada de la manera siguiente:

Una cuenca hidrológica de llanura propenderá a un escenario de sustentabilidad hídrica cuando su persistencia esté garantizada por la disponibilidad de recursos hídricos que, a su vez, sean metabolizados de manera de garantizar la equidad intrageneracional e intergeneracional de acceso a las funciones ecosistémicas que estos brindan.

En esta definición, en contraste con la desarrollada por [Gleick 1998], **se precisa un anclaje territorial -la cuenca hidrológica- para el análisis de la sustentabilidad hídrica**, ya que el paradigma de sustentabilidad no se aplica a un sistema abstracto sino a uno real. Asimismo, no refiere sólo al “uso sustentable del agua” sino que **contempla todo aquello que comprende a una cuenca hidrológica como unidad de paisaje (en términos ecológicos) y como SSE; considera los aspectos vinculados al acceso al agua y la toma de decisiones respecto a su gestión (no solo su uso) al introducir los conceptos de equidad intrageneracional e intergeneracional; y amplía el criterio de protección de los ecosistemas al incluir las funciones ecosistémicas.**

3.3 Síntesis

En este capítulo se abordó específicamente el cambio en la concepción y la forma de comprensión de los sistemas hídricos en general (ciclo hidrológico) y de las cuencas hidrológicas en particular. Tal cambio evidencia una tendencia a la consideración de la complejidad en el objeto de estudio, a partir de una redefinición de los sistemas hídricos, ya no como sistemas prístinos sino como una resultante de la relación sociedad-naturaleza. En la actualidad, puede concluirse que cualquier cuenca hidrológica que se

analise tendrá en mayor o menor medida un grado de antropización, esto implica que en ella se desarrollan distintas actividades conformando procesos complejos que definen sus particularidades ambientales y, en consecuencia, su tendencia hacia la sustentabilidad.

Por otra parte, a pesar de las distintas definiciones discursivas que se han mencionado respecto de la sustentabilidad hídrica, se evidencia una carencia de una definición precisa que permita responder interrogantes como: ¿Qué actividades humanas pueden soportarse en un sistema dado? ¿Cuál es el agua necesaria para cubrir los requerimientos ecosistémicos? ¿Cómo evitar comprometer los flujos y reservorios a largo plazo en un sistema sujeto a incertidumbres producidas tanto por su propio funcionamiento como por las perturbaciones que pueda sufrir del entorno? En este trabajo, se considera que dicha carencia condiciona el desarrollo de modelos que permitan evaluar y monitorear la tendencia hacia la sustentabilidad hídrica de una cuenca hidrologica, considerando qué actividades son recomendables desarrollar y en qué medida, cuáles son los límites reales a la explotación de los recursos hídricos teniendo en cuenta sus condiciones particulares como: disponibilidad de agua, variaciones climáticas naturales, leyes que condicionan los procesos de recuperación de los ecosistemas al ser utilizados como sumideros, entre otros.

En suma a lo anterior, tal carencia trae aparejada la búsqueda y la incorporación de marcos conceptuales interdisciplinarios y transdisciplinarios que puedan generar explicaciones acordes al nuevo paradigma de pensamiento que implica la consideración de la sustentabilidad. Sobre esta base, en este trabajo se desarrolló una definición de sustentabilidad hídrica que no pretende agotar la discusión sobre el tema, sino que se considera un punto de partida para el desarrollo de instrumentos metodológicos para el análisis de cuencas hidrológicas de llanura.

4 INSTRUMENTOS METODOLÓGICOS PARA EL ESTUDIO DE LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA Y DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS

4.1 Introducción y objetivos

Así como avanzar en una definición del concepto “sustentabilidad” ha generado una amplia discusión académica con diversas posturas teóricas, también se observa en la literatura especializada un importante desarrollo de métodos para su análisis con diferentes posibilidades de aplicación, según la escala con que se trabaje o el objeto de estudio que se defina. De la misma forma, el impacto de la nueva concepción de los sistemas hídricos ha llevado a que se revisaran los métodos que históricamente se han utilizado para su análisis y a que surgieran nuevos basados en concepciones más complejas o que consideraran la actividad antrópica de manera más significativa.

Este capítulo tiene como objetivo general analizar los métodos más significativos, en términos de su aplicación o innovación, que se han desarrollado o aplicado para estudiar la sustentabilidad de SSEs en general y la sustentabilidad hídrica de sistemas hídricos en particular. Asimismo, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los principales métodos desarrollados para el análisis de la sustentabilidad de SSEs en general y aquellos orientados al análisis de la sustentabilidad de los sistemas hídricos.
- Evaluar las potencialidades de tales métodos para analizar la sustentabilidad hídrica de las cuencas hidrológicas de llanura.

4.2 Desarrollo y discusión

4.2.1 Métodos para el análisis de la sustentabilidad

Los diferentes enfoques teóricos con que ha sido abordada la sustentabilidad, ya sea como parte constitutiva del desarrollo sustentable o como paradigma emergente, han generado una diversidad de métodos para su análisis. La Figura 4-1 presenta una síntesis de los métodos más comunes presentes en la bibliografía especializada, indicando cuales

tienen potencialidad para realizar un análisis retrospectivo o prospectivo, según sea el caso, y cuales brindan la posibilidad de realizar un análisis que integre las dimensiones sociales, económicas, institucionales y ambientales, o no.

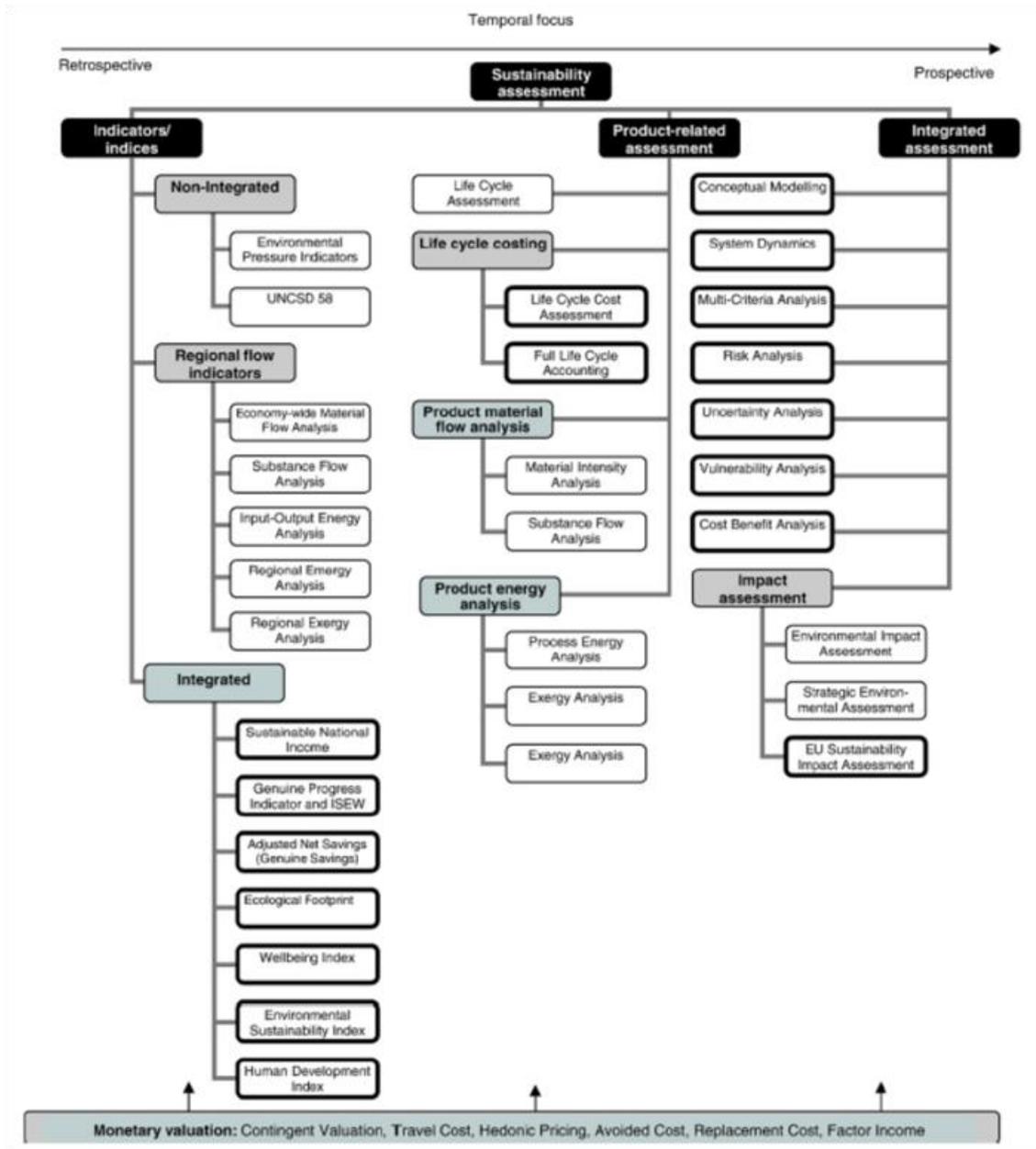


Figura 4-1. Síntesis de métodos más utilizados para el estudio de la sustentabilidad. Extraído de [Ness et al. 2007].

Una primera distinción que permite categorizar tales instrumentos metodológicos está dada por cuál es la consideración teórica que subyace en la comprensión de la sustentabilidad. De manera general pueden identificarse dos grandes grupos, aquellos

que apelan a la conmensurabilidad y que se basan especialmente en la elaboración de índices y aquellos que asumen un enfoque sistémico, ya sea para la construcción de indicadores o para el estudio de procesos ambientales.

A continuación, se realiza un análisis de los métodos más destacados, sin pretensión de agotar la discusión y sin perder de vista que la diversidad de estos es sumamente basta y creciente. Dado que los estudios sobre sustentabilidad abarcan actualmente una diversidad de escalas territoriales (ámbito local o microrregiones, regiones, países, continentes y a nivel planetario) y cubren también diversos aspectos como: sustentabilidad del uso y explotación de recursos naturales, sustentabilidad de proyectos, sustentabilidad de los modelos de desarrollo, entre otros, se ha realizado un recorte sin incluir la escala micro y métodos enfocados a analizar la sustentabilidad de proyectos.

4.2.1.1 Índices e indicadores

El desarrollo más significativo de indicadores de sustentabilidad se inicia a finales de la década de 1980 en Canadá y algunos países de Europa. Pero el impulso más abarcador se desencadenó a partir de la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992, ya que para poder controlar el avance de la agenda 21, la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo creó la Comisión de Desarrollo Sustentable (CDS) con el mandato de monitorear “el progreso hacia el desarrollo sustentable”. Con tal objetivo, se creó el Programa de Trabajo de Naciones Unidas sobre Indicadores de Desarrollo Sustentable (IDS). Éste tiene como objetivo principal, proveer a las naciones de un conjunto reducido de indicadores probados que brinden información de base para la toma de decisiones.

Una posibilidad de ordenación metodológica es la propuesta por Rayén Quiroga [Rayén Quiroga 2001], quién divide la formulación de indicadores en dos grandes grupos: los que recurren a un enfoque conmensuralista y los que tienen un enfoque sistémico.

4.2.1.1.1 El enfoque conmensuralista

Tal como se mencionó, el enfoque conmensuralista ha sido criticado especialmente cuando se utiliza la monetarización como recurso para llevar a una unidad común los

servicios ambientales y los impactos ocasionados por los sistemas socioeconómicos para obtener un único resultado que represente la sustentabilidad del sistema analizado. Más allá de los cuestionamientos éticos, siempre cabe la duda de cuál es el peso específico correcto que deben tomar las variables que conforman la ecuación final y, por otro lado, se puede caer en el error de no tomar las variables indispensables para el análisis y omitir información sustancial.

Dos de los índices más destacados dentro de este enfoque son los propuestos por el Banco Mundial: Riqueza de las Naciones y Ahorro Genuino; ambos utilizan la monetarización como recurso para llegar a una cifra única que sintetice el grado de sustentabilidad. Otro a destacar es el índice “huella ecológica”, que en lugar de la monetarización utiliza la superficie (área de bosques, cultivos, espacio para depurar o verter desechos, etc.) necesaria para satisfacer las necesidades de una población determinada, como unidad para representar todas las variables involucradas; este índice es criticado por algunos autores argumentando que, más allá de su utilidad como instrumento de comunicación, no agrega información nueva que no sea suministrada por otros indicadores como el consumo de energía: de alimentos, biomasa y combustibles fósiles [Martinez Alier 2006], y que no refleja la dimensión social del desarrollo sustentable [Bossel 1999]. No obstante esto, su utilización es creciente y los métodos para su cálculo y aplicaciones continúan desarrollándose con mayor precisión (véase [Čuček, Klemeš y Kravanja 2012; Haberl, Erb y Krausmann 2001; Haberl et al. 2004b]).

Otros índices que responden a este enfoque: Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES); Índice de Sustentabilidad Ambiental (ISA); Índice del Planeta Vivo (LPI); entre otros (Para una revisión de los indicadores más difundidos para el estudio de sustentabilidad véase [Singh et al. 2012]).

4.2.1.1.2 El enfoque sistémico

Por otra parte, desde el enfoque sistémico, instituciones como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), algunas iniciativas de países Europeos e incluso el mismo IDS de la ONU, han propuesto como marco ordenador el modelo Presión-Estado-Respuesta (PER) o algunas variantes como Fuerza Motriz-Estado-

Respuesta (FER), Fuerza Motriz-Estado-Impacto-Respuesta (FEIR). Este marco es ampliamente utilizado a pesar de que ha sido objetado seriamente dado que tiende a simplificar en cadenas de causa-efecto fenómenos complejos que no responden a análisis lineales. Ante tales objeciones, sus impulsores respondieron que la lectura causal es inadecuada y que los indicadores no deben interpretarse de esta forma. No obstante, a nivel mundial prevalecen interpretaciones de problemáticas complejas que reflejan una lectura causa-efecto lineal. En la Figura 4-2 se muestra el esquema conceptual utilizado por la OCD para el desarrollo de los indicadores (véase [OECD 2001]).

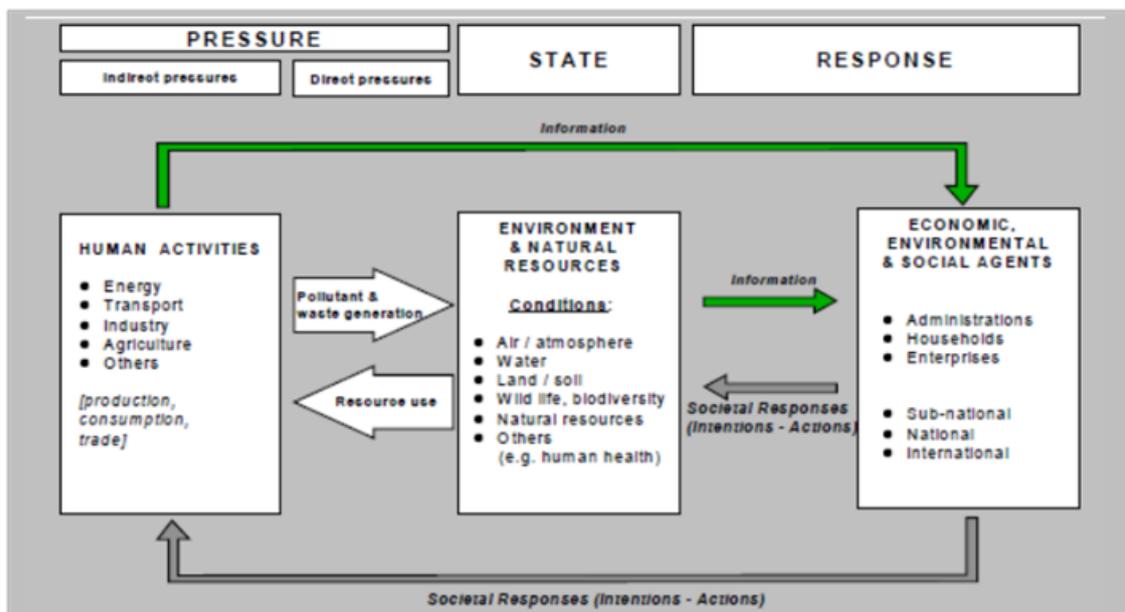


Figura 4-2. Marco Ordenador PER de la OCDE. Extraído de [OECD 2001].

El programa con más alcance -en términos de su difusión- que responde al marco FER es el de la CDS de la ONU, que comprende a gobiernos y expertos de diferentes países que, en una primera instancia trabajaron con un listado de 134 IDS [UN 1996]. Sin embargo, en el año 2001, tras evaluar las experiencias de los países que intervinieron en el programa, la CDS propuso un nuevo marco ordenador dejando de lado el FER, argumentando que el marco “no era el más adecuado para abordar los complejos vínculos entre los diferentes temas, la clasificación de los indicadores entre Fuerza Motriz, Estado y Respuesta era a menudo ambigua, había incertidumbre sobre las relaciones causales, y no se reflejaba adecuadamente la relación entre los indicadores y las cuestiones políticas” [UN 2007]. El marco entonces propuesto organizaba los indicadores en cuatro dimensiones principales:

social, ambiental, económica e institucional; a su vez, cada dimensión se subdividió en temas y subtemas para dar como resultado final un conjunto de 57 indicadores [UN 2001]. Finalmente, la revisión del año 2007 propone 50 indicadores principales categorizados por temas: pobreza; gobernanza; salud; educación; demografía; amenazas naturales; atmósfera; suelos; Océanos, mares y costas; agua dulce; biodiversidad; desarrollo económico; patrones de consumo y producción; vinculación económica mundial [UN 2007].

Otra iniciativa que ha utilizado una adaptación del marco FER, es la desarrollada en cooperación por el CIAT, el Banco Mundial y el PNUMA. Estas instituciones impulsaron un proyecto¹³ cuyo objetivo principal fue el desarrollo de indicadores de sustentabilidad que contemplen las particularidades de América Latina y el Caribe, utilizando como herramienta central un Sistema de Información Geográfica para territorializar sus resultados. Como resultado principal se produjo un atlas que puede ser utilizado como base para la aplicación de los indicadores en un país o una región determinada.

La División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), también impulsa el enfoque sistémico para el análisis de la sustentabilidad. En particular Gilberto Gallopín argumenta que “el enfoque sistémico puede proporcionar una perspectiva más útil que otros métodos analíticos, debido a que es una manera de reflexionar en función de conexiones, relaciones y contexto” [Gallopín 2003]. El autor propone el estudio del Desarrollo Sustentable a partir de un modelo en el que se consideran cuatro subsistemas que se interrelacionan entre sí y su entorno (sistema abierto): el Subsistema Ambiental, el subsistema Institucional, el Subsistema Económico y el Subsistema Social. Asimismo, para evaluar la sustentabilidad del sistema propone elaborar indicadores que den cuenta tanto de la evolución de las

¹³ Proyecto de cooperación entre el CIAT, Banco Mundial y PNUMA: “Indicadores ambientales y de sustentabilidad: una visión para América Latina y el Caribe”. Disponible en línea en <http://www.ciat.cgiar.org/indicators/indicadores/index.htm>

variables de los subsistemas como de las interrelaciones entre ellos.

4.2.1.2 Análisis de Procesos ambientales

Los procesos ambientales resultantes de la relación sociedad-naturaleza son diversos y complejos. Pueden mencionarse algunos como: el empobrecimiento de los suelos producto de actividades productivas (ganadería y agricultura), el agotamiento y la contaminación del agua dulce producto de los desechos generados tanto en el ámbito doméstico (cloacales) como en la industria (efluentes y residuos vertidos en cuerpos de agua), la pérdida de biodiversidad, el flujo de materiales y energía resultante de los diferentes procesos económicos tanto a nivel local como regional y global, la extracción de recursos mineros (petróleo y minerales en general), entre otros.

Muchos de ellos han sido abordados por diferentes disciplinas, aunque históricamente y en la mayoría de los casos, su estudio estuvo abocado a comprender fenómenos naturales, sociales, económicos, políticos y culturales de manera disociada.

La importancia de analizar estos procesos es que pueden indicar no solo causalidades entre las acciones de las sociedades y los fenómenos de la naturaleza, sino que también pueden indicar tendencias de la evolución de los sistemas objeto de estudio. Esto convierte al estudio de procesos en claros instrumentos para comprender y predecir aspectos de la coevolución sociedad-naturaleza y, consecuentemente, los convierte en indicadores de sustentabilidad o insustentabilidad.

Esto ha sido comprendido por diversos autores que han propuesto el análisis de distintos procesos como indicadores, algunos de ellos analizados a escala planetaria y otros a escalas regionales o locales. Entre ellos, algunos destacados en la bibliografía por su valor de síntesis y predictivo son: los flujos de materiales y energía (para una discusión véase [Haberl et al. 2004a]), la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (para una discusión véase [Cardoch, Day y Ibañez 2002; Haberl 1997; Haberl 2004; Imhoff et al. 2004; O'Neill, Tyedmers y Beazley 2007; Vitousek 1986]), las modificaciones de los ciclos biogeoquímicos, las modificaciones del ciclo hidrológico (para una discusión véase [Cosgrove y Cosgrove 2012; Gallopín 2012; Gleick 1998; Gleick et al. 1995; Linton 2008;

Madrid et al. 2013]), la desertificación, el Cambio Climático, entre otros.

4.2.1.3 La teoría de escenarios aplicada al estudio de la sustentabilidad

El uso de la teoría de escenarios se ha combinado con la teoría de sistemas o con otras metodologías para poder superar las limitaciones que ofrecen otras herramientas debido a la gran incertidumbre asociada a los procesos ambientales. Para Gallopín, las proyecciones de tendencias en el análisis de los SSEs pueden ser legítimas en el corto plazo, pero se hacen cada vez menos confiables a medida que se expanden los horizontes temporales. En el mismo sentido, remarca las limitaciones de los modelos matemáticos de simulación en su capacidad de representar sistemas humanos y ambientales complejos debido a que solo pueden capturar aquellos elementos o relaciones que son bien conocidos y cuantificables, dado que existe una alta incertidumbre, debido por una parte a nuestra limitada comprensión de los procesos sociales y ecológicos, y por otra al indeterminismo inherente a los sistemas dinámicos complejos: caos, bifurcaciones y transformaciones estructurales. [Gallopín 2004].

La teoría de escenarios, por otro lado, tiene ciertas ventajas frente a aquellos métodos que se basan en proyecciones. Los escenarios “se definen como la descripción de una situación futura y la secuencia de eventos que permiten avanzar hacia ella” [Licha 2000]. A diferencia de la proyección de tendencias, permiten evaluar un futuro que se concibe como múltiple y alternativo más que como una derivación inexorable de la situación presente, en que la incertidumbre puede ser considerada en la construcción de la trayectoria que lleva hacia ellos. Por esta razón, es un instrumento que adquiere cada vez mayor preponderancia en los estudios de sustentabilidad.

En los inicios, la aplicación de escenarios ha estado fuertemente vinculada al análisis de problemáticas sociales, pero a partir de la década de 1970 comienza a ser utilizado en conjunto con la teoría sistemas para el análisis de sistemas complejos. Las primeras aplicaciones de escenarios a la problemática ambiental estuvieron vinculadas a la utilización de modelos matemáticos. Se implementaron para predecir el deterioro ambiental a nivel planetario en función de las políticas de desarrollo asociadas al modelo capitalista. El trabajo más difundido a nivel mundial fue el informe Meadows y Meadows

[Meadows et al. 1972] y en Latinoamérica tuvo su correlato con el informe de la Fundación Bariloche [Herrera et al. 1976]. Posteriormente, el uso de escenarios se combinó con diferentes métodos para el estudio de problemáticas ambientales, dando lugar a una diversidad de trabajos y aplicaciones como el uso en el Análisis de Ciclo de Vida (LCA), Evaluación Ambiental Estratégica (SEA), Sistemas de Gestión Ambiental (EMS), Análisis Costo-Beneficio (CBA) Análisis de Entrada-Salida (IOA) o de Flujo de Materiales y Energía (MEFA), entre otros (véase [Bryan et al. 2011; Duinker y Greig 2007; Höjer et al. 2008; Jawjit et al. 2008; Meijers et al. 1994; Neto et al. 2009]).

Posiblemente, la aplicación más difundida sea la aplicación al pronóstico de las emisiones de gases de efecto invernadero y su impacto en el Cambio Climático por parte del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (véase [IPCC 2000; IPCC 2007; Moss et al. 2010]). Como se destaca en la literatura, los escenarios son utilizados por la comunidad científica abocada al estudio del Cambio Climático a fines de mejorar la comprensión de las complejas interacciones entre el clima, los ecosistemas y las actividades humanas. Tales escenarios proveen plausibles descripciones de cómo podrían desarrollarse en el futuro áreas claves como: las condiciones ambientales y la tecnología; las emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles; y el clima, entre otros. En particular, se destaca que los escenarios ayudan a evaluar la incertidumbre de las contribuciones humanas al cambio climático, la respuesta del sistema terrestre a las actividades humanas y las implicaciones de las distintas estrategias de mitigación de los impactos provocados y de adaptación a las nuevas condiciones ambientales [Moss et al. 2010].

4.2.2 Métodos para el análisis de los sistemas hídricos y la sustentabilidad hídrica

En el apartado anterior se realizó una somera revisión de los métodos más comunes para analizar la sustentabilidad. En el caso particular de los análisis de los sistemas hídricos, varios de ellos han sido utilizados con frecuencia, por ejemplo a través de índices o indicadores que dan cuenta del impacto en la calidad de los recursos hídricos. Asimismo, son de destacar entre ellos los recientes trabajos de aplicación de la prospectiva para evaluar escenarios futuros en torno a los recursos hídricos (véase [Cosgrove y Cosgrove 2012; Gallopín 2012; Alcamo y Gallopín 2009]), herramienta que presenta ciertas ventajas

para estudios de mediano y largo plazo por la incertidumbre cada vez más significativa de las variaciones ecosistemas provocadas por la perturbación antrópica .

En este apartado se abordan los métodos más destacados que evidencian potencialidades o han sido desarrollados específicamente para analizar la sustentabilidad hídrica de los SSEs. Se excluye el uso de escenarios prospectivos, lo cual ha sido desarrollado en el apartado anterior.

4.2.2.1 El método de Balances hídricos

El método de balance hídrico resulta de la aplicación del principio de conservación de masas al flujo de agua en un recorte espacial donde se estudia el ciclo hidrológico y para cualquier período de tiempo. Se expresa matemáticamente a partir de la ecuación de continuidad, en la que se cuantifica la variación del almacenamiento de agua en función de las entradas y salidas del sistema y su expresión general es:

$$\sum Q_I - \sum Q_O = \Delta S \quad 4-1$$

donde ΔS representa la variación del almacenamiento de agua, Q_I y Q_O representan los caudales de entrada y de salida del sistema respectivamente.

Para el estudio de los sistemas hidrológicos (cuencas hidrológicas, regiones fitogeográficas o el ciclo hidrológico global) se han desarrollado diferentes métodos de aplicación del balance hídrico, el más importante en términos de su difusión y por la innovación que generó es el elaborado por Thornthwaite [Thornthwaite 1948]. El autor estableció en base al método de balance hidrológico una clasificación climática a nivel mundial. Su aplicación se basa en el conocimiento de variables como las precipitaciones, la evaporación y la evapotranspiración.

Tras el trabajo de Thornthwaite (posteriormente estandarizado por [Thornthwaite y Mather 1957]) se han desarrollado diferentes formas de realizar el balance hidrológico, dependiendo de la aplicación que se quiera dar a la información resultante y variando la escala temporal: diario [Thornthwaite y Mather 1957], pentódico, semanal, mensual [Pascale y Damario 1977; Thornthwaite y Mather 1957], entre otros.

Su amplia utilización y su utilidad para diversas aplicaciones (agroclimatología, diseño de embalses y represas, diseño de sistemas de distribución de agua, entre otros), ha llevado a una forma consensuada de ecuación general de balance hidrológico, considerando los principales flujos de entrada y de salida que pueden darse en un sistema: precipitación (P), evapotranspiración (E), escurrimiento superficial (Q_s) y escurrimiento subterráneo (Q_u) y la variación de los distintos reservorios: superficiales (ríos, lagos, lagunas, etc.), subsuperficiales (suelo) y profundos (acuíferos), que de manera general se agrupan en la variable S. La aplicación de la ecuación de continuidad 4-1 teniendo en cuenta estas variables resulta en:

$$P + Q_{SI} + Q_{UI} - E - Q_{SO} - Q_{UO} - \Delta S - \varepsilon = 0 \quad 4-2$$

donde P, Q_{SI} y Q_{UI} son las entradas al sistema; E, Q_{SO} y Q_{UO} son las salidas; ΔS es la variación de agua almacenada en el sistema y ε es el error producto de la falta de precisión que acarrearán las mediciones de las diferentes variables en un sistema real.

La aplicación en casos particulares puede generar variaciones en la ecuación 4-2, de forma de simplificarse o volverse más compleja. Por ejemplo, en cuencas hidrológicas de grandes ríos bien delimitadas por divisorias de agua, las entradas de agua superficial al sistema pueden ser nulas si no hay trasvases artificiales, con lo que desaparece el término Q_{SI} . De la misma forma, el intercambio de agua subterránea con el entorno puede ser despreciable si las divisorias de agua subterránea coinciden con las superficiales, simplificándose la ecuación a la forma:

$$P - E - Q - \Delta S - \varepsilon = 0 \quad 4-3$$

donde Q representa la descarga de agua del río en su desembocadura.

Para el cálculo de las variables que componen la ecuación de balance se han desarrollado diferentes métodos, atendiendo en algunos casos a las particularidades climáticas y

territoriales y en otros, con un mayor grado de abstracción, para un uso generalizado¹⁴.

No obstante su potencialidad y su uso generalizado, la aplicación convencional del balance hídrico no da cuenta de ciertos flujos de agua que se producen por la actividad socioeconómica, como por ejemplo los flujos de agua producto de la comercialización de granos de cultivos que son exportados de las cuencas donde se producen; los flujos producto de la demanda para consumo humano en áreas urbanas que muchas veces es abastecida por agua envasada, entre otros. En consecuencia, su aplicación para el análisis de la sustentabilidad hídrica se ve limitado por la no inclusión de variables económicas o sociales como las mencionadas, lo que ha llevado al desarrollo de métodos alternativos que abordan tales flujos en particular.

4.2.2.2 Índice de Escasez

Otra forma de encarar el análisis de algunos aspectos del ciclo hidrológico ha sido procurando sintetizar en indicadores o en un índice de indicadores la relación entre la oferta de recursos hídricos presentes en un territorio y la demanda que ejerce la sociedad sobre estos. En esta línea se adscribe la propuesta de cálculo del Índice de Escasez, desarrollada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) de Colombia.

El Índice representa la demanda de agua que ejercen en su conjunto las actividades económicas y sociales frente a la oferta hídrica (neta) disponible y agrega el ingrediente de calidad de agua al concepto de disponibilidad [Rivera et al. 2004]. La fórmula general para su cálculo se presenta en la ecuación 4-4.

¹⁴ No es objetivo de este capítulo realizar una revisión de los diferentes métodos de cálculo de las variables de balance hídrico como la evaporación, las precipitaciones, la evapotranspiración, entre otros. Una síntesis detallada de la aplicación del método de balances hídricos puede verse en [Chapman y Sokolov 1974; Shaw 1994].

$$I_e = \frac{D_h}{O_h} \cdot F_r \cdot 100 \quad 4-4$$

donde I_e es el Índice de Escasez propiamente dicho, D_h la demanda hídrica total ejercida por la sociedad, O_h es la oferta de recursos hídricos superficial total del área de estudio y F_r es un factor de reducción que indica la pérdida de agua por afectación de su calidad (contaminada) y la demandada por los ecosistemas. Su aplicación puede hacerse a nivel de cuencas hídricas o regiones más abarcativas y los resultados presentados en un mapa permiten identificar zonas con estrés hídrico (véase Figura 4-3).

Una limitación que se observa en la aplicación del Índice de Escasez es que, a pesar de incluir el factor de reducción por afectación de calidad (F_r), en los trabajos relevados no se explicita una forma de implementarlo y se omite del cálculo o se lo ha eliminado de la fórmula. En [Romero y Ortiz 2008] la ecuación del índice se adapta a la siguiente forma:

$$I_e = \frac{D}{O_n} \cdot 100 \quad 4-5$$

donde D representa la demanda de agua total y O_n la oferta hídrica superficial neta que se define como $O_n = O_t \cdot R_r \cdot R_f$, donde O_t es la oferta hídrica superficial total, R_e es un factor de reducción para mantener el régimen de estiaje y R_f un factor de reducción para protección de fuentes frágiles; así la consideración de la calidad de agua queda omitida del cálculo. De manera similar, con una leve adaptación a la ecuación 4-5 se elimina el factor de reducción por calidad en [Domínguez Calle et al. 2008].

Una segunda limitación que se observa en las aplicaciones mencionadas es que no se considera en los cálculos de disponibilidad hídrica los reservorios profundos o acuíferos, situación que en el caso de las cuencas hidrológicas de llanura podría distorsionar fuertemente la cuantificación de la oferta hídrica total. Por último, no se considera la equidad transgeneracional de acceso a los recursos hídricos.

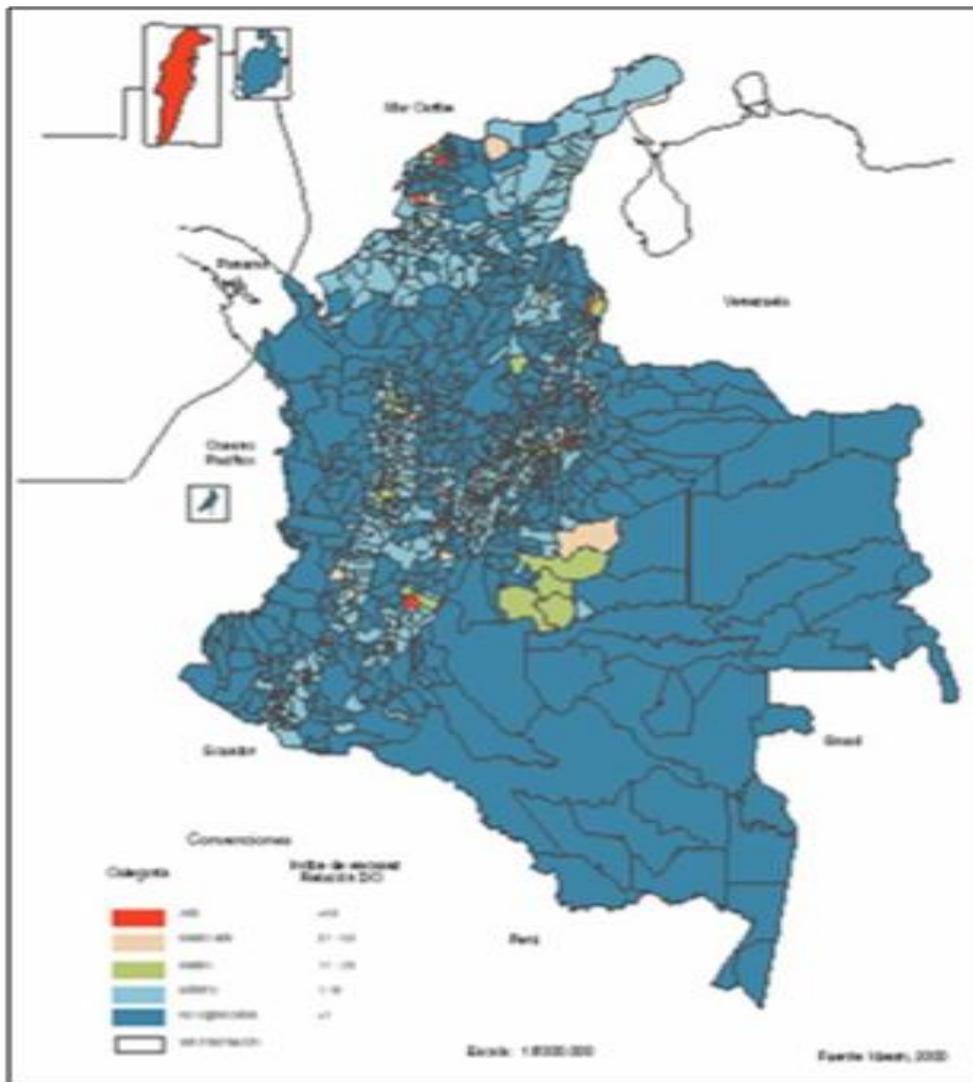


Figura 4-3. Representación cartográfica del Índice de Escasez para Colombia. El grado de compromiso aumenta conforme se pasa de azul a rojo. Extraído de [Rivera et al. 2004].

4.2.2.3 Agua Virtual y Huella Hídrica

Se considera Agua Virtual (AV) a la cantidad de agua necesaria para producir una unidad de un producto determinado. Éste puede ser un producto manufacturado como un televisor, un radio o un kilogramo de grano de cultivo. La ventaja de realizar este tipo de cálculos es que permite tener una noción del consumo de agua implicado en la producción y, además, contabilizar el agua exportada de un sistema hídrico a otro a través del transporte de materiales a nivel global (véase [Hoekstra y Hung 2002; Hoekstra y Hung 2005; Allan 1998]). La aplicación del método implica una serie de cálculos para analizar, a lo largo del ciclo de vida del producto, cuánta fue el agua insumida en cada

etapa, para lo que actualmente se cuenta con tabulaciones que estiman este consumo de acuerdo a la tecnología utilizada. Así, es posible saber que para la producción de 1 kg de carne vacuna se necesitan aproximadamente 15.500 l de agua, incluyendo el agua contenida en el alimento que se le dio al animal, el agua que bebió en su vida, y la utilizada en el proceso de faena. Sin embargo, las tabulaciones mencionadas suelen estar desarrolladas para procesos productivos de países desarrollados y no siempre pueden aplicarse a realidades de los países en vías de desarrollo debido a las acentuadas diferencias tecnológicas entre unos y otros.

Por otro lado, la Huella Hídrica (HH) permite evaluar una actividad productiva o una actividad humana en general, en términos del agua que es necesaria para llevarla a cabo. El concepto fue introducido por [Hoekstra y Hung 2002] y permite evaluar no sólo la cantidad insumida (como sucede con el agua virtual), sino también el lugar y el momento donde se realizó el consumo de agua en cada etapa de producción (véase [Hoekstra et al. 2011]). En otras palabras, el agua virtual es un indicador de volumen de agua insumida para la producción y la huella hídrica indica, además, el anclaje espacial y temporal de tal producción. Otro aspecto relevante de la HH es que contabiliza el agua afectada no sólo por consumo directo, sino también indirecto, por ejemplo porque se afectó su calidad.

En la propuesta elaborado por [Hoekstra et al. 2011] se diferencian tres categorías de huella hídrica según una clasificación general del agua afectada en el proceso estudiado, diferenciando el agua verde, el agua azul y el agua gris: a) Huella Hídrica azul, b) Huella Hídrica verde y c) Huella Hídrica gris.

a) Los autores definen la HH azul como un indicador del uso consuntivo del agua dulce superficial o subterránea o agua azul. Especificando que el uso consuntivo refiere a uno de los cuatro casos siguientes en qué el agua es extraída de su fuente y no regresa a ella:

1. el agua que se evapora;
2. el agua que se incorpora en el producto ;
3. el agua que se utiliza y se descarga en otra área o en el mar;
4. el agua que no retorna en el mismo período de tiempo, por ejemplo, porque se extrae en un periodo de escasez y retornará en un período húmedo.

En términos generales, la HH azul mide la cantidad de agua disponible en un determinado período de tiempo que se consume en el proceso analizado. Los autores lo expresan con la siguiente ecuación:

$$WF_{proc,blue} = \text{Agua Azul Evaporada} + \text{Agua Azul incorporada} + \text{Agua que no retorna a la fuente} \quad 4-6$$

El último componente refiere al agua que es descargada en otra área, en el mar, y no estará disponible para su uso en el área de extracción en el mismo período de tiempo.

Al mismo tiempo, se destaca la importancia de distinguir entre los diferentes tipos de fuentes de agua azul demandas en el proceso, especialmente entre agua superficial, agua proveniente de acuíferos con capacidad de recarga y aquella extraída de acuíferos fósiles.

b) La HH verde es el volumen de agua de lluvia (agua verde) que se consume en el proceso de producción y apunta principalmente a los procesos agrícolas y forestales. Considera tanto la evapotranspiración como el agua incorporada en el producto final. Los autores expresan la HH verde para una etapa del proceso de la siguiente forma:

$$WF_{proc,green} = \text{Agua Verde evaporada} + \text{Agua Verde incorporada} \quad 4-7$$

Asimismo, destacan que la distinción entre la HH azul y la HH verde es importante porque los impactos hidrológicos, ambientales y sociales, así como los costos de oportunidad económicos del uso del agua subterránea en la producción, se diferencian claramente de los impactos y costos del uso del agua de lluvia.

c) La HH gris es un indicador del grado de contaminación del agua dulce que produce un proceso dado. Se define como el volumen de agua que se requiere para diluir la carga de contaminantes que tal proceso genera contrastada con la diferencia entre las concentraciones naturales de los diferentes contaminantes y los estándares que definen la concentración máxima en carga másica admitida para el cuerpo receptor. En otras palabras, expresa el volumen de agua necesario para diluir los contaminantes hasta que estos lleguen a un valor en concentración que se considere inofensivo. Su cálculo se

realiza a partir de la siguiente ecuación:

$$WF_{proc, grey} = \frac{L}{C_{max} - C_{nat}} \quad 4-8$$

donde L representa la carga contaminante (masa/tiempo), C_{max} la carga máxima admitida y C_{nat} la carga natural que tendría el cuerpo de agua sin perturbación antrópica, ambas expresadas en masa por tiempo. La concentración natural refiere a aquella que tendría el cuerpo de agua receptor si no hubiese contaminación antrópica, considerando cada contaminante por separado.

Cabe preguntarse si esta forma de evaluar el impacto de la contaminación sobre los recursos hídricos no implica un solapamiento del impacto de los elementos que se bioacumulan, como es el caso de los metales pesados, que aunque estén por debajo de los límites admisibles en los cuerpos de agua se incorporarán en la cadena trófica en forma acumulativa. Asimismo, determinar la concentración natural de contaminantes no sintéticos (para los sintéticos que permanezcan inalterables puede considerarse cero) de un cuerpo de agua antropizado puede ser sumamente complejo si no se cuenta con información histórica, situación usual en buena parte de las cuencas hidrológicas de llanura de países en desarrollo. Por último, calcular la carga total L implicaría poder realizar mediciones precisas de todos los contaminantes que lleguen a los cuerpos de agua, otra situación compleja de resolver ante la ausencia de redes de monitoreo.

Diversas aplicaciones -tanto del AV como de la HH- apuntan a analizar el impacto de la globalización económica sobre los recursos hídricos (para una discusión ampliada véase [Mekonnen y Hoekstra 2011]). Es decir cómo determinadas naciones demandan de otras productos que insumen altos contenidos de agua para su producción y de esta forma evitan el consumo de sus propios recursos (véase Figura 4-4), entre otros temas centrales de discusión para la ecología política y para la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos (para una discusión véase [Hoekstra y Chapagain 2007]).

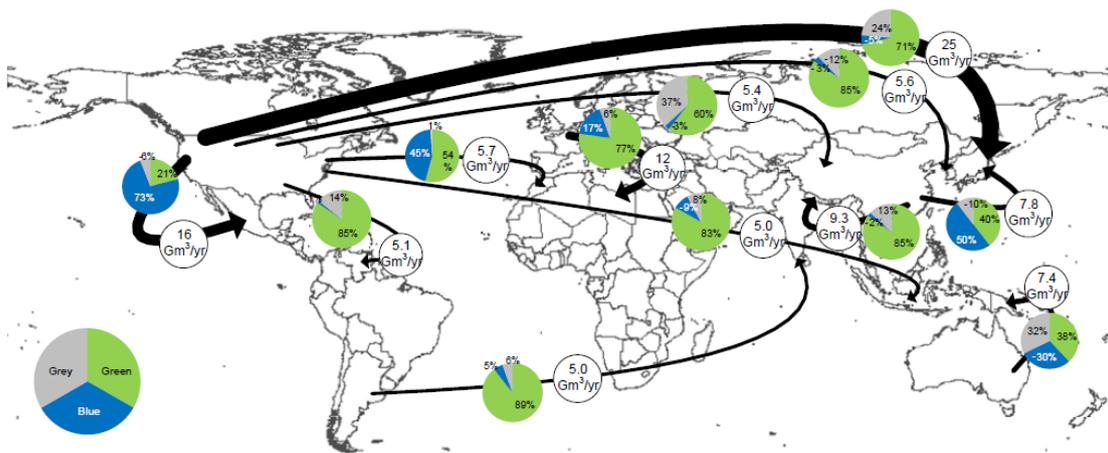


Figura 4-4. Ahorro de agua global asociado con el comercio de productos agrícolas (1996-2005). Extraído de [Mekonnen y Hoekstra 2011].

Ambos indicadores son una innovación en términos de la información que generan y los análisis que de ellos se desprenden no estaban contemplados en los análisis hidrológicos convencionales. Es de destacar que los trabajos que aplican los conceptos destacan su potencial para encausar la gestión del agua a nivel global, regional o local en un marco de sustentabilidad.

4.2.2.3.1 Aplicación de la huella hídrica al análisis de sustentabilidad

En la propuesta de análisis de la huella hídrica desarrollado por [Hoekstra et al. 2011] se incorpora una aplicación para evaluar la sustentabilidad de la huella hídrica total generada en un área dada, particularmente una cuenca hidrológica, destacando que ésta constituye una unidad ecológica que simplifica el proceso de análisis. El método se plantea como un indicador de la apropiación del agua dulce por la sociedad, comparando la huella hídrica total con los recursos hídricos disponibles en un área o cuenca hidrológica (ambos expresados en $m^3/año$) considerando las dimensiones social, ambiental y económicas y los impactos tanto directos como indirectos sobre el ambiente.

Para esto se proponen una serie de criterios de sustentabilidad para cada una de las dimensiones (social, económica y ambiental) elaborados a partir de la consideración de las huellas hídricas verde, azul y gris y la disponibilidad de agua en la cuenca para soportarlas. Asimismo, el método se plantea en cuatro etapas principales:

- a) identificar y cuantificar los criterios de sustentabilidad para las dimensiones: social, ambiental y económica;
- b) identificar puntos clave en diferentes subcuencas y para diferentes períodos del año donde los impactos ambientales se agudizan;
- c) identificar y cuantificar los impactos ambientales primarios en los puntos clave; e
- d) identificar y cuantificar los impactos secundarios en los puntos clave.

El primer paso se resuelve aplicando los criterios de sustentabilidad a cada dimensión como se detalla a continuación.

4.2.2.3.1.1 Criterios de sustentabilidad para identificar puntos clave en la dimensión ambiental

Para los autores, la huella hídrica es ambientalmente insustentable y crea puntos clave cuando los requerimientos de agua son sobrepasados o se exceden los límites de asimilación de contaminantes en un lugar y en un período dado del año. Para cuantificar en qué medida esto se ha producido se proponen tres criterios principales: evaluar la escasez de agua verde, evaluar la escasez de agua azul y el nivel de contaminación del agua en los puntos dados; para el caso del agua azul también se propone evaluar cuándo la huella hídrica azul provoca una reducción en los niveles de reservorios de acuíferos y aguas superficiales por debajo de un umbral ambiental mínimo, aunque no se especifica cómo se delimitan tales umbrales.

Sustentabilidad ambiental de la huella hídrica verde

La huella hídrica de agua verde para un lugar y momento dado se convierte en un punto clave cuando supera el agua verde disponible y se calcula según la siguiente expresión:

$$WA_{green[x,t]} = ET_{green[x,t]} - ET_{env[x,t]} - ET_{unprod[x,t]} \quad 4-9$$

Donde WA_{green} representa la disponibilidad de agua verde en la subcuenca x y un momento t ; ET_{green} es la evapotranspiración total del agua de lluvia sin discriminación de uso territorial; ET_{env} es la evapotranspiración de áreas de reserva natural y refiere a la cantidad de agua necesaria para el sostenimiento de los ecosistemas y de las actividades humanas que allí se desarrollen; ET_{unprod} es la evapotranspiración de la superficie de la

cuenca que no es utilizada para usos productivos , por ejemplo, para uso agrícola u otros usos que no son clasificados como áreas naturales (todas las variables se expresan en unidades de volumen por tiempo).

A partir de la definición del agua disponible, establecen la siguiente relación para evaluar la escasez de agua verde en el área de estudio:

$$WS_{green [x,t]} = \frac{\sum WF_{green[x,t]}}{WA_{green[x,t]}} \quad 4-10$$

donde WF_{green} es la huella hídrica verde total en la subcuenca x y el tiempo t, calculada como la suma de la huella hídrica verde de todos los procesos que se desarrollan en el área. Cuando el valor de WS_{green} sea 100, la huella hídrica será igual a todo el agua verde disponible, para valores mayores a 100 se considera el sistema insustentable.

Sustentabilidad ambiental de la huella hídrica azul

El criterio para evaluar la sustentabilidad de la huella hídrica azul se basa en la identificación de puntos clave en los que esta supere el agua azul disponible. Para esto se define la disponibilidad total de agua azul en una subcuenca x y en un momento t como:

$$WA_{blue[x,t]} = R_{nat[x,t]} - EFR_{[x,t]} \quad 4-11$$

donde R_{nat} es la escorrentía superficial total en la subcuenca x y el tiempo t y EFR representa los requerimientos ecosistémicos de agua superficial o escorrentía superficial que, para los autores, puede calcularse como la suma de la escorrentía más la huella hídrica azul en el mismo período y en la misma subcuenca. Asimismo, la huella hídrica azul en una subcuenca se define como la suma de todas las huellas hídricas de los procesos contenidos en el área. A partir de lo anterior, se define la escasez de agua azul en una cuenca x (WS_{blue}) como el cociente entre la huella hídrica azul total en el área $\sum WF_{blue}$ sobre la disponibilidad de agua azul en la misma área (WA_{blue}):

$$WS_{blue [x,t]} = \frac{\sum WF_{blue[x,t]}}{WA_{blue[x,t]}} \quad 4-12$$

Valores por encima del 100 por ciento de la relación expresada en la ecuación 4-12 se consideran no sustentables

Sustentabilidad ambiental de la huella hídrica gris

Los autores proponen que el efecto de la huella hídrica gris total en una subcuenca depende de la esorrentía disponible para asimilar (diluir) los contaminantes. Se determinará un punto clave cuando la calidad de agua en tal cuenca sobrepase los estándares de calidad de agua correspondientes. Para evaluar esta situación para una subcuenca x en un periodo t se define un indicador de nivel de contaminación de agua (WPL) que resulta del cociente entre la huella hídrica gris total en el área $\sum WF_{grey}$ sobre la esorrentía total actual R_{act} :

$$WPL_{[x,t]} = \frac{\sum WF_{grey[x,t]}}{R_{act[x,t]}} \quad 4-13$$

4.2.2.3.1.2 Criterios de sustentabilidad para identificar puntos clave en la dimensión social

Los autores no definen un criterio para evaluar el componente social de la sustentabilidad en términos de huella hídrica tal como se realizó para el caso de la evaluación de la dimensión ambiental. En este caso se propone como criterio evaluar la existencia o no de conflictos ambientales en el área de estudio, como forma de establecer puntos clave o problemáticos en torno al acceso al agua.

4.2.2.3.1.3 Criterios de sustentabilidad para identificar puntos clave en la dimensión económica

Se asume como criterio para definir si la huella hídrica total en una subcuenca es sustentable en términos económicos, la consideración de los costos que insume tal huella hídrica incluyendo mas los costos de las externalidades, los costos de oportunidad y los costos que implica afrontar períodos de escasez en comparación con los beneficios económicos que se obtienen de los procesos involucrados. En otras palabras, se considera sustentable al uso eficiente del agua en términos económicos crematísticos, el costo total no debe superar los beneficios obtenidos.

No obstante lo anterior, por un lado no se explicita este criterio en términos concretos de cálculo, y por otro, no queda definido cómo se resuelven las inequidades que puede ocultar una evaluación crematística, ya que los costos de oportunidad y de externalidades expresados de esta forma pueden subestimar los daños reales o incluso distorsionarlos de acuerdo a los intereses de quién los establece.

4.2.2.3.1.4 Evaluación de los impactos primarios y secundarios en los puntos clave identificados

Para la evaluación de los impactos tanto primarios como secundarios no se define un procedimiento específico, sino que se menciona que es posible utilizar diferentes métodos de diagnóstico y/o modelaje. También se menciona la utilización de los métodos para el desarrollo de Evaluaciones de Impacto Ambiental en aquellos puntos clave identificados para las dimensiones social, económica y ambiental.

4.2.2.4 Metabolismo hídrico

Como se explicó, el balance hídrico es un estudio de flujos de agua presentes en los distintos reservorios y su variación, aunque no se realiza una asociación de estos flujos con otras variables; como pueden ser los flujos de capitales implícitos en la circulación de agua a través del comercio de materiales o los flujos de agua producto del transporte y comercialización de productos. El Metabolismo Hídrico (MH) es un esquema de análisis que propende a complejizar el estudio de los flujos de agua retomando algunas de las consideraciones mencionadas. Madrid y Velásquez definen Metabolismo Hídrico “como aquel proceso que recoge los flujos de agua de una sociedad-economía en dos dimensiones: (1) flujos internos, referido a los flujos que tienen lugar entre una economía y el sistema hídrico del territorio donde ésta se aloja y (2) flujos con el exterior, entendiendo por éstos los flujos desde (importación) y hacia (exportación) otros sistemas hídricos” [Madrid y Velásquez 2008].

En la Figura 4-5 se presenta un esquema simplificado que representa los flujos a tener en cuenta en un análisis de Metabolismo Hídrico, considerando conceptos como el Agua Virtual exportada e importada y la Huella Hídrica que genera la actividad económica del sistema hídrico en estudio.

De acuerdo a la explicación de los autores, tenemos que “los flujos internos serían la extracción doméstica, el vapor de agua y los vertidos producidos por los procesos de elaboración de los bienes y servicios consumidos dentro del territorio. Por su lado, los flujos al exterior vienen determinados por las importaciones y exportaciones de AV” [Madrid y Velázquez 2008].

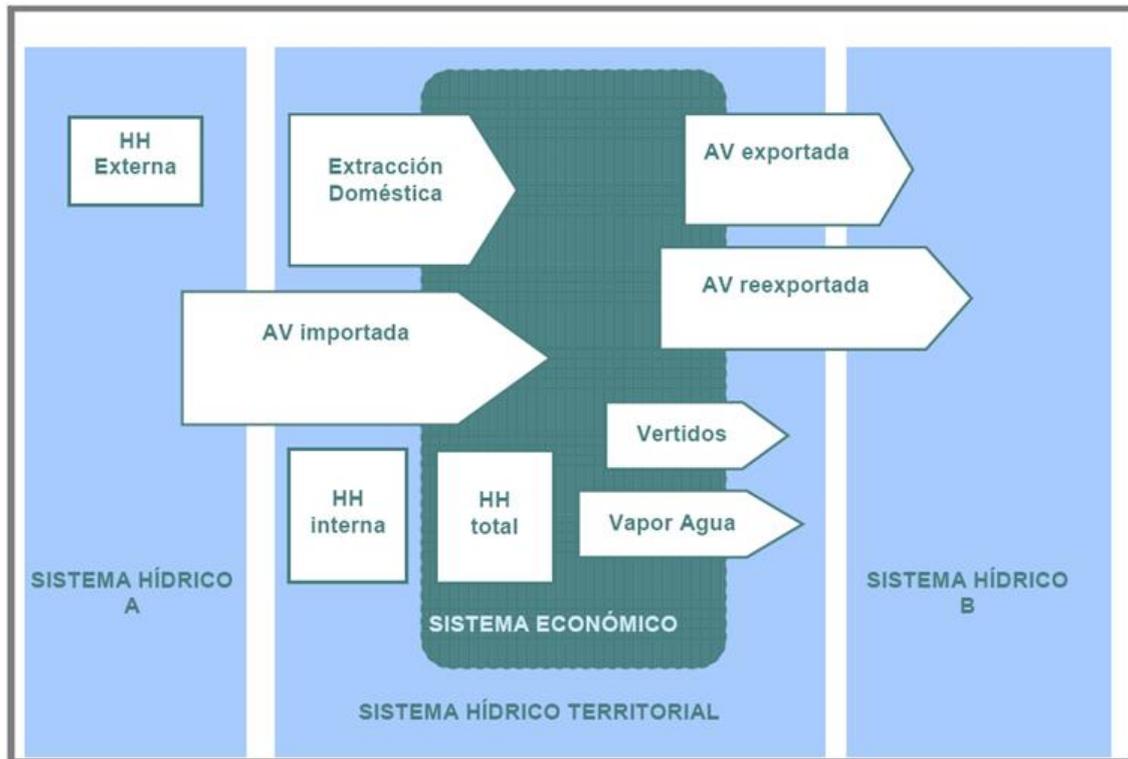


Figura 4-5. Esquema de análisis Metabolismo Hídrico Extraído de [Madrid y Velázquez 2008].

Continúan señalando tres características fundamentales del MH: Una primera característica es la inclusión de la territorialidad y la temporalidad. La importancia de estas variables radica principalmente en dos motivos. Por un lado, la disponibilidad del recurso depende de parámetros físicos que varían en función de la localización y la estacionalidad, como el clima o el tipo de suelo; por el otro, el impacto derivado de la explotación de los recursos depende también del lugar y el momento en el que el éste se consume. En segundo lugar, desde este enfoque se plantea que el estudio del MH debe ayudar no sólo a integrar los aspectos territoriales en la gestión del agua, sino también a integrar el agua en los análisis de gestión territorial. Por último, hay que mencionar la interconexión entre los flujos físicos y monetarios, referida al hecho de que a la vez que

se producen flujos de agua en un sentido, se producen flujos monetarios en sentido contrario. Por este motivo, es importante incorporar al estudio del MH ambas dimensiones y relativizar unos y otros flujos poniéndolos en relación [Madrid y Velázquez 2008].

Este tipo de análisis puede arrojar información valiosa para la toma de decisiones dado que no sólo permite conocer los flujos de agua medidos en términos de evaporación, escorrentía y otros involucrados en un balance hídrico convencional, sino que también permite evaluar y relacionar los flujos de agua que provoca el sistema económico. No obstante esto, no se han relevado trabajos que consideren las modificaciones realizadas al concepto de huella hídrica descritas en el apartado anterior con posterioridad al trabajo de [Madrid y Velázquez 2008], lo que implica que el esquema de la Figura 4-5 presente en la actualidad una redundancia en los flujos entre el sistema y su entorno.

4.3 Síntesis

En este capítulo se han mostrado evidencias de cómo los métodos utilizados para el estudio de la sustentabilidad a lo largo de las últimas décadas han variado no sólo en su base teórica sino también en su complejidad. El análisis sistémico aparece como el enfoque con mayor aceptación en la literatura y ha sido la base para la elaboración de diversas metodologías. La más utilizada ha sido la elaboración y el cálculo de indicadores y en menor medida el análisis de procesos ambientales. Ligado a este enfoque, aparece como relevante el análisis de escenarios debido a la gran incertidumbre asociada a los SSEs.

Por otra parte, los métodos aplicados al análisis de sistemas hídricos históricamente se han enfocado al análisis de balances hídricos (BH). Las potencialidades del método de balance permiten aplicarlo a cualquier diferentes escalas geográficas y los límites a su aplicación suelen darse por la imposibilidad de medir ciertos flujos o reservorios en un sistema real. No obstante esto, su aplicación histórica no ha abordado flujos asociados a actividades económicas y no ha contemplado la afectación de la calidad del agua producida por estas actividades de manera integral.

Algunos de los métodos más destacados que han avanzado en superar las limitaciones antes planteadas son: el Agua Virtual, el Metabolismo Hídrico, la Huella Hídrica y el Índice de Escasez. El enfoque de HH es uno de los desarrollos metodológicos más difundidos y trabajados en los últimos años. Introduce una innovación en la comprensión de la presión antrópica sobre los recursos hídricos y aborda directamente el estudio de la sustentabilidad, aunque su desarrollo no explicita la base teórica sobre la que se parte en términos de las distintas corrientes de pensamiento (sustentabilidad débil o fuerte) y la evaluación de la equidad intrageneracional está condicionada por la existencia o no de conflictos ambientales. Criterio que no siempre refleja situaciones de inequidad, ya que la población suele naturalizar los problemas y no demandar por ellos o, por ejemplo, puede consumir agua contaminada sin ser consciente de hacerlo.

El análisis realizado evidencia una creciente inclusión de la sustentabilidad para la evaluación de los sistemas hídricos, los métodos más recientes suponen una instancia de superación de los primeros marcos ordenadores y de los indicadores generados para el estudio del desarrollo sustentable, ya que tienden a complejizar el objeto de estudio apartándose de una visión naturalista y avanzando hacia un marco transdisciplinario, situación que se evidencia claramente en el enfoque de HH. No obstante esto, también subyace una carencia de definición respecto al marco teórico en el que se desarrollan tales enfoques, incluso por omisión ya que no se explicita una definición de sustentabilidad. Esto genera la limitación de no precisar cuáles son los aspectos sustantivos y precisos de los que tiene que dar cuenta el método. Por ejemplo, la lectura de los trabajos deja entrever que la sustentabilidad es algo realizable y no un objetivo al que propender, cuestión que implicaría un desentendimiento de la variabilidad y la incertidumbre intrínseca de los SSEs.

Por último, se concluye que el método de balance hídrico, dada su versatilidad para aplicarse al análisis de diferentes sistemas hídricos, en combinación con el enfoque de Metabolismo Hídrico, tienen potencial para desarrollar una propuesta metodológica para el estudio de cuencas hidrológicas de llanura que permita discernir con mayor precisión si la gestión aplicada a ellas encausa al sistema o no a la sustentabilidad hídrica, propuesta que se considera superadora del resto de las analizadas.

5 DESARROLLO DEL MODELO DE METABOLISMO HÍDRICO PARA EL ANÁLISIS DE LA SUSTENTABILIDAD HÍDRICA DE CUENCAS HIDROLÓGICAS DE LLANURA

5.1 Introducción y objetivos

En los capítulos predecesores se presentaron evidencias de la necesidad de avanzar en el desarrollo de nuevos modelos de comprensión y análisis de las cuencas hidrológicas de llanura que, al contrario de los enfoques tradicionales, permita generar explicaciones coherentes a nuevos enfoques teóricos como el de la sustentabilidad. Teniendo presente tal necesidad, el presente capítulo tiene como objetivo:

- Desarrollar un modelo conceptual para caracterizar y analizar el Metabolismo Hídrico en cuencas hidrológicas de llanura, modelación que permita evaluar si el sistema tiende a un escenario de sustentabilidad hídrica o no.

5.2 Metodología

En este capítulo se desarrollan dos productos principales: a) un modelo conceptual para caracterizar y evaluar el Metabolismo Hídrico de cuencas hidrológicas de llanura y b) una serie de criterios para analizar sus resultados que permitan evaluar su tendencia hacia escenarios futuros de sustentabilidad hídrica. Las principales etapas del trabajo comprenden el desarrollo del modelo, el desarrollo de los criterios para la interpretación de sus resultados y el método a seguir para su aplicación en un análisis territorial. A continuación, se da cuenta de la metodología seguida para la realización de cada una de ellas.

5.2.1 Desarrollo del modelo de metabolismo hídrico

Para el desarrollo del modelo se tomó como base el método de balance de masas (aplicado en los balances hídricos) y a partir de los resultados y conclusiones de los capítulos 2, 3 y 4 se realizó una reformulación conceptual y metodológica del esquema de análisis del Metabolismo Hídrico (MH) descrito en el apartado 4.2.2.4. El modelo de MH se desarrolló de manera de dar cuenta de:

- los flujos de agua entre el sistema objeto de estudio y su entorno;
- los flujos y almacenamientos de agua en el sistema; y
- los principales procesos metabólicos del sistema.

Tal desarrollo implicó las siguientes etapas principales:

- a) establecer los criterios para definir los límites, la escala territorial y la escala temporal a las que será aplicable el modelo;
- b) definir el esquema conceptual general de interpretación del Metabolismo Hídrico de una cuenca de llanura;
- c) definir las relaciones y procesos que permitan analizar los diferentes flujos y almacenamientos de agua que constituyen el MH; y
- d) definir los criterios para la consideración de la calidad y la disponibilidad de los recursos hídricos necesarios para la persistencia del SSE.

5.2.2 Desarrollo de criterios para la evaluación de los resultados del modelo de MH

En esta etapa se desarrollaron los criterios para evaluar los resultados que surjan de la aplicación del modelo. Tal evaluación se basó en sentar las bases para definir qué implica que una cuenca hidrológica propenda a un escenario de sustentabilidad hídrica, asumiendo un principio de sustentabilidad fuerte, considerando los aportes de los capítulos 2 y 3 y asumiendo la definición propuesta en el apartado 3.2.3 y los criterios conceptuales asociados.

5.2.3 Procedimiento para la aplicación del modelo en un ámbito geográfico específico

Por último, con el fin de dar un marco preciso de la forma en que puede utilizarse el modelo, se desarrolló un procedimiento base a seguir para su aplicación en un ámbito geográfico específico.

5.3 Resultados y discusión

5.3.1 Definición del modelo

5.3.1.1 Límites, escalas y condiciones de contorno del sistema

Los límites del modelo pueden adecuarse a la escala territorial de cuenca hidrológica o a sus diferentes ordenes jerárquicos. Para esto, se identificaron los distintos niveles de jerarquía del sistema con la variable θ_i , donde el subíndice i representa el orden de la cuenca que se está analizando.

En cuanto a la temporalidad, al ser un esquema conceptual basado en la aplicación del balance de masas, el análisis podrá responder a distintas escalas (diaria, mensual, anual, entre otras) según la especificidad de análisis que se quiera desarrollar. Asimismo, las magnitudes de flujos y reservorios pueden expresarse en el modelo indiferentemente en distintas unidades: volumen, volumen por unidad de tiempo (tasas) o la notación usual para expresar balances hídricos (mm de columna de agua) de acuerdo a las magnitudes involucradas.

5.3.1.2 Disponibilidad hídrica

La posibilidad de que en el sistema se desarrollen actividades antrópicas estará fuertemente condicionada por la disponibilidad de agua, ya sea que ésta provenga de su dinámica natural o sea importada de otras cuencas por la sociedad. Tal disponibilidad estará dada por el agua almacenada en sus reservorios y los flujos de agua entre el sistema y su entorno.

5.3.1.2.1 Reservorios

En el modelo se consideraron tres categorías de reservorios: los recursos superficiales, subsuperficiales y los acuíferos. La primera incluye los cuerpos de agua con capacidad de almacenamiento como ríos, lagos, lagunas, represas, entre otros naturales o artificiales, identificando su reserva total como **R_s** ; la segunda refiere a la capacidad de almacenamiento de agua sub-superficial o del suelo: **R_{ss}** ; y la tercera a los acuíferos confinados o semiconfinados de los que es posible extraer agua para los distintos usos antrópicos, cuya reserva se identifica como **R_p** . En base a estas categorías se establece la ecuación 5-1 que expone la reserva total de agua del sistema (**R**) como:

$$R = R_s + R_{ss} + R_p \quad 5-1$$

donde R representa los reservorios totales; R_s , R_{ss} y R_p los reservorios superficiales, subsuperficiales y profundos respectivamente.

Por otra parte, al interior del sistema habrá flujos de agua involucrados en los procesos metabólicos. Entre ellos, para cuencas de llanura, tienen vital preponderancia los flujos verticales que permiten la recarga de los acuíferos, dado que estos constituyen un reservorio de agua importante para la actividad antrópica. En particular, se identifica al proceso de recarga de los acuíferos profundos con la variable Re .

5.3.1.2.2 Flujos de agua entre el sistema y su entorno

Los flujos de agua entre el sistema y su entorno están dados por las entradas de agua que permiten la persistencia del sistema y el agua metabolizada que conforma las salidas. En particular, los flujos desde el entorno al sistema dependerán de las fuentes de agua disponibles en el entorno. En el modelo se consideran como fuentes posibles a:

- la atmósfera: precipitaciones meteóricas;
- las aguas subterráneas que ingresen al sistema por escorrentía subsuperficial o movilidad de los acuíferos;
- agua que ingresa al sistema por trasvasamiento de cuencas (acueductos, redes, canales artificiales, entre otros); y
- el agua contenida en productos (del sistema socio-económico) que ingresan al sistema.

A partir de estas fuentes se identifican las entradas principales al sistema como:

- a) **ESe**: agua que ingresa por trasvasamiento de cuencas;
- b) **ESSe**: escorrentía subsuperficial;
- c) **P**: agua proveniente de las precipitaciones meteóricas; y
- d) **AI**: agua contenida en productos importados que se consumen al interior de la cuenca.

A partir de las variables anteriores, la entrada total de agua al sistema (E) se expresa con la ecuación 5-2:

$$E = ESe + ESSe + P + AI \quad 5-2$$

donde **E** representa las entradas totales; **ESe** la entrada por escorrentía superficial (trasvases de cuenca); **ESSe** la entrada por escorrentía subsuperficial; **P** las precipitaciones y **AI** el agua importada en productos.

Por otra parte, los flujos desde el sistema a su entorno estarán dados por las principales salidas que se identifican como:

- a) **ESs**: escorrentía superficial natural y artificial (ríos, arroyos, canales, trasvases, acueductos, etc.);
- b) **ESSs**: escorrentía subsuperficial;
- c) **ET**: evapotranspiración; y
- d) **AE**: agua contenida en productos que se producen en la cuenca y se exportan de ella.

A partir de las variables anteriores, la salida total de agua del sistema (**S**) se expresa con la ecuación 5-3:

$$S = ESs + ESSs + ET + AE \quad 5-3$$

donde **S** representa las salidas totales; **ESs** la salida por escorrentía superficial; **ESSs** la salida por escorrentía subsuperficial; **ET** la evapotranspiración y **AE** el agua exportada en productos.

5.3.1.2.3 Disponibilidad hídrica total

Sobre la base de las definiciones anteriores, se define la disponibilidad total de agua del sistema (**D**) como la suma de sus entradas y del agua almacenada en sus reservorios y se expresa con la ecuación 5-4:

$$D = E + R \quad 5-4$$

donde **D** representa la disponibilidad hídrica total definida a partir de las entradas y reservorios del sistema.

Tal disponibilidad constituye el agua que utilizarán los SSEs. Cabe mencionar que la definición de la disponibilidad hídrica (*D*) difiere de la definida para el índice de escasez (véase apartado 4.2.2.2) ya que en este trabajo se consideran los reservorios profundos que no contempla la propuesta mencionada.

5.3.1.2.4 Fuentes y calidad del agua disponible

Realizar una caracterización de la calidad de agua total disponible en una cuenca hidrológica es un trabajo altamente costoso en términos económicos y de instrumentación, por lo que es usual realizar análisis sobre los reservorios que puedan sintetizar la calidad de las diferentes fuentes del sistema. Los reservorios de agua tanto superficiales como subterráneos son los receptores de los metabolitos y contaminantes de los procesos antrópicos (residuos sólidos, efluentes, entre otros), ya sea porque se disponen directamente o por procesos indirectos como la escorrentía superficial o la lixiviación y percolación. Esta situación puede facilitar la consideración de la calidad de agua disponible, ya que si se analiza la calidad de los reservorios puede obtenerse una resultante de los procesos de contaminación internos. Asimismo, un análisis de las principales entradas de agua permitiría discernir entre el origen territorial de los contaminantes.

En suma a lo anterior, la consideración de la calidad del agua puede hacerse de diversas maneras, aunque las mediciones de parámetros físico-químicos y bacteriológicos se utilizan con mayor frecuencia y los sistemas normativos a nivel mundial establecen estándares de calidad recomendables para los diversos usos tanto antrópicos como ecosistémicos. Los parámetros a medir variarán de acuerdo a las condiciones ambientales y las actividades antrópicas presentes considerando su potencial aporte de contaminación. Una forma comúnmente aceptada para la consideración de diferentes parámetros en conjunto es la utilización de índices de calidad de agua (ICA)¹⁵ que

¹⁵ Un ejemplo con aceptación a nivel mundial son los Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQGs) desarrollados por el CCME de Canadá, aunque existen otras versiones adaptadas a las condiciones

establecen escalas que comunmente varían entre 0 (muy contaminado) y 100 (no contaminado). Tales escalas, a su vez, pueden asociarse con categorías que representan aptitudes de uso potencial (consumo humano, protección de la vida acuática, industrial, riego, consumo animal, entre otros).

En este modelo, tanto los reservorios como las entradas de agua del sistema constituyen fuentes de las que se valdrán los diferentes procesos metabólicos, por lo que se identifican como fuentes potenciales a través de la variable D_f , donde $f \in \mathbb{N}$ identifica cada fuente entre k fuentes totales. Cada fuente constituye una cantidad de agua disponible que, a su vez, es necesario caracterizar con una categoría de calidad de agua (y en consecuencia de uso potencial) establecida en base a la aplicación de un ICA. Estas categorías dependerán del ICA que se utilice y se identifican con la variable j . De esta forma, en el modelo cada fuente de agua (D_f) estará asociada a una categoría j que indica su calidad y potencialidad de uso según la aplicación de un ICA, resultando los diferentes D_{fj}

5.3.1.3 Procesos metabólicos y usos del agua

Los procesos metabólicos que se desarrollen en el sistema serán una combinación de procesos: a) antrópicos como la actividad doméstica, la producción agropecuaria, la producción industrial o el desarrollo de actividades de servicios y b) procesos naturales como las precipitaciones, la infiltración, la escorrentía y demás funciones ecosistémicas, algunas de las cuales serán valoradas por la sociedad como servicios ecosistémicos que es deseable conservar.

Este modelo de MH agrupa conceptualmente los diferentes procesos en: usos antrópicos del agua (UA) cuando son procesos impulsados por la sociedad y usos ecosistémicos (UE) cuando son producto de la dinámica natural de los ecosistemas.

ambientales específicas de cada región (véase [CCME 2007])

5.3.1.3.1 Usos y necesidades antrópicas de agua

5.3.1.3.1.1 Usos antrópicos del agua

Los diferentes usos antrópicos pueden clasificarse según diferentes criterios, por ejemplo, podría establecerse la clasificación: 1) agropecuarios, 2) industriales, 3) domésticos y 4) de otras actividades comerciales y de servicios. Esta clasificación, o cualquier otra que se adopte en base al tipo y diversidad de actividades que se desarrollen en la cuenca, facilita identificar los procesos metabólicos al interior del sistema y los diferentes flujos que implican cada uno de ellos.

En este trabajo se propone realizar tal clasificación en base a los sectores socioeconómicos más preponderantes en el sistema, identificándolos con la variable g . Al uso total del agua por los diferentes sectores g que se identifiquen en el sistema se lo denomina UA y se expresa con la ecuación 5-5:

$$UA = \sum_{g=1}^h UA_g \quad 5-5$$

Donde UA representa el total de agua utilizada por la actividad antrópica; g cada sector; h el total de sectores y UA_g el agua utilizada por cada uno de ellos.

A su vez, cada uno de los sectores g se abastecerá de las diferentes fuentes D_{fj} que conforman la disponibilidad total. El agua utilizada por cada sector se expresa con la ecuación 5-6:

$$UA_g = \sum_{f=1}^k UA_{gf} = \sum_{f=1}^k b_{gf} \cdot D_{fj} \quad 5-6$$

donde UA_g representa el uso total de agua por el sector g ; UA_{gf} el uso de agua por el sector g de la fuente f ; b_{gf} (con valores entre 0 y 1) la proporción de la fuente D_{fj} de las k totales utilizadas por el sector g .

Tal como se mencionó, los acuíferos adquieren una importancia crucial en las cuencas de llanura dado que suelen constituir las principales reservas de agua y, así como se destaca

la importancia de los flujos verticales para su recarga (Re), es necesario reconocer que existen límites a su explotación para evitar su agotamiento y deterioro. Por esto es que en este trabajo se discriminan los usos antrópicos del agua que se valen de fuentes provenientes de los acuíferos confinados y semiconfinados (Rp). Tal diferenciación resulta de la aplicación de la ecuación 5-7.

$$URp = c \cdot UA \quad 5-7$$

donde c (con valores entre 0 y 1) representa la proporción del total de los usos antrópicos (UA) que equivalen a usos de los reservorios profundos (URp). Una forma alternativa de cálculo es a partir de la sumatoria de los UA_g extraídos de Rp .

5.3.1.3.1.2 Necesidades antrópicas de agua

Los usos antrópicos (UA) definen el agua real utilizada por las diferentes actividades que puede diferir de las necesidades de cada sector. Por ejemplo, puede suceder que se disponga de redes de distribución de agua para consumo humano, pero que sean deficitarias y, en consecuencia, no garanticen la calidad y cantidad necesaria. Por ello, en el presente trabajo se diferencia entre los usos y las necesidades antrópicas de agua (NA).

Las NA podrán definirse a partir de información antecedente para cada actividad¹⁶ o con la realización de estudios específicos, de manera de establecer valores de referencia que permitan determinar las necesidades antrópicas de agua para los diferentes sectores, que

¹⁶ La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece valores mínimos de agua por persona tanto para consumo como para garantizar aspectos vinculados a la higiene personal y la salud, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) brindan información respecto al agua necesaria para el desarrollo de cultivos o de la ganadería según el ámbito geográfico. Asimismo, organismos como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) indican valores aproximados del consumo de agua en la actividad industrial en base a las mejores tecnologías disponibles (BATs). Estos valores pueden utilizarse como referencia para establecer las NA .

en este modelo se definen como NA_g y se expresan con la ecuación 5-8:

$$NA = \sum_{g=1}^h NA_{gj} \quad 5-8$$

donde NA representa el agua total necesaria para todos los sectores antrópicos en su conjunto; NA_{gj} las necesidades de agua teóricas para que cada sector g de los h presentes pueda desarrollarse en condiciones óptimas.

Cada uso antrópico tiene aparejados requerimientos no solo en cantidad sino también en calidad, por lo que cada NA_g deberá estar caracterizado por una de las categorías de calidad j que indique el valor óptimo o esperado para el uso considerado, resultando los diferentes NA_{gj} . Debe tenerse presente que por razones tecnológicas o culturales algunos sectores pueden requerir más agua que la establecida teóricamente. Por esto es que las NA_{gj} constituyen una cota mínima de referencia para cada sector.

5.3.1.3.1.3 Retorno de agua de los procesos antrópicos

Se identifica como retorno de agua de los procesos antrópicos (Ra) a los flujos que luego del proceso metabólico vuelven a los reservorios para convertirse en agua disponible nuevamente, lo que usualmente se denomina uso no consuntivo del agua. Tales procesos pueden alterar significativamente la calidad de los efluentes y en consecuencia contaminar los sumideros, por lo que resulta necesario caracterizar el Ra con su correspondiente j , resultando los diferentes Ra_j

5.3.1.3.2 Usos y necesidades ecosistémicas de agua

5.3.1.3.2.1 Usos ecosistémicos

Atendiendo a las particularidades territoriales de la cuenca hidrológica que se analice, podrán identificarse servicios ecosistémicos que es deseable conservar o recuperar (en aquellos casos donde se encuentren afectados por procesos antrópicos que sean reversibles). En este trabajo, los usos ecosistémicos (UE) refieren al agua insumida por los servicios ecosistémicos objeto de conservación o recuperación. El agua total utilizada por estos se expresa a partir de la ecuación 5-9:

$$UE = \sum_{s=1}^z UE_s \quad 5-9$$

donde **UE** representa el total de agua utilizada por los servicios ecosistémicos objeto de conservación o recuperación; **UE_s** el agua utilizada por cada servicio ecosistémico **s** entre los **z** totales identificados.

A su vez, cada uno de los ecosistemas **s** utilizará una cantidad de agua **UE_s** de las diferentes fuentes **D_{ff}** que conforman la disponibilidad total, tal cantidad se expresa con la ecuación 5-10:

$$UE_s = \sum_{f=1}^k UE_{sf} = \sum_{f=1}^k a_{sf} \cdot D_{fj} \quad 5-10$$

donde **UE_s** representa el uso total de agua por el servicio ecosistémico **s**; **UE_{sf}** el uso de agua por el servicio ecosistémico **s** de la fuente **f**; **a_{sf}** (con valores entre 0 y 1) representa la proporción de la fuente **D_{ff}** de las **k** totales utilizada por el servicio ecosistémico **s**.

De forma simplificada puede calcularse el total de usos ecosistémicos (**UE**) como la diferencia entre el agua disponible en fuentes aprovechables por los ecosistemas de la disponibilidad total (**D**) y el agua utilizada por los usos antrópicos en su conjunto (**UA**). Aunque esta aproximación no permitiría discriminar entre las necesidades específicas de los diferentes servicios ecosistémicos.

5.3.1.3.2.2 Necesidades ecosistémicas

Las necesidades ecosistémicas de agua (**NE**) refieren a la cantidad y calidad de agua teórica o necesaria para garantizar las funciones y servicios ecosistémicos objeto de conservación o recuperación.

Definir tales valores de disponibilidad teórica es una tarea compleja. Un recurso al que suele acudir es el concepto de “caudal ecológico” o caudal del período de estiaje, medido en cursos de agua superficial y es utilizado para delimitar el umbral mínimo de agua del que puede disponer un ecosistema acuático superficial (véanse entre otros

[Domínguez Calle et al. 2008; Rivera et al. 2004; Romero y Ortiz 2008]), aunque en cuencas de llanura puede darse que los cursos superficiales se sequen completamente y en consecuencia se estaría definiendo un valor de **NE** nula para ese ecosistema. Por otra parte, en la definición de Huella Hídrica Verde [Hoekstra et al. 2011] se utiliza como criterio para cuantificar el agua requerida por un ecosistema la cantidad de agua evapotranspirada (*ET*) en su territorio. Este criterio puede implicar un error considerable de cálculo en situaciones de exceso hídrico donde se estarían sobreestimando las **NE** mínimas. Sin embargo, en cuencas de llanura los flujos naturales de agua en época de estiaje están representados casi en su totalidad por los flujos verticales (precipitación y evapotranspiración), por lo cual considerar la *ET* en estos períodos puede ser una forma de aproximación más acertada que el caudal ecológico.

Ya sea el método que se asuma para su estimación, que dependerá de la información disponible y de las características ambientales, en este trabajo se define tal cantidad y calidad con la ecuación 5-11:

$$NE = \sum_{s=1}^z NE_{sj} \quad 5-11$$

donde NE representa el agua total necesaria para todos los servicios ecosistémicos en su conjunto; NE_{sj} los requerimientos teóricos de agua para garantizar la continuidad del servicio ecosistémico s de los z totales identificados dentro de la cuenca.

De la misma forma que para las necesidades antrópicas, cada **NE_s** debe ser caracterizada por una categoría de calidad **j** esperada, resultando los diferentes **NE_{sj}**.

5.3.2 Síntesis de ecuaciones del modelo

La Tabla 5-1 resume las ecuaciones generales del modelo que describen el metabolismo hídrico del sistema y que constituyen la base para la aplicación de los criterios de sustentabilidad hídrica que se presentan en el apartado siguiente.

Cabe destacar que las ecuaciones presentadas expresan las relaciones entre los distintos flujos y reservorios y no constituyen fórmulas para el cálculo o estimación de cada uno de ellos, ya que para su cálculo existen métodos ya desarrollados que podrán utilizarse según las condiciones climáticas, físicas y en función de la información disponible.

Reservorios	
$R = R_s + R_{ss} + R_p$	5-1
<i>donde R representa los reservorios totales; R_s, R_{ss} y R_p los reservorios superficiales, subsuperficiales y profundos respectivamente.</i>	
Recarga de los acuíferos	
<i>Re: representa la recarga de los acuíferos por infiltración.</i>	
Entradas	
$E = E_{Se} + E_{SSe} + P + AI$	5-2
<i>donde E representa las entradas totales; E_{Se} la entrada por escorrentía superficial (trasvases de cuenca); E_{SSe} la entrada por escorrentía subsuperficial; P las precipitaciones y AI el agua importada en productos.</i>	
Salidas	
$S = E_{Ss} + E_{SSs} + ET + AE$	5-3
<i>donde S representa las salidas totales; E_{Ss} la salida por escorrentía superficial; E_{SSs} la salida por escorrentía subsuperficial; ET la evapotranspiración y AE el agua exportada en productos.</i>	
Disponibilidad Hídrica	
$D = E + R$	5-4
<i>donde D representa la disponibilidad hídrica total definida a partir de las entradas y reservorios del sistema.</i>	
Fuentes y calidad de agua	
<i>D_f: representa tanto los reservorios como las entradas de agua del sistemas que constituyen fuentes de las que se valdrán los diferentes procesos metabólicos, donde $f \in \mathbb{N}$ identifica cada fuente entre k fuentes totales.</i>	
<i>j: categoría de calidad de agua (y en consecuencia de uso potencial) establecida en base a la</i>	

<i>aplicación de un ICA.</i>	
Usos Antrópicos	
$UA = \sum_{g=1}^h UA_g$ <p>Donde UA representa el total de agua utilizada por la actividad antrópica; g cada sector; h el total de sectores y UA_g el agua utilizada por cada uno de ellos.</p>	5-5
$UA_g = \sum_{f=1}^k UA_{gf} = \sum_{f=1}^k b_{gf} \cdot D_{fj}$ <p>donde UA_g representa el uso total de agua por el sector g; UA_{gf} el uso de agua por el sector g de la fuente f; b_{gf} (con valores entre 0 y 1) la proporción de la fuente D_{fj} de las k totales utilizadas por el sector g.</p>	5-6
$URp = c \cdot UA$ <p>donde c (con valores entre 0 y 1) representa la proporción del total de los usos antrópicos (UA) que equivalen a usos de los reservorios profundos (URp). Una forma alternativa de cálculo es a partir de la sumatoria de los UA_g extraídos de Rp.</p>	5-7
Necesidades Antrópicas	
$NA = \sum_{g=1}^h NA_{gj}$ <p>donde NA representa el agua total necesaria para todos los sectores antrópicos en su conjunto; NA_{gj} las necesidades de agua teóricas para que cada sector g de los h presentes pueda desarrollarse en condiciones óptimas.</p>	5-8
Retorno antrópico	
Ra : representa los flujos que luego del proceso metabólico vuelven a los reservorios para convertirse en agua disponible nuevamente.	
Usos Ecosistémicos	
$UE = \sum_{s=1}^z UE_s$ <p>donde UE representa el total de agua utilizada por los servicios ecosistémicos</p>	5-9

<p><i>objeto de conservación o recuperación; UE_s el agua utilizada por cada servicio ecosistémico s entre los z totales identificados.</i></p>	
$UE_s = \sum_{f=1}^k UE_{sf} = \sum_{f=1}^k a_{sf} \cdot D_{fj}$ <p><i>donde UE_s representa el uso total de agua por el servicio ecosistémico s; UE_{sf} el uso de agua por el servicio ecosistémico s de la fuente f; a_{sf} (con valores entre 0 y 1) representa la proporción de la fuente D_{fj} de las k totales utilizada por el servicio ecosistémico s.</i></p>	5-10
<p>Necesidades Ecosistémicas</p>	
$NE = \sum_{s=1}^z NE_{sj}$ <p><i>donde NE representa el agua total necesaria para todos los servicios ecosistémicos en su conjunto; NE_{sj} los requerimientos teóricos de agua para garantizar la continuidad del servicio ecosistémico s de los z totales identificados dentro de la cuenca.</i></p>	5-11

Tabla 5-1. Síntesis de ecuaciones del modelo. Elaboración propia.

En la Figura 5-1 se presentan los diferentes flujos expresados en las ecuaciones de la Tabla 5-1. El sistema es considerado un metabolizador de agua que se vale para su persistencia de sus reservorios y de las entradas de agua desde su entorno.

En un sistema real, algunos flujos y reservorios, tanto internos como externos, tendrán más preponderancia que otros. Por ejemplo, puede suceder que el agua sólo ingrese al sistema por las precipitaciones y no haya entradas antrópicas o por obras de infraestructura, de manera que las magnitudes variarán según el territorio analizado. La disponibilidad hídrica (D) y la reserva total (R) se representan en línea de puntos porque se definen conceptualmente a partir de la existencia de los reservorios efectivos, tanto superficiales como profundos y de las entradas al sistema.

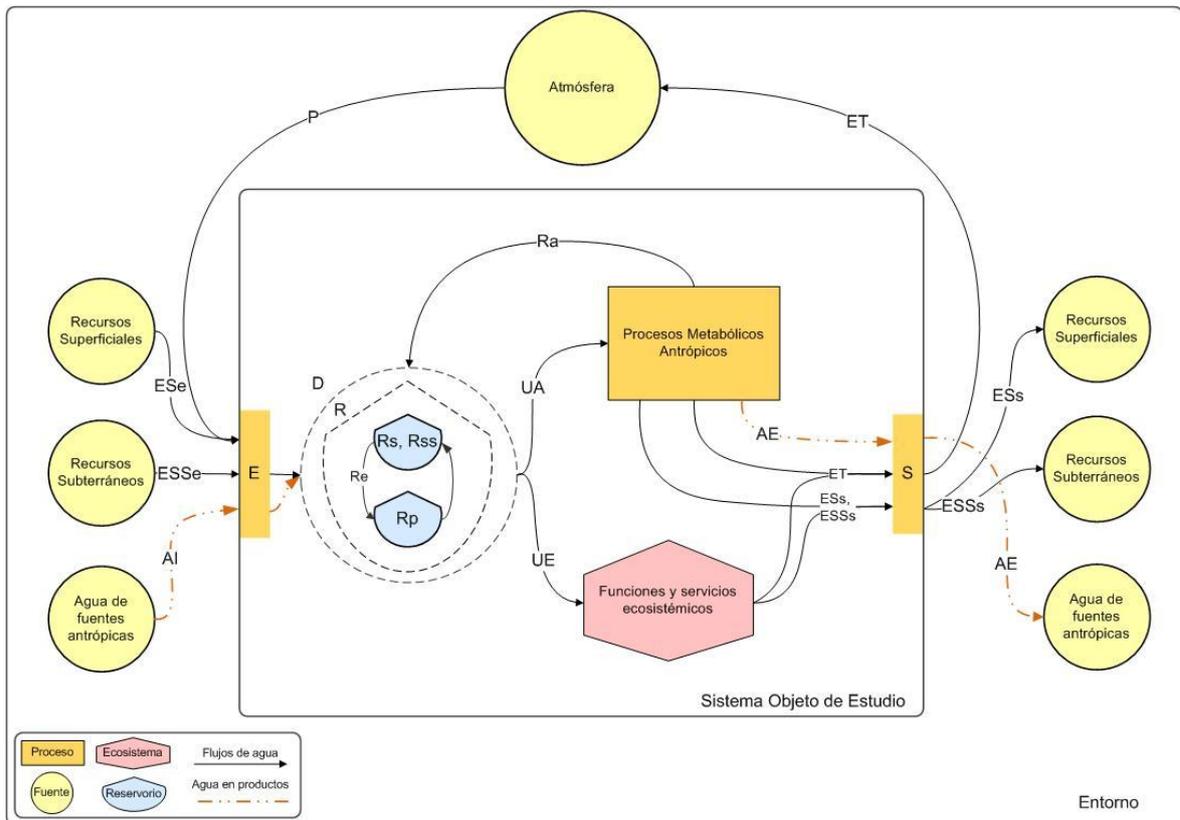


Figura 5-1. Representación gráfica del MH con ecuaciones. Elaboración Propia: la diagramación general se realizó según la metodología de [Odum y Odum 2000].

5.3.3 Criterios para la evaluación de los resultados del modelo

La capacidad que el sistema tenga para garantizar su persistencia estará dada, en parte, por el agua disponible (D) que pueda conformar una disponibilidad hídrica aprovechable. Asimismo, esta disponibilidad deberá distribuirse de manera de permitir la continuidad de las distintas actividades que se prevé desarrollar en el territorio, garantizando la equidad intrageneracional de acceso a los servicios ecosistémicos que brindan los recursos hídricos como: agua para consumo humano y la actividad doméstica en general, para actividades recreativas, para la producción de alimentos, la producción de bienes y servicios, entre otros.

Siguiendo esta línea de razonamiento, el modelo permite evaluar la tendencia hacia un escenario de sustentabilidad hídrica determinando en qué medida las diferentes D_{ff} permiten satisfacer tanto las necesidades ecosistémicas (NE) como las necesidades antrópicas (NA).

Teniendo presente que las condiciones ambientales son dinámicas, tanto la **D** como los **NE** variarán en el tiempo. Asimismo, tales variaciones tendrán implícita una incertidumbre inherente a los cambios producto de las perturbaciones tanto naturales como antrópicas, esto impone la necesidad de desarrollar estrategias que tiendan a robustecer la capacidad de adaptación hídrica del SSE con mecanismos de resiliencia. Por ejemplo, mecanismos que le permitan hacer frente o reponerse frente a situaciones de exceso hídrico como inundaciones (barreras de contención, sistemas de absorción o redes de drenaje) o de estrés hídrico como sequías prolongadas (reservorios naturales y artificiales).

A partir de las consideraciones anteriores, se desarrollaron una serie de criterios para evaluar si el sistema objeto de estudio tiende o no hacia un escenario de sustentabilidad hídrica. En la Tabla 5-2 se presenta una síntesis de dichos criterios.

Equidad Intrageneracional	
$CSa_{gj} = \frac{UA_{gf}}{NA_{gj}} \geq 1$ <p>donde CSa_{gj} indica en qué medida está satisfecho el uso UA_{gf} y NA_{gj} representa el agua necesaria en cantidad y calidad para tal uso.</p>	5-12
Satisfacción de los usos ecosistémicos	
$CSb_{sj} = \frac{UE_{sf}}{NE_{sj}} \geq 1$ <p>donde CSb_{sj} indica en qué medida está satisfecho el uso UE_{sf} y NE_{sj} representa el agua necesaria en cantidad y calidad para tal uso.</p>	5-13
Resiliencia del sistema y equidad intergeneracional	
Presión sobre los acuíferos $RSa = \frac{1 + URp}{1 + Re} < 1$	5-14

Presión sobre los recursos hídricos en su conjunto $RSb = \frac{UA + NE}{E} < 1$	5-15
Capacidad del sistema para soportar eventos de exceso hídrico $RSc = \frac{Rs}{Rs_{max}} < 1$	5-16
Niveles jerárquicos o panarquía del sistema	
$\theta_0 \text{ tenderá a SH} \leftrightarrow \theta_1 \text{ tiende a SH}$	5-17

Tabla 5-2. Criterios para evaluar la tendencia a la sustentabilidad hídrica. Elaboración propia.

A continuación se detalla cada uno de ellos.

5.3.3.1 Criterio para evaluar la equidad intrageneracional

Establecer un criterio para evaluar la equidad intrageneracional implica conocer los requerimientos de agua para cada actividad antrópica que se desarrolle en el sistema, las que en este trabajo se han identificado como **NA**, de manera de poder contrastarlas con los valores de uso reales **UA**. En este modelo, la equidad intrageneracional refiere a la equidad en el acceso a los servicios ecosistémicos brindados por los recursos hídricos en el tiempo presente, de manera que se satisfagan las distintas actividades antrópicas que los requieren.

A partir de lo anterior, se establece como criterio para evaluar la equidad intrageneracional (**CS_g**), la comparación entre el agua necesaria para garantizar la continuidad de cada sector (**NA_g**) y el uso real de este sector (**UA_g**) que se presenta en la ecuación 5-12:

$$CSa_{gj} = \frac{UA_{gf}}{NA_{gj}} \geq 1 \quad 5-12$$

donde **CS_g** indica en qué medida está satisfecho el uso **UA_g** y **NA_g** representa el agua necesaria en cantidad y calidad para tal uso.

Si el valor de **CS_g** es mayor o igual a 1, el uso podría satisfacerse con el agua disponible.

En un escenario de sustentabilidad hídrica todos los UA_g que se desarrollan en el sistema deben poder satisfacerse. Este criterio debe ser aplicado en escala de corto plazo (diaria o mensual), ya que en escalas anuales puede solapar inequidades.

5.3.3.2 Criterio para evaluar la satisfacción de las necesidades ecosistémicas

Al igual que para las necesidades antrópicas, la evaluación de la satisfacción de necesidades ecosistémicas se realiza a través de la ponderación de los diferentes UE_s con las NE_s . Para esto se establece el criterio CSb que resulta de la aplicación de la ecuación 5-13:

$$CSb_{sj} = \frac{UE_{sf}}{NE_{sj}} \geq 1 \quad 5-13$$

donde CSb_{sj} indica en qué medida está satisfecho el uso UE_{sf} y NE_{sj} representa el agua necesaria en cantidad y calidad para tal uso.

Si el valor de CSb_{sj} es mayor o igual a 1 el uso podría satisfacerse con el agua disponible. En un escenario de sustentabilidad hídrica todos los UE_s deben poder satisfacerse. Estos criterios no necesariamente deben aplicarse a escalas diarias o mensuales, debido a la capacidad de los ecosistemas para hacer frente a la variabilidad de la disponibilidad hídrica. Más adecuada es su aplicación contemplando las variaciones estacionales o en períodos de variación significativa de la disponibilidad de agua.

5.3.3.3 Criterios para evaluar la resiliencia del sistema y la equidad intergeneracional

Las variaciones ambientales pueden inducir al sistema tanto a situaciones de estrés hídrico (sequía) como a situaciones de exceso hídrico (inundaciones o anegamientos). Como se mencionó, las comunidades naturales tienen respuestas adaptativas a tales variaciones, de manera que éstas no constituyen un problema, sino que son parte de su funcionamiento natural, pudiendo reponerse después de las perturbaciones mediante mecanismos de resiliencia, salvo cuando las perturbaciones son catastróficas ya que el sistema puede cambiar su estructura y funciones de manera irreversible.

En sistemas antrópicos, la resiliencia es un emergente del nuevo ordenamiento jerárquico que surge de la relación sociedad-naturaleza. La sociedad puede modificar la resiliencia de los SSEs, por ejemplo, desarrollando reservorios para épocas de sequía, construyendo infraestructura para la contención de inundaciones o para drenar el exceso hídrico, manteniendo espacios verdes para aprovechar sus servicios ecosistémicos, entre otros. En suma, la resiliencia confiere a los SSEs capacidad para soportar las perturbaciones tanto ambientales como antrópicas, por lo que un sistema no resiliente será más inestable y en consecuencia su sustentabilidad hídrica se verá amenazada.

En este trabajo se considera que evaluar la resiliencia del sistema es una forma de evaluar su capacidad para reproducirse y de esta forma garantizar el requisito de equidad intergeneracional de la sustentabilidad. Para evaluar la resiliencia se desarrollaron una serie de criterios:

5.3.3.3.1 Criterio para evaluar la presión sobre los acuíferos y los recursos superficiales a mediano y largo plazo

A mediano y largo plazo, el agua requerida por la sociedad no puede ir más allá de la capacidad de recuperación de los reservorios tanto superficiales como profundos, por esto se toman dos criterios principales: a) la presión sobre los reservorios profundos que constituyen en gran parte de las cuencas de llanura la mayor reserva de agua y b) la presión sobre los recursos hídricos en general.

- a) La evaluación de la presión sobre los acuíferos se realiza con la ecuación 5-14 con la que se pondera el uso total de agua de los acuíferos (URp) en función de su capacidad de recarga (Re). Dado que la recarga es variable es esperable que haya periodos donde el consumo pueda sobrepasarla, aunque esto no puede ser un proceso sostenido en el tiempo ya que implicaría un agotamiento del recurso.

$$RSa = \frac{1 + URp}{1 + Re} < 1 \quad 5-14$$

- b) La evaluación de la presión sobre los recursos hídricos en general se realizó con la ecuación 5-15. La ponderación de los usos antrópicos totales frente a las entradas

del sistema y las necesidades ecosistémicas definen la cota superior de usos posibles y evalúa que los ecosistemas en su conjunto dispongan del agua necesaria para su persistencia. Este criterio complementa el de equidad intrageneracional y el de satisfacción de necesidades ecosistémicas.

$$RSb = \frac{UA + NE}{E} < 1 \quad 5-15$$

5.3.3.3.2 Criterio para evaluar la capacidad del sistema de enfrentar eventos de exceso hídrico

La disipación del caudal de agua proveniente de las precipitaciones en una cuenca de llanura es sumamente compleja y puede involucrar algunos de los siguientes procesos:

- la capacidad de acumulación de agua en reservorios: la disipación se da principalmente por la acumulación en reservorios, dado que la pendiente del terreno suele ser muy poco pronunciada;
- la estructura de drenaje: la escorrentía superficial puede no estar totalmente definida por cauces bien delimitados, lo que puede implicar una escorrentía superficial en grandes extensiones a una velocidad muy baja;
- la capacidad de infiltración de los suelos; y
- la capacidad de la vegetación para retener agua en su follaje, entre otros.

Los primeros mecanismos de amortiguación estarán dados por la capacidad de retención de agua por parte de la vegetación y la capacidad de infiltración, siendo estos los más efectivos por lo señalado respecto de la importancia de los flujos verticales en cuencas de llanura. No obstante esto, son las dos variables que sufren la mayor afectación antrópica por los cambios de uso del suelo (agricultura, urbanización, pavimentación de carreteras, entre otros). Al mismo tiempo, los sistemas de escurrimiento suelen ser afectados, provocando estrangulamientos en los cauces con obras de infraestructura (puentes, vías de ferrocarriles, carreteras, entre otras) y los reservorios superficiales son muchas veces desdibujados, modificadas sus cotas de nivel o se construyen obras de infraestructura para drenarlos y poder dedicar el área a alguna actividad productiva o residencial. Por

tales razones, la capacidad de disipación del caudal de agua de lluvia suele verse afectado y el agua excedente suele producir inundaciones con mayor recurrencia de la normal y alcanzando importantes superficies, lo que suele provocar problemas de gravedad. Es importante tener presente que las inundaciones son parte de la dinámica natural de las cuencas hidrológicas, por lo que sólo constituyen un problema cuando afectan las áreas y actividades antrópicas más allá de un límite tolerable.

No obstante la existencia de los distintos mecanismos de amortiguación, en última instancia puede evaluarse la capacidad del sistema para resolver situaciones de exceso hídrico a partir de un valor máximo o cota máxima de reserva de agua superficial en la cuenca (RS_{max}). Se determina en base a la tolerancia que se prevea aceptable respecto de la afectación por inundaciones de las áreas antrópicas. La definición de esta cota debería tener en consideración la necesidad de reserva de agua para períodos de estrés hídrico, de manera que la construcción de resiliencia del sistema contemple ambas situaciones extremas. A partir de esto, se define el criterio 5-16 para evaluar la resiliencia del sistema frente a situaciones de exceso hídrico:

$$RSc = \frac{Rs}{RS_{max}} < 1 \quad 5-16$$

Cuanto más cercano a uno sea el valor de la ecuación 5-16 en períodos de mayores precipitaciones, más vulnerable será el sistema y en consecuencia su resiliencia será más baja. La forma de estimar RS_{max} puede resultar extremadamente compleja si se tiene presente que es usual que las urbanizaciones se asientan a la vera de ríos y arroyos en zonas naturalmente inundables, pero en última instancia esto constituye un problema de ordenamiento territorial y de uso del suelo.

5.3.3.3 Criterio para evaluar la panarquía del sistema

Como se mencionó, una cuenca hidrológica es un sistema abierto que tiene una interrelación con su entorno y estructura un sistema jerárquico territorial, por lo que su sustentabilidad hídrica dependerá del efecto recíproco cuenca-entorno. Esto implica que su tendencia estará condicionada por el sistema de nivel jerárquico superior en el sentido

de que solo podrá propender a la sustentabilidad hídrica si el sistema de nivel superior propende a ella. De esta forma se establece el siguiente criterio que condiciona la sustentabilidad hídrica del objeto de estudio. Este criterio adquiere especial relevancia cuando se analizan sub-cuencas.

$$\theta_i \text{ tenderá a SH} \leftrightarrow \theta_{i+1} \text{ tiende a SH}$$

5-17

5.3.4 Procedimiento general para la aplicación del modelo

Para la aplicación del modelo de MH desarrollado se propone el procedimiento metodológico representado en la Figura 5-2. Este procedimiento no da cuenta de la forma en que deben realizarse los cálculos de las distintas variables involucradas en el modelo, dado que esto deberá realizarse en base a las características territoriales, la información disponible y la posibilidad de producir la información que no está disponible. A continuación se detallan las etapas del procedimiento.

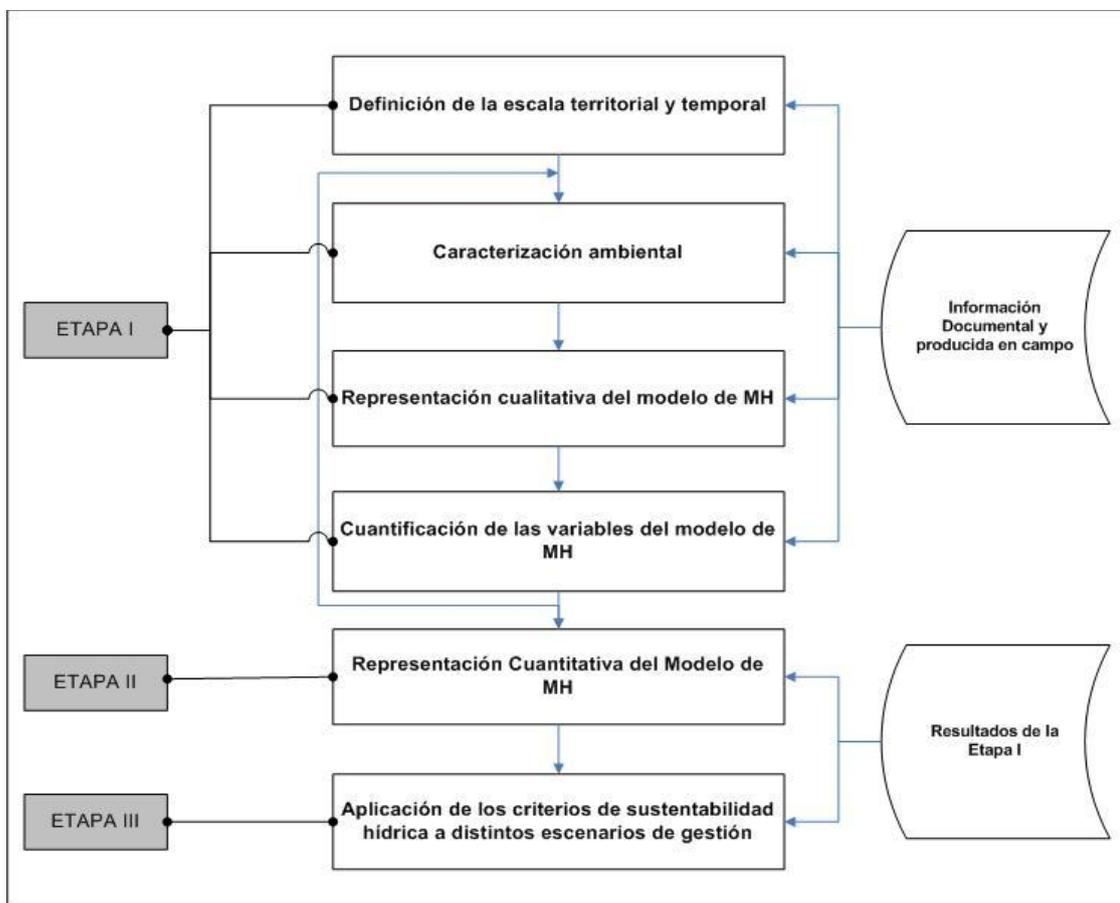


Figura 5-2. Esquema de aplicación del método para el estudio de la sustentabilidad hídrica de cuencas de

llanura. Elaboración propia.

5.3.4.1 Etapa 1: definición y caracterización del objeto de estudio

En primer lugar, es preciso definir el objeto de estudio territorialmente y la temporalidad en la que se aplicará el modelo de MH.

5.3.4.1.1 Definición de la escala territorial y la temporalidad

La definición de la escala territorial se prevé sea una cuenca hidrológica o un territorio conformado por subcuencas. Sin embargo, debe tenerse presente que el territorio que conforme el objeto de estudio debe ser tal que permita identificar los procesos metabólicos que se dan en su interior, de manera de poder analizarlos en forma holística y que puedan establecerse con claridad los flujos entre el sistema y su entorno.

Por otra parte, para la definición de la escala temporal para el análisis de los diferentes aspectos ambientales debe considerar no sólo la información disponible para el área de estudio sino también la necesidad de poder evaluar las variaciones climáticas que determinan la disponibilidad hídrica y los diferentes flujos a partir de series históricas.

5.3.4.1.2 Caracterización ambiental

Una vez establecida la escala territorial que se desea analizar, es necesario realizar una caracterización ambiental de manera de poder recabar la información que permita identificar los flujos, reservorios y procesos que forman el metabolismo hídrico.

5.3.4.1.3 Representación cualitativa del modelo de MH

En esta etapa se prevé una representación gráfica cualitativa del modelo (véase Figura 5-1) para verificar la coherencia de la información obtenida y como punto de partida para la posterior cuantificación de las diferentes variables que lo integran.

5.3.4.1.4 Cuantificación de las variables del modelo de MH

A partir del análisis cualitativo se procede a cuantificar los diferentes flujos y reservorios e identificar las fuentes de agua y su calidad correspondiente.

5.3.4.2 Etapa 2: representación cuantitativa del modelo de MH

Con la información recabada en la etapa anterior se construye la representación cuantitativa del modelo. En este punto la representación gráfica con esquemas del tipo *sankey* adquiere un carácter central para la comunicación de resultados.

5.3.4.3 Etapa 3: aplicación de los criterios de sustentabilidad hídrica a distintos escenarios de gestión

Tras la elaboración del modelo de metabolismo hídrico se aplican los criterios de sustentabilidad hídrica al escenario resultante. Asimismo, se pueden desarrollar distintos escenarios prospectivos que permitan evaluar la situación futura del sistema. La utilización de escenarios permite la consideración de situaciones hipotéticas, las que pueden arrojar información valiosa para la gestión de los recursos hídricos y la gestión territorial.

5.4 Síntesis

El conjunto de ecuaciones y criterios desarrollados constituyen un modelo para la descripción y comprensión del funcionamiento de una cuenca hidrológica de llanura. El modelo incluye en su marco conceptual las presiones que la sociedad puede ejercer sobre los recursos hídricos tanto en términos de afectación de su disponibilidad como de su calidad, y como estas presiones pueden inducir o no al sistema hacia trayectorias de sustentabilidad hídrica.

El modelo desarrollado difiere de la habitual aplicación de los balances hídricos que solo toma entradas y salidas, ya que también incluye el análisis de los procesos metabólicos tanto naturales como antrópicos involucrados en la persistencia del sistema. Asimismo, se tomó en consideración la calidad del agua como un factor determinante ya que define potencialidades de uso y condiciona la sustentabilidad hídrica del sistema, otra cuestión no contemplada por el análisis de balance hídrico convencional.

La definición de los criterios de sustentabilidad hídrica incluyen criterios no contemplados en otros desarrollos teóricos metodológicos presentados en el capítulo 4, como la consideración de la equidad intrageneracional y la utilización de la resiliencia como instrumento para analizar la tendencia futura del sistema y la equidad intergeneracional.

Estos dos criterios fundamentales tienen su base en el análisis de las distintas corrientes teóricas que definen la sustentabilidad, realizado en el capítulo 2, y la definición de sustentabilidad hídrica, propuesta en el capítulo 3. Se presume que la omisión de tales criterios en algunos de los marcos metodológicos analizados responde a una consideración parcial del significado de la sustentabilidad, lo que marca la importancia de la continuar la discusión teórica sobre el tema y la necesidad de que se explicita qué postura se asume (sustentabilidad débil o fuerte) al realizar un estudio de sustentabilidad.

6 EJEMPLO DE APLICACIÓN DEL MODELO

6.1 Introducción y objetivos

Este capítulo tiene como objetivo, ejemplificar en un ámbito geográfico concreto la aplicación del modelo de análisis del MH de cuencas hidrológicas de llanura desarrollado en el capítulo 5. Para esto se seleccionó como objeto de estudio la subcuenca del Arroyo del Durazno, ubicada en la cuenca alta del río Luján de la provincia de Buenos Aires, región de llanura identificada como pampa ondulada. En la subcuenca se asienta la ciudad de Suipacha con aproximadamente 10.000 habitantes y en su territorio se combinan actividades agropecuarias, industriales y de servicios. La conjunción de tales características convierte a la subcuenca en un lugar propicio para ejemplificar la aplicación del modelo.

6.2 Materiales y métodos

El procedimiento metodológico general se basó en el esquema presentado en el apartado 5.3.4. Su aplicación se dividió en tres etapas principales que se detallan a continuación.

6.2.1 Definición y caracterización del objeto de estudio

En una primera etapa se realizó la delimitación espacial del área de estudio y su caracterización ambiental, apuntando a obtener la información necesaria para la aplicación del modelo de MH.

6.2.1.1 *Definición de la escala espacial y temporal*

Sobre la base de trabajos antecedentes que describen la hidrología de la cuenca del río Luján y sus subcuencas (véase [De Lío et al. 2007] se definió el territorio correspondiente a la subcuenca del Arroyo del Durazno perteneciente a la cuenca alta del río Luján como la escala espacial para la aplicación del modelo. El Arroyo del Durazno junto con el arroyo Los Leones, ubicados en el partido de Suipacha, son los tributarios principales en la nacimiento del río Luján.

El río Luján recorre aproximadamente 130 km en sentido SO-NE desde su nacimiento hasta su encuentro con el delta del Paraná, en donde desvía su curso en dirección NO-SE

hasta la desembocadura en el río de La Plata. Constituye una cuenca extensa (de aproximadamente 2.940 Km²) que atraviesa zonas rurales, periurbanas y urbanas de los partidos de Suipacha, Mercedes, Luján, Pilar, Exaltación de la Cruz, Campana, Escobar y Tigre (véase Figura 6-1).

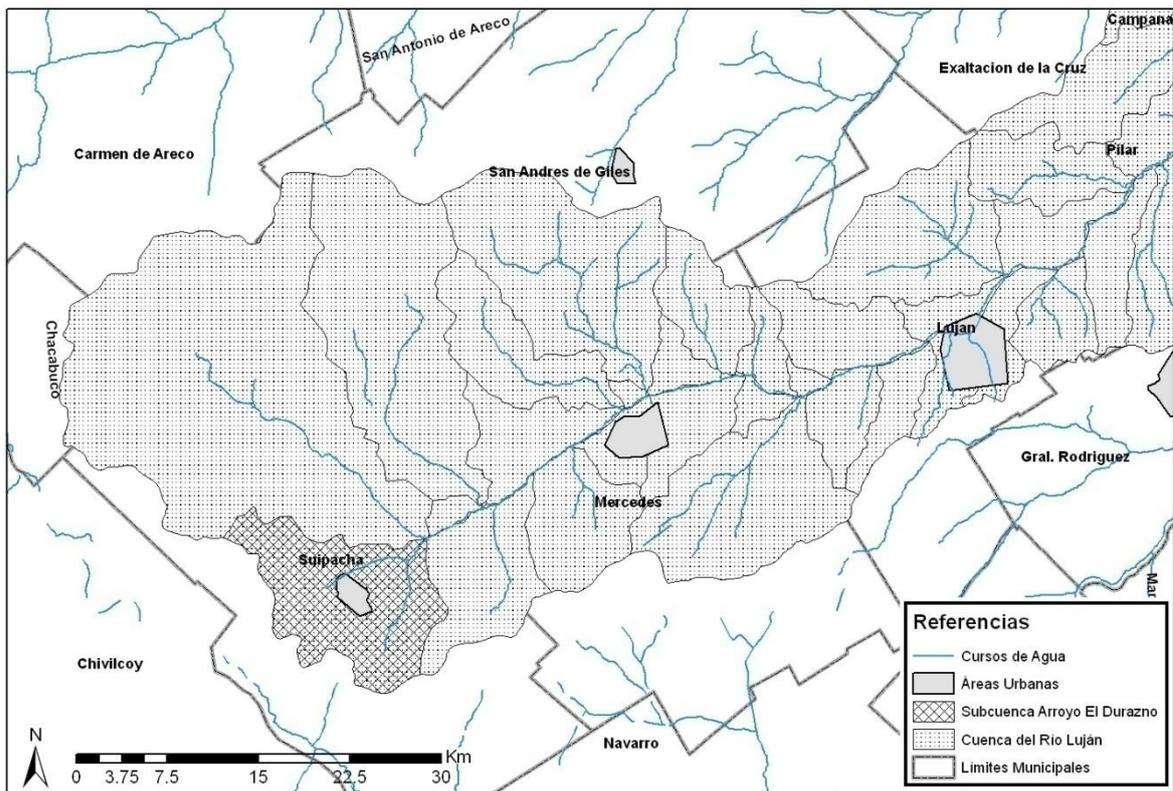


Figura 6-1. Subcuenca arroyo Del Durazno (área de estudio) en la cuenca del río Luján, Buenos Aires.
Elaboración propia en base a cartografía LabSig UNGS.

Para el análisis de series climatológicas se definió como escala temporal el período 1970-2010. El resto de la información necesaria para la aplicación del modelo se tomó de estudios antecedentes del período 2009-2010.

6.2.1.2 Caracterización ambiental, representación cualitativa y cuantificación del modelo de MH

La caracterización ambiental se realizó a partir de información secundaria e información producida en trabajo de campo realizado en el marco de la beca doctoral del Lic. Carlos A.

Ruggerio (otorgada por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica Argentina¹⁷). Con esta información se construyó el primer diagrama cualitativo del modelo de MH identificando las fuentes, reservorios, flujos y otros procesos representativos para la sub-cuenca.

Posteriormente, el análisis se centró en la información cuantitativa para estimar las diferentes magnitudes del MH en función de dos hipótesis de escenarios climáticos diferentes y manteniendo las variables socioeconómicas. De esta forma se representa la potencialidad de explicación del modelo ante variaciones climáticas significativas. Los dos escenarios responden a la siguiente caracterización:

- a) año medio: se tomó la media de las variables climáticas y precipitaciones del período 1970-2010; y
- b) año seco: se tomó el año más seco del período 1970-2010.

A continuación se detallan los procedimientos utilizados para la caracterización cualitativa y cuantitativa de los diferentes componentes del modelo de MH.

6.2.1.2.1 Disponibilidad hídrica

6.2.1.2.1.1 Reservorios

La reserva de agua subsuperficial (R_{ss}), en los acuíferos (R_p) y su recarga (R_e) se estimó en base a la última información antecedente disponible en ([Auge y Hernández 1983; Auge, Hernández y Hernández 2002; Sala y Auge 1970; Sala, González y Kruse 1983]).

6.2.1.2.1.2 Flujos de agua entre el sistema y su entorno

La determinación de flujos superficiales de la red hidrográfica (ríos y arroyos que aportan

¹⁷ Proyecto de investigación: “Problemática ambiental de la cuenca del río Luján, manejo y gestión del recurso hídrico”, PICT 2004 No. 20417. Lugar de trabajo: Área Ecología Urbana, Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento. Título del tema de beca: Ordenamiento del territorio de la cuenca del río Luján en base a la elaboración de indicadores de sustentabilidad hídrica. Directora: Mg. María Di Pace. Período: mayo de 2007 a abril de 2010.

agua a la subcuenca) y de obras de infraestructura (trasvases de cuenca), se realizó a partir del análisis visual de imágenes satelitales (Google Earth 2010) que se contrastaron con observación de campo e información antecedente. Asimismo, se relevó la existencia de obras de infraestructura como acueductos o redes que ingresan agua a la cuenca, mediante la consulta a los organismos con competencia en el área (Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires y gobierno municipal del partido de Suipacha). La información obtenida se utilizó para dimensionar la esorrentía superficial de entrada al sistema (*ESe*).

El agua meteórica que ingresa al sistema (*P*) se estimó a partir del análisis de series de precipitaciones medias mensuales obtenidas de la Estación Experimental de Mercedes del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (partido de Mercedes, Buenos Aires) para el periodo 1970-2010¹⁸.

La estimación de la evapotranspiración (*ET*) y de la esorrentía superficial de salida (*ESs*) se realizó a partir del cálculo del balance hídrico según [Thornthwaite y Mather 1957] utilizando datos climatológicos del período 1970-2010 de la estación referida anteriormente. La capacidad de campo utilizada para la elaboración del balance se tomó de [Bellari, Botana y Scarpati 2009], cuyo valor oscila entre 200 y 230 mm.

La existencia de flujos subterráneos (movilidad de los acuíferos) que representan la esorrentía sub-superficial (*ESSe* y *ESSs*) se determinó en base a estudios precedentes que caracterizan la dinámica de los acuíferos a nivel regional ([Auge y Hernández 1983; Auge et al. 2002; Sala y Auge 1970; Sala et al. 1983]).

Dado que no se cuenta con relevamientos de productos que ingresen a la cuenca, para

¹⁸ Dado que no existen registros de información meteorológica con series de al menos 30 años en la zona definida como área de aplicación del modelo, se tomaron los datos correspondientes a la estación mencionada que se encuentra en las proximidades de la cuenca alta del río Luján y dentro de la misma región climática.

ejemplificar la importación de agua al área de estudio (AI) se consideró la importación de bebidas (bebidas gaseosas, vinos, cerveza, entre otras), alternativas al agua extraída de las fuentes locales. La exportación de agua (AE) se estimó a partir de la estimación de agua contenida en los principales productos que se exportan de la cuenca y que están relacionados con la actividad agropecuaria y la elaboración industrial de productos lácteos.

6.2.1.2.2 Disponibilidad hídrica total

La disponibilidad de agua (D) se determinó a partir de la estimación del agua almacenada en los reservorios superficiales (R_s), las entradas de agua al sistema (E) y la estimación de la reserva en acuíferos (R_p).

6.2.1.2.3 Fuentes y calidad del agua disponible

A partir de la disponibilidad hídrica se definieron las diferentes fuentes (D_f). Para la consideración de la calidad de agua, a los fines de este trabajo, se adoptó un índice cualitativo (Tabla 6-1), dada la falta de información antecedente con mediciones de parámetros de calidad de agua para todas las fuentes existentes que permita utilizar un ICA del tipo propuesto por el CCME u otros similares.

Calidad	Uso potencial	J
Buena	Agropecuario: riego y bebida animal. Doméstico: apto para consumo humano. Industrial: apto para uso industrial. Ecosistémico: apto.	3
Regular (Contaminación orgánica leve)	Agropecuario: apto para riego Doméstico: no apto para consumo humano sin tratamiento previo. Industrial: no apto para uso industrial sin tratamiento previo. Ecosistémico: apto.	2
Mala (contaminación orgánica alta y de origen industrial)	No apto para usos antrópicos y perjudicial para los ecosistemas.	1

Tabla 6-1. Índice cualitativo para la consideración de la calidad del agua. Elaboración propia.

6.2.1.2.4 Usos y necesidades antrópicas de agua

La aproximación tanto de los usos de agua en los procesos metabólicos antrópicos (U_A y U_{A_g}) y la discriminación de aquellos que se proveen de los acuíferos (U_{R_p}), como las necesidades de agua antrópica (NA y NA_g) y el retorno antrópico (R_a), se realizó a partir

de la identificación de actividades socioeconómicas en el área de estudio según se detalla a continuación.

6.2.1.2.4.1 Agricultura

Dado que los registros existentes para estas actividades sólo están disponibles de manera agregada a nivel de partido y no a escala de cuencas hidrológicas, se utilizaron SIGs e información obtenida de la Carta de Suelos de la República Argentina (Hoja 3560-16 Suipacha, INTA) para delimitar áreas rurales con aptitud de uso agrícola y/o ganadero. Sobre esta base y utilizando las estadísticas de cultivos y rendimientos para el municipio de Suipacha en la campañas 2009/10 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación (véase Tabla 6-2), se establecieron tipos de cultivos. Asimismo, se utilizaron valores de requerimiento de agua por tipo de cultivo (en secano y riego complementario) obtenidos con el Software CropWat 8.0 (FAO) con datos climáticos de la estación experimental INTA-Mercedes y datos edafológicos de la carta de suelos mencionada.

Cultivo	Superficie Sembrada [ha]	Superficie Cosechada [ha]	Producción [TN]	Rendimiento [kg/ha]
Soja	22400	20788	62474	3005
Trigo	5890	5890	19850	3370
Maíz	5000	2500	20000	8000
Avena	2500	500	1330	2660
Sorgo	2000	1450	6530	4503
Cebada cervecera	979	979	2150	2196
Girasol	500	500	905	1810

Tabla 6-2. Rendimientos, superficie sembrada y cosechada según tipos de cultivo en el partido de Suipacha, campaña 2009/2010. Extraído de estadísticas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación.

6.2.1.2.4.2 Ganadería

A partir de la determinación de áreas con potencialidad ganadera y estadísticas de existencias ganaderas en el Partido de Suipacha, se estimó la cantidad de ganado presente en el área. Con esta información y valores aproximados de la huella hídrica de la cría de ganado (tomado de [Mekonnen y Hoekstra 2012]), se estableció el agua necesaria para la actividad ganadera, asumiendo que la cría es extensiva y no en *feedlot* o corrales.

6.2.1.2.4.3 Actividad manufacturera (uso industrial)

A partir de información respecto a la producción de las industrias localizadas en el área de estudio se utilizaron indicadores de consumo de agua por actividad (extraído de [Rivera et al. 2004]) para estimar el uso del agua en el sector manufacturero.

6.2.1.2.4.4 Sector doméstico y de servicios

La estimación del uso del agua del sector doméstico se realizó a partir de información brindada por la Cooperativa de Agua de la Ciudad de Suipacha en relación a la red de abastecimiento, informaciones de consumo y de extracción. Asimismo, a partir de información del Censo Nacional de Población y Vivienda del año 2010 [INDEC 2010] se estableció la cantidad de habitantes en el área y se realizó una estimación del uso considerando un valor medio del consumo por persona para el área urbana y rural no servida por red y para establecer las necesidades antrópicas domésticas para la subcuenca¹⁹.

Sector servicios: dado que estas actividades tienen un consumo medio de agua asimilable al doméstico y teniendo en cuenta que la población ocupada en estos sectores es casi con exclusividad la propia población de Suipacha, se consideró que el agua insumida por el sector está contabilizada en el sector doméstico.

6.2.1.2.5 Usos y necesidades ecosistémicas de agua

Se consideraron dos usos ecosistémicos principales que engloban una diversidad de servicios:

- 1) el uso en ambientes ribereños, estimado a partir del caudal medio del Arroyo del Durazno y calculado a partir del balance hídrico y el aporte antrópico (vertido de efluentes); y
- 2) el uso en ambientes no ribereños, estimado como la diferencia de la

¹⁹ Esta forma de cálculo abreviada puede subestimar valores de consumo, para un detalle de métodos de estimación véase [Arbués, García-Valiñas y Martínez-Espiñeira 2003].

disponibilidad de agua total en estas áreas y la utilizada por las actividades antrópicas.

La estimación de las necesidades ecosistémicas se realizó de la misma forma pero, sin incluir el aporte antrópico y tomando como referencia el año más seco del período 1970-2010.

6.2.2 Representación cuantitativa del modelo de Metabolismo Hídrico

A partir del esquema cualitativo y la cuantificación de las variables se realizaron las representaciones cuantitativas del modelo utilizando diagramas *SanKey* y el software *STAN 2.0* (Viena University).

6.2.3 Aplicación de criterios para evaluar la sustentabilidad hídrica

En última instancia, se aplicaron los criterios de sustentabilidad desarrollados en el apartado 5.3.3. Se realizó un análisis de los potenciales resultados que puede generar el modelo frente a diferentes hipótesis de escenarios de gestión del agua en el área de estudio.

6.3 Resultados y discusión

6.3.1 Caracterización ambiental, representación cualitativa y cuantificación de las variables del modelo de MH

Cómo se ha mencionado, en el territorio de la subcuenca del Arroyo del Durazno se asienta la ciudad de Suipacha con una población aproximada de 10.000 habitantes (véase Tabla 6-3), en la que se desarrollan actividades industriales, de comercios y servicios. El área periurbana y rural es dedicada en su mayoría a la actividad agropecuaria, predominando la ganadería. Estas actividades son demandantes del agua disponible en los acuíferos y utilizan los cursos de agua superficial como sumidero de sus efluentes.

Población (período 1980-2010)				Variación absoluta (1980-2010)	Variación Relativa [%]
1980	1991	2001	2010		
7.525	8.031	8.904	10.081	2.556	34

Tabla 6-3. Población del área de estudio período 1980-2010. Fuente: INDEC (Censos Nacionales de Población 1980, 1991, 2001 y 2010).

6.3.1.1 Clima

La subcuenca se ubica en un área de clima sub-húmedo húmedo según la clasificación de Thornthwaite ($C_2rB'3a$)²⁰, caracterizado por inviernos suaves y veranos calurosos. La cercanía al estuario del Río de la Plata ejerce su influencia moderada de la amplitud térmica y también produce altos registros en las precipitaciones (media anual: 986mm) y en la humedad relativa (media anual aproximada de 75%). Las condiciones climáticas se encuentran bajo la influencia de los vientos provenientes del Anticiclón del Atlántico Sur, siendo los más característicos la Sudestada y el Pampeano.

Temperatura: las temperaturas corresponden a un clima Sub-húmedo húmedo, con valores medios estivales de 25 °C y medias invernales de 9,5 °C con heladas frecuentes en invierno.

6.3.1.2 Disponibilidad hídrica

6.3.1.2.1 Reservorios

La interpretación visual de imágenes satelitales indica que no existen reservorios superficiales naturales ni artificiales significativos en el área (véase Figura 6-2). Tampoco puede considerarse al Arroyo del Durazno como tal, ya que su caudal puede ser nulo en épocas de estiaje. Sin embargo, en su cauce y sus márgenes, especialmente en la proximidad de la confluencia con el arroyo Los Leones (naciente del río Luján), se desarrolla un ecosistema que constituye un potencial refugio para la biodiversidad y un servicio ecosistémico relevante, por lo que se considera al caudal del arroyo como una fuente de agua para garantizar la existencia de tal servicio.

Por otra parte, existen dos acuíferos principales en la región que constituyen la principal reserva natural de agua. El acuífero Pampeano en el estrato superior, de baja productividad y vulnerable a la contaminación antrópica por infiltración de agua

²⁰ Elaboración propia en base a datos meteorológicos de la Estación Experimental de Mercedes (INTA) y la estación meteorológica de la Universidad Nacional de Luján. Datos del período 1970-2010.

superficial. El acuífero Puelche constituye el principal reservorio de agua, es semi-confinado y su recarga se produce por la infiltración de agua del Pampeano. (para más detalle véase [Andrade, Carvajal y Yanes 1986; Sala et al. 1983]). De acuerdo a [Auge y Hernández 1983], a pesar de la existencia de diferentes estratos de almacenamiento de agua subterránea, desde el punto de vista de su interrelación hidrodinámica, el acuífero Puelche y el pampeano pueden ser considerados como una unidad geohidrológica, dado que la recarga y la descarga del Puelche se producen a través de su techo (acuitardo) desde o hacia la capa freática. La descarga de los acuíferos es hacia los cursos de agua superficiales y sus tributarios en dirección a las cuencas Paraná-de la Plata (véase [Auge et al. 2002]).

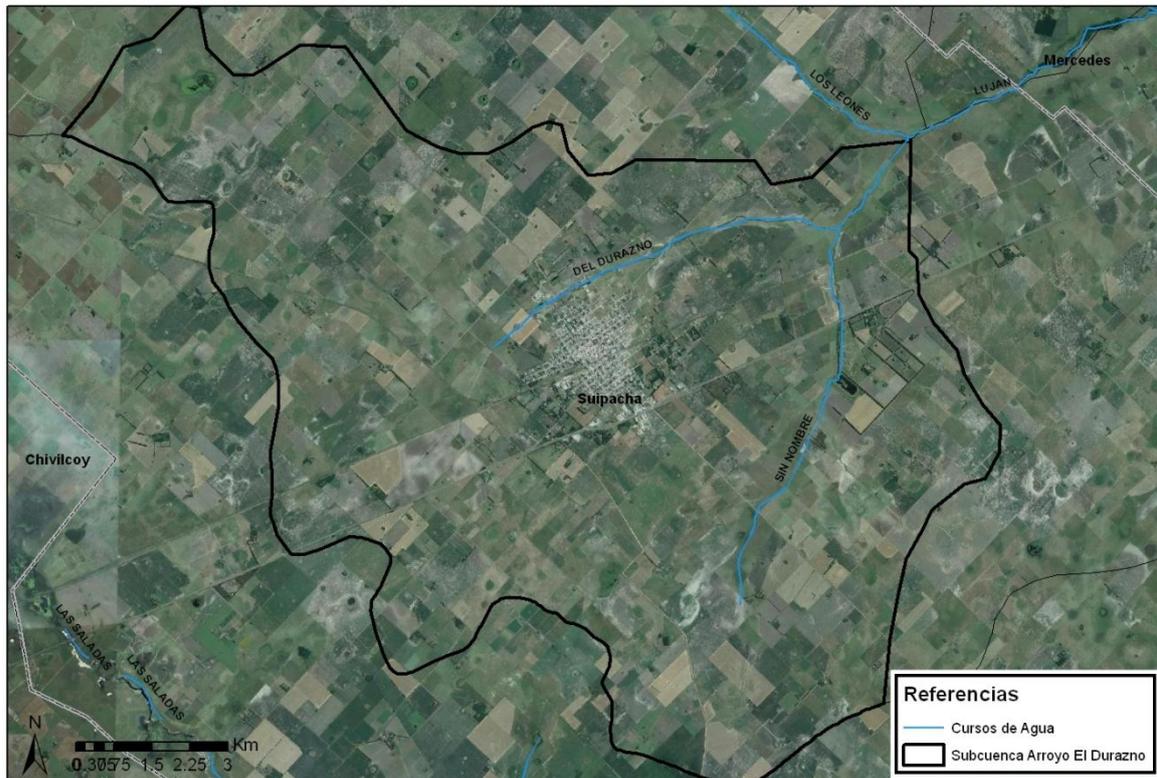


Figura 6-2. Subcuenca arroyo Del Durazno (área de estudio). Elaboración propia en base a cartografía LabSig UNGS e imágenes Google Earth 2010.

En base a lo anterior, los reservorios de la región disponibles están constituidos principalmente por el agua almacenada en la unidad Pampeano-Puelche. Estudios de los acuíferos a nivel regional determinaron que la unidad geohidrológica mencionada tiene una extensión regional aproximada de 83.000 km² que se extiende más allá del territorio de la subcuenca y una reserva estimada de 300.000 hm³ de agua, siendo el 45% agua apta

para consumo humano por su baja salinidad ([Auge y Hernández 1983; Auge et al. 2002]). En base a esta información y teniendo en cuenta que la subcuenca tiene un área aproximada de $150,83 \text{ km}^2$, se aproximó la magnitud de su reserva en $R_p=545 \text{ hm}^3$.

$$R = R_p = 545 \text{ hm}^3 \quad 6-1$$

6.3.1.2.2 Recarga de los acuíferos

Como se mencionó, la estructura de suelos en la región permite la recarga del acuífero Puelche a través de flujos verticales de infiltración, facilitados por el acuitado que lo separa del Pampeano. Estimaciones para la región indican que los valores de la recarga oscilan entre 4 y $210 \text{ m}^3/\text{día}$ por hectárea y por cada metro de diferencia de carga hidráulica [Auge y Hernández 1983].

Para el caso de la subcuenca la superficie de interfluvio por donde se produce la recarga de acuíferos constituye un área de 120 km^2 aproximadamente, por lo que los valores de la recarga variarían entre 0,05 a $2,52 \text{ hm}^3/\text{día}$ por cada metro de diferencia de carga hidráulica. Dado que el exceso hídrico que puede convertirse en recarga se da en los meses en que se alcanza la capacidad de campo (153 días del periodo junio-octubre de acuerdo al balance hídrico con valores medios de precipitación para el periodo 1970-2010), la recarga potencial anual variaría entre 7,6 y $385,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ y puede ser nula en años secos.

6.3.1.2.3 Flujos de agua entre el sistema y su entorno

6.3.1.2.3.1 Entradas de agua

Como se mencionó, el área de estudio constituye una subcuenca cuya estructura de drenaje converge al Arroyo el Durazno. El análisis espacial arrojó que éste no recibe agua superficial de cuencas aledañas ni de obras de infraestructura por lo que la entrada de agua superficial (*ESe*) es despreciable. Asimismo, dado que la subcuenca es cabecera de la cuenca del río Luján, que la recarga de los acuíferos se realiza a partir de la infiltración vertical (recarga autóctona indirecta) y que la movilidad de los acuíferos tiene una dinámica lenta en relación los flujos verticales, a los fines de este trabajo se considera que

la escorrentía subsuperficial (*ESSe*) no constituye una entrada de agua significativa.

La entrada de agua principal del sistema está dada por las precipitaciones (*P*). El análisis de los valores de precipitaciones del período 1979-2010 indica que en el período 1970-1984 se observó cierta regularidad en torno a la media (986 mm/año), mientras que desde 1984 a 2010 se observó una mayor heterogeneidad, registrándose el máximo de 1504 mm en el año 1993 y el mínimo de 576 mm en el año 2008 (véase Gráfico 6-1). Es de destacar que la tendencia indica una disminución en la cantidad de precipitaciones y las medias móviles a 10 años acompañan esta tendencia, especialmente en el período posterior a 1995.

En el Gráfico 6-2 se observa que las precipitaciones tienen una variación estacional que registra sus máximos en el período octubre-abril y sus mínimos en el período mayo-septiembre, ciclo que se correlaciona con los períodos estival e invernal respectivamente.

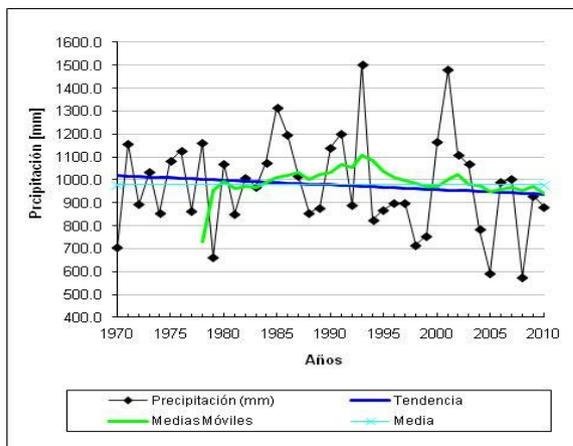


Gráfico 6-1. Precipitaciones periodo 1970-2010. Elaboración propia en base a datos meteorológicos de la Estación Experimental de Mercedes (INTA).

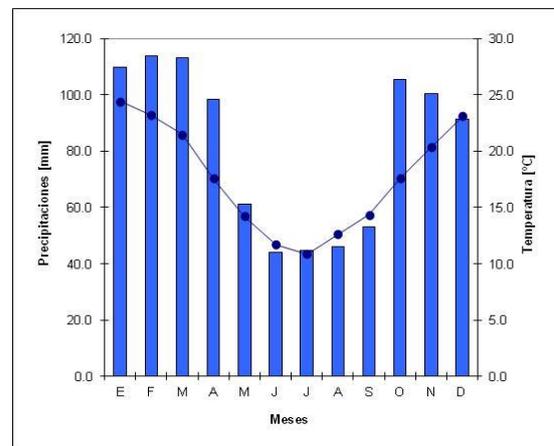


Gráfico 6-2. Climograma 1970-2010. Elaboración propia en base a datos meteorológicos de la Estación Experimental de Mercedes (INTA).

Por otra parte, se previó una entrada de agua en productos importados a la cuenca, especialmente en bebidas para consumo humano que no se producen en la cuenca y forman parte de las pautas culturales de consumo de la región.

Sobre la base anterior, la entrada total de agua al sistema resulta:

$$E = P + AI$$

6.3.1.2.3.2 Salidas de agua

El drenaje superficial principal se produce por el cauce del Arroyo del Durazno de escaso caudal por la baja pendiente del territorio. Solo en eventos de lluvias extraordinarias, cuando se producen extensas inundaciones de zonas deprimidas, el caudal del arroyo se incrementa y la escorrentía superficial puede considerarse una real salida de agua del sistema. El resto del tiempo los flujos verticales dominan la dinámica del ciclo hidrológico, por lo que adquiere relevancia la evapotranspiración (*ET*) como principal salida de agua del sistema (véase Gráfico 6-3). Asimismo, dado que la zona es mayormente dedicada a la producción agropecuaria, principalmente cría de ganado vacuno para la industria lechera y en menor medida agrícola intensiva, existe una salida de agua contenida en productos lácteos y en granos a ser considerada (*AE*).

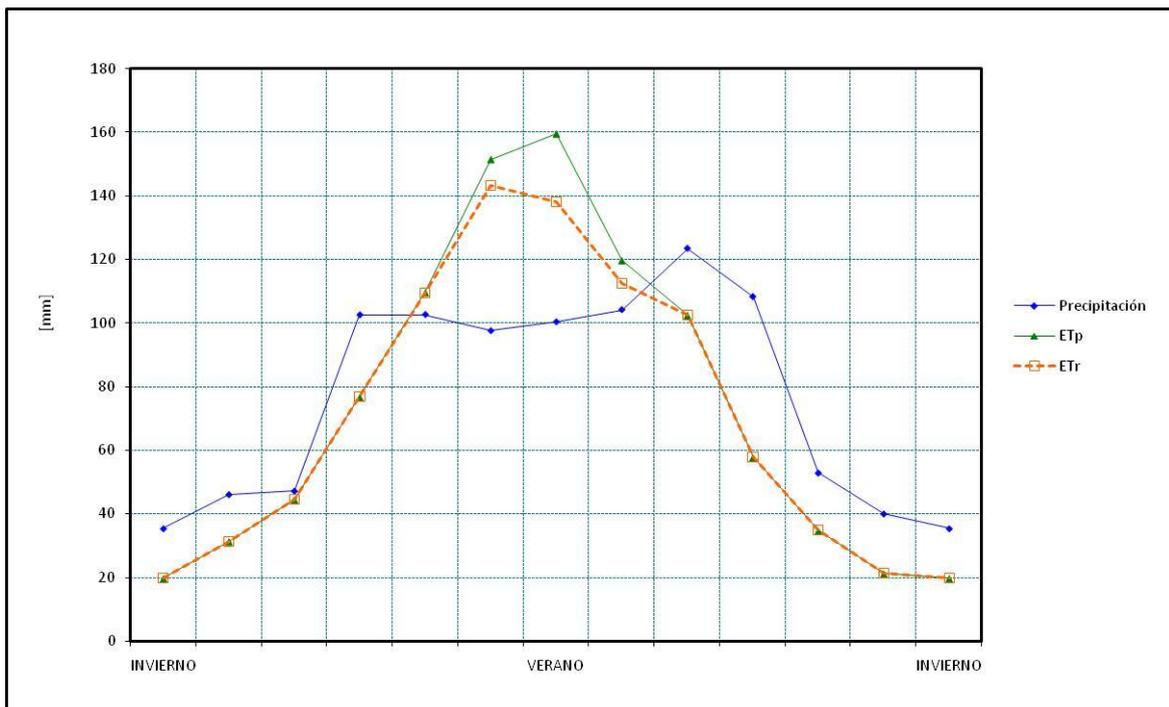


Gráfico 6-3. Balance Hídrico 1970-2010. Elaboración propia en base a datos meteorológicos de la Estación Experimental de Mercedes (INTA).

En base a lo anterior, las salidas totales del sistema resultan:

$$S = ESS + ET + AE \quad 6-2$$

6.3.1.2.4 Disponibilidad hídrica total

La disponibilidad hídrica total (D) resulta de la suma entre las entradas de agua y los reservorios. Para el área de estudio resulta entonces:

$$D = E + R = Rp + AI + P \quad 6-3$$

6.3.1.2.5 Fuentes y calidad del agua disponible

Las dos principales fuentes de agua para la persistencia del sistema son la reserva en los acuíferos (Rp) y las precipitaciones (P). Asimismo, aunque en términos cuantitativos no es significativa la escorrentía superficial del Arroyo del Durazno, es considerada una fuente por los servicios ecosistémicos que provee. Debe tenerse presente que esta fuente se verá afectada en cantidad y calidad por el retorno antrópico, ya que es sumidero de las principales actividades.

En relación a los acuíferos, teniendo presente estudios regionales [Auge y Hernández 1983; Auge et al. 2002], es de esperar que aproximadamente un 45% del agua en ellos almacenada sea apta para los principales usos que se desarrollan en el área: consumo humano, agricultura, ganadería y uso industrial, por lo que el valor disponible se estima en 245 hm³/año. Sobre la base anterior en la Tabla 6-5 se presentan las fuentes de agua del sistema y su calidad correspondiente en términos cualitativos.

Agua disponible	Fuente (D_j)	Calidad (J)
Proporción de los acuíferos (Rp) apta para todo uso.	D_1	3
Precipitaciones aprovechables (P)	D_2	2
Caudal del Arroyo del Durazno estimado en base a la escorrentía superficial y al aporte antrópico	D_3	2

Tabla 6-4. Fuentes de agua del sistema con su calidad. Elaboración propia.

6.3.1.3 Usos y necesidades antrópicas de agua

En la Figura 6-3 se muestra los tipos de suelos de la subcuenca clasificados de acuerdo a las series informadas en la Carta de Suelo de la República Argentina (Hoja 3560-16 Suipacha, INTA). En la región se diferencia un suelo de origen eólico y otro de origen fluvial.

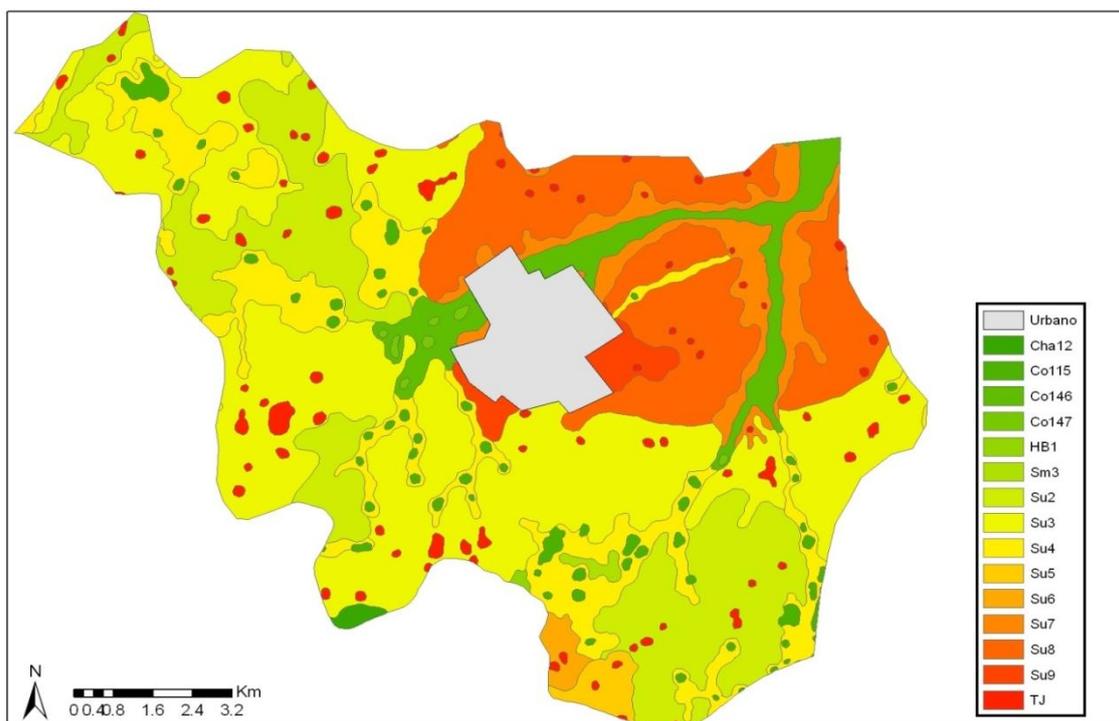


Figura 6-3. Mapa de suelos de la subcuenca del Arroyo del Durazno. Elaboración propia en base a Carta de suelo de la Republica Argentina (Hoja 3560-16 Suipacha, INTA) e imágenes satelitales.

Los suelos de origen eólico se encuentran en la terraza alta e intermedia, presentándose drenes bien formados. Los suelos de origen fluvial se ubican en la terraza baja, desarrollados a partir de la deposición de sedimentos productos del aporte de ríos y arroyos (véase [Andrade et al. 1986]). Por lo general no son aptos para la agricultura y su uso está destinado a la ganadería.

La Tabla 6-5 presenta la superficie de cada una de las series con sus correspondientes índices de productividad (IP); los suelos con aptitud agrícola son las series con IP mayor a 40, descontando las series Cha12, Co115, Co146, Co147 que corresponden a áreas anegables (hoyas, cubetas, depresiones y microdepresiones) que no son aptas para la agricultura. Los suelos con IP menores a 40 son utilizados para la producción de pasturas y cría de ganado vacuno.

Suelo	Área [km ²]	Capacidad de uso	Índice de Productividad
Cha12	0.4	I-2	78_A
HB1	0.1	IIIs	73_A
Su5	1.4	IVws	46_A
Su9	4.3	IVws	45_A

Su2	26.2	IVws	44_A
Su8	22.9	VIws	41_A
Su6	0.9	IVws	40_A
Su7	9.6	VIws	40_A
Su3	50.0	VIws	38_A
TJ	3.3	Vw	30_A
Su4	17.6	VIIws	27_A
Co115	3.0	VIIws	10
Co147	0.4	VIIws	1_A
Co146	8.7	VIIws	4_A

Tabla 6-5. Descripción y superficie de tipos de suelo en la subcuenca del Arroyo del Durazno. Extraído de Carta de Suelo de la República Argentina, Hoja 3560-16 Suipacha, INTA.

En base a lo anterior, se definió la distribución de superficie para los usos del suelo de la siguiente forma:

- Agricultura: 40 km²
- Ganadería: 80 km²
- Urbano y periurbano: 10 km²
- Áreas con uso antrópico moderado: 15 km²

6.3.1.3.1.1 Agricultura

La superficie de la subcuenca dedicada a la agricultura es aproximadamente 40 km², con predominancia de cultivos de soja, maíz y trigo. La Tabla 6-6 muestra la estimación del uso de agua para el desarrollo de los cultivos de acuerdo a la superficie dedicada a cada uno de ellos.

Tipo de cultivo	Consumo en ciclo completo [mm/año]	Riego en ciclo completo [mm/año]	Superficie [Km ²]	Total [hm ³ /año]
Soja	589	153	27	15,9
Trigo	320	52	7	2,2
Maíz	570	170	6	3,4
Total				21,6

Tabla 6-6. Necesidad y uso de agua para el desarrollo de los cultivos en el área de estudio. Elaboración propia en base a estadísticas de la SAGyP y la aplicación de CropWat 8.0.

Es de destacar que las precipitaciones medias cubren las necesidades de agua para los cultivos parcialmente, por lo que habría una demanda de riego complementario.

En base a lo anterior, el total de agua requerida por el sector para un año climático medio

es aproximadamente $21,6 \text{ hm}^3/\text{año}$. De acuerdo a las precipitaciones tal requerimiento demandará agua por riego complementario o no.

6.3.1.3.1.2 Ganadería

A partir de la determinación de áreas con potencialidad ganadera y estadística de existencias ganaderas en el partido de Suipacha, se estimó la cantidad de ganado presente en el área en 7.000 cabezas destinadas mayoritariamente a la industria lechera. El valor de la huella hídrica anual por animal se estimó en $630 \text{ m}^3/\text{año}$, por lo que resulta un uso anual aproximado de $4,4 \text{ hm}^3/\text{año}$ para el sector que se extiende en un área de 80 km^2 aproximadamente. Tal valor de uso considera tanto el agua de bebida como el agua necesaria para el desarrollo del alimento (en este caso pasturas).

6.3.1.3.1.3 Actividad manufacturera (uso industrial)

La principal actividad manufacturera en el área de estudio es la industria láctea, con un volumen de procesamiento mensual estimado en 6 millones de litros de leche. De acuerdo a valores estimados de consumo de agua en la actividad por TN de producto tomados de [Mannaza 2012], se estima que el uso en el sector resulta en $1,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ que se extraen en su totalidad de los acuíferos.

6.3.1.3.1.4 Sector doméstico

La cooperativa de agua de la ciudad se abastece de perforaciones al acuífero Puelche. La cobertura informada por la institución alcanza al 90% de la población urbana (aproximadamente 9.000 personas) con un consumo total anual de $0,48 \text{ hm}^3/\text{año}$. Tales cifras indican un consumo medio por habitante de 130 l/día, valor muy por debajo de las cifras habitualmente recomendadas por organizaciones como FAO u OMS (entre 250 y 350 l/persona/día). Por esto es que para la estimación de la necesidades de uso en el ámbito doméstico se tomo un consumo medio de 250 l/día/persona (véase Tabla 6-7).

Cabe destacar que se incluye en el uso antes mencionado al sector comercios y servicios. Asimismo, existe un uso dedicado a la mantención de piscinas y otras instalaciones que no han sido consideradas en este ejemplo, pero que deberían tenerse en cuenta en un estudio pormenorizado, por el impacto que pueden tener en relación al uso total de agua en el sector doméstico.

Población	Uso por persona por día [l]	# Personas	Agua utilizada [hm ³ /año]
Abastecida por red	130	9.070	0.43
Perforación	250	1.011	0.09
Subtotal uso			0.52
Compensación por falta de provisión	120	9.070	0.40
Subtotal NA			0.92

Tabla 6-7. Estimación del uso de agua en el sector doméstico y en el sector de comercios y servicios para la área de estudio. Elaboración propia.

6.3.1.4 Usos y necesidades ecosistémicas de agua

Los valores para los usos y necesidades ecosistémicas se presentan para cada escenario, dado que varían en función de las precipitaciones.

6.3.1.5 Representación cualitativa del modelo de MH

En la Figura 6-4 se presenta el esquema cualitativo del modelo de MH que se elaboró a partir de la información presentada en el apartado anterior. La principal entrada de agua al sistema está dada por las precipitaciones, mientras que las salidas están dadas por la evapotranspiración (mayoritariamente), la escorrentía superficial y la exportación de agua en productos del sector agropecuario.

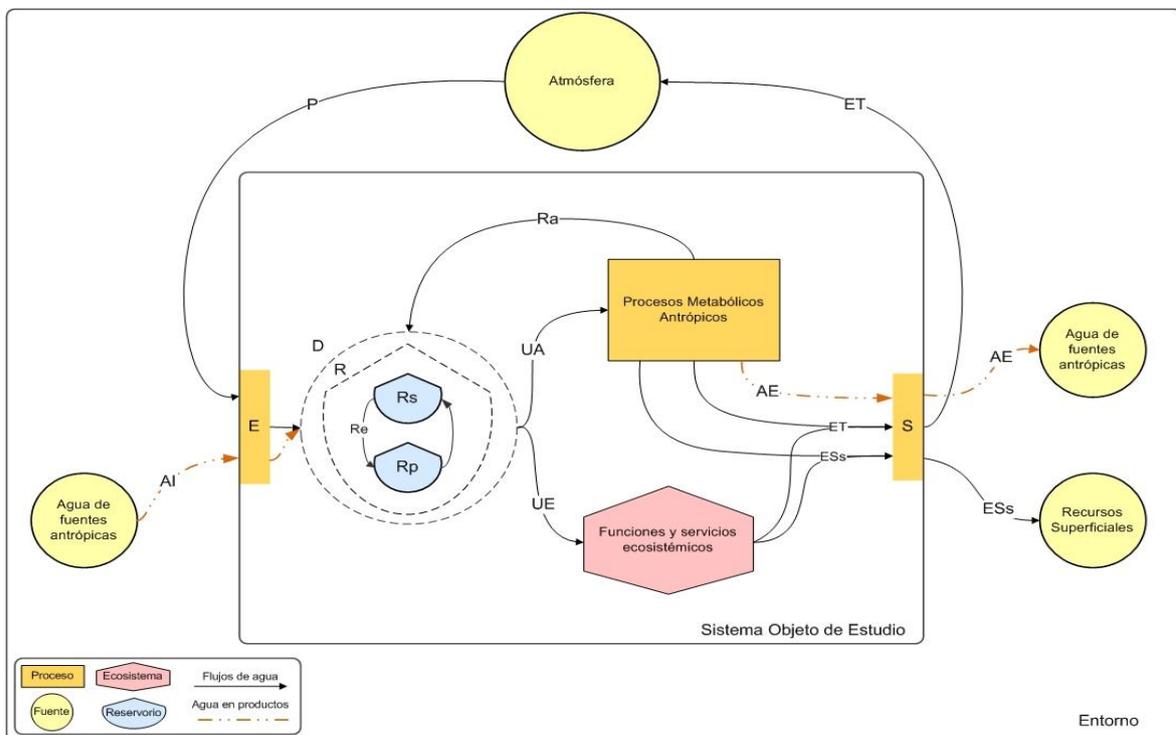


Figura 6-4. Esquema cualitativo del Metabolismo Hídrico de la subcuenca del Arroyo el Durazno, las dimensiones de las figuras no guardan relación de escala. Elaboración propia.

6.3.2 Representación cuantitativa del modelo de Metabolismo Hídrico

A continuación se presenta la representación cuantitativa resultante de la aplicación de los diferentes escenarios climáticos al modelo.

6.3.2.1 Escenario año medio

En la Figura 6-5 se representan los valores de los diferentes flujos y reservorios involucrados en los procesos del MH para la subcuenca en un año climático medio. Como puede observarse las precipitaciones son ampliamente la principal fuente de agua del sistema y su disponibilidad permite que la actividad agrícola sea prácticamente de secano, no provocando un impacto significativo sobre los reservorios profundos. Por otra parte, la magnitud de esos reservorios permite el desarrollo de las principales actividades antrópicas sin mayor dificultad, aunque la recarga **Re** es levemente menor a los usos **URp**. Asimismo, la disponibilidad de agua natural minimiza las magnitudes de agua importada y exportada de la cuenca y permite un excedente para uso ecosistémico que domina los flujos al interior del sistema.

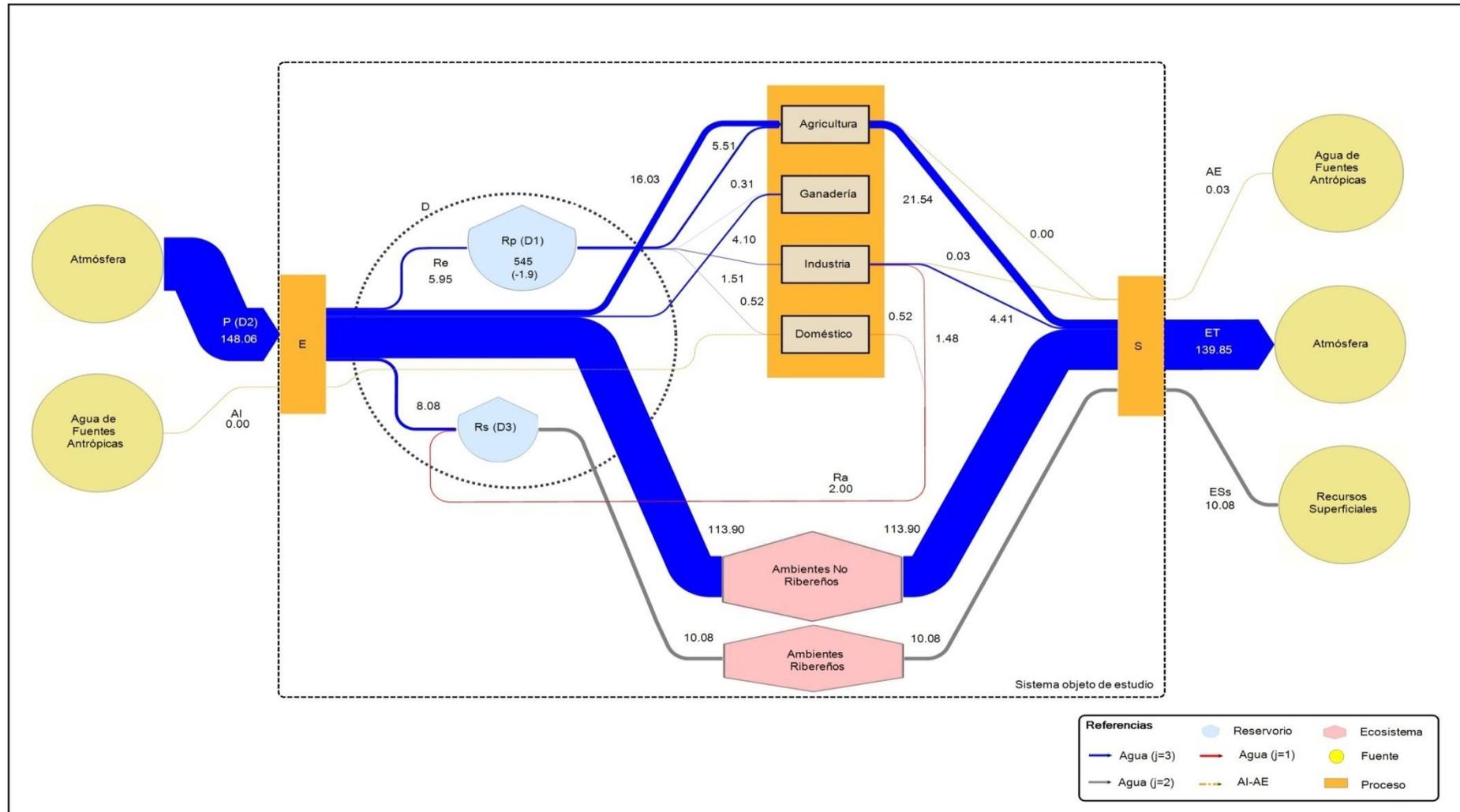


Figura 6-5. Diagrama del MH de la subcuenca del Arroyo del Durazno para el año climático medio del periodo 1970-2010. Valores expresados en hm³/año. Elaboración propia.

Es de destacar que si bien los flujos producto de los procesos antrópicos no son predominantes en términos de magnitudes, sí tienen un efecto significativo en la afectación de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos, lo que se ilustra con la contaminación que aporta el Ra sobre los recursos superficiales (Rs). En este escenario de precipitaciones medias, el caudal natural del arroyo permitiría una dilución de los contaminantes. En la Tabla 6-8 y en la Tabla 6-9 se presentan los valores de los flujos para los diferentes procesos antrópicos y usos ecosistémicos.

Actividad		UA_{gf} ($b_{gf} \times D_{fj}$)	NA_{gj}		CSa_{gj}	UAg	AI	AE	Ra_j	
Descripción	g,f		NA_g	j					Ra	j
Agricultura	1,1	5.51	5.51	2	1.00	21.54		0.00		
	1,2	16.03	16.03	2	1.00					
	1,3									
Ganadería	2,1	0.31	0.31	3	1.00	4.41				
	2,2	4.10	4.10	2	1.00					
	2,3									
Doméstico	3,1	0.52	0.92	3	0.57	0.52	0.00		0.52	1
	3,2									
	3,3									
Industria	4,1	1.51	1.51	3	1.00	1.51		0.03	1.48	1
	4,2									
	4,3									
UA y NA		27.99	28.38				0.00	0.03	2.00	

Tabla 6-8. Usos y Necesidades Antrópicas por sector, escenario año medio. Valores expresados en $hm^3/año$.
Elaboración propia.

Servicios Ecosistémicos		UE_{sf} ($a_{sf} \times D_{fj}$)	NE_{sj}		CSb_{sj}	UEs
Descripción	s,f		NE_s	j		
Ambientes ribereños	1,1				10.08	
	1,2					
	1,3	10.08	2.00	2		5.04
Ambientes no ribereños	2,1				113.90	
	2,2	113.90	85.00	2		1.34
	2,3					
UE y NE		123.98	87.00			

Tabla 6-9. Usos y Necesidades Ecosistémicas, escenario año medio. Valores expresados en $hm^3/año$.
Elaboración propia.

6.3.2.2 Escenario año seco

El escenario correspondiente al año más seco del periodo 1970-2010 evidencia la vulnerabilidad del sistema si se diera un periodo de varios años con estas características. En la Figura 6-6 se observa que la recarga del acuífero es prácticamente nula ya que la relación precipitación-*evapotranspiración* domina la dinámica del sistema.

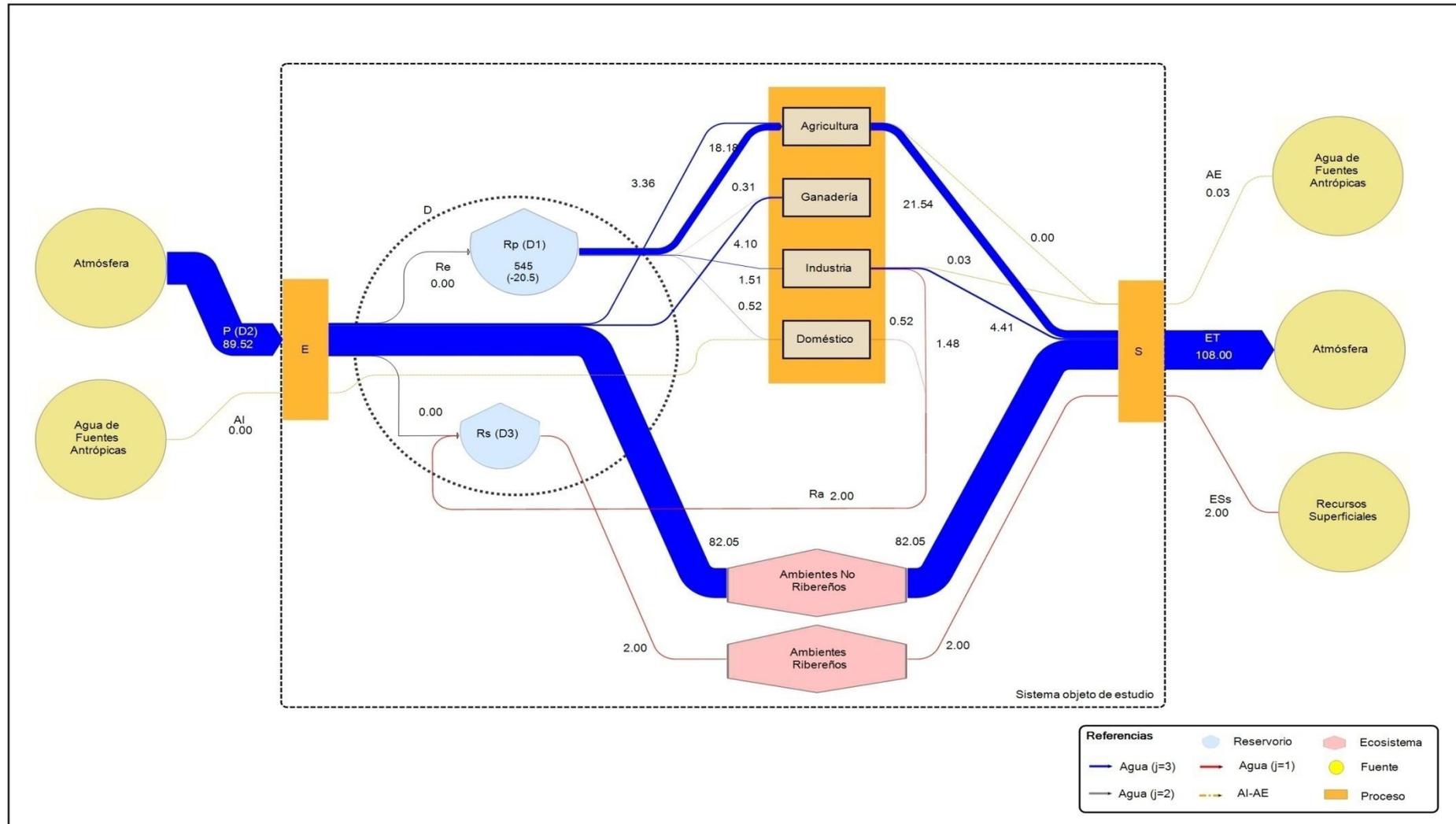


Figura 6-6. Diagrama del MH de la subcuenca del Arroyo del Durazno para el año más seco del periodo 1970-2010. Valores expresados en $hm^3/año$. Elaboración propia.

No obstante lo anterior, el sistema antrópico (que se consideró invariante), mantiene sus actividades a través de la extracción de agua de los acuíferos (R_p), generando un déficit del reservorio aproximado en $20,5 \text{ hm}^3/\text{año}$.

Por otra parte, la escorrentía superficial natural disminuye a valores prácticamente nulos (o de caudal básico abastecido por los acuíferos) y el retorno antrópico (R_a) constituye el caudal principal del arroyo. Esto impide el efecto de dilución que se dan en años climáticos medios o húmedos y la subcuenca aporta contaminación a su entorno comprometiendo los ambientes ribereños de manera significativa. En la Tabla 6-10 y en la Tabla 6-11 se presentan los valores de los flujos para los diferentes procesos antrópicos y usos ecosistémicos.

Actividad		UA_{gf} ($b_{gf} \times D_{fj}$)	NA_{gj}		CSa_{gj}	UAg	AI	AE	Ra_j	
Descripción	g,f		NA_g	j					Ra	j
Agricultura	1,1	18.18	18.18	2	1.00	21.54		0.00		
	1,2	3.36	3.36	2	1.00					
	1,3									
Ganadería	2,1	0.31	0.31	3	1.00	4.41				
	2,2	4.10	4.10	2	1.00					
	2,3									
Doméstico	3,1	0.52	0.92	3	0.57	0.52	0.00		0.52	1
	3,2									
	3,3									
Industria	4,1	1.51	1.51	3	1.00	1.51		0.03	1.48	1
	4,2									
	4,3									
Totales		27.99	28.38				0.00	0.03	2.00	

Tabla 6-10. Usos y Necesidades Antrópicas por sector, escenario año seco. Valores expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$.
Elaboración propia.

Servicios Ecosistémicos		UE_{sf} ($a_{sf} \times D_{fj}$)	NE_{sj}		CSb_{sj}	UEs
Descripción	s,f		NE_s	j		
Ambientes ribereños	1,1				2.00	
	1,2					
	1,3	2.00	2.00	2		1.00
Ambientes no ribereños	2,1				82.05	
	2,2	82.05	82.05	2		1.00
	2,3					
UE y NE		84.06	84.05			

Tabla 6-11. Usos y Necesidades Ecosistémicas, escenario año seco. Valores expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$.
Elaboración propia.

6.3.3 Aplicación de criterios para evaluar la sustentabilidad hídrica

La Tabla 6-12 y la Tabla 6-13 presentan los resultados de la aplicación de los criterios para

evaluar la sustentabilidad hídrica al escenario de año medio y de año seco. Cómo puede observar los usos antrópicos expresados por los diferentes CSa están cubiertos en cantidad y calidad salvo el uso doméstico que presenta un déficit debido a la baja provisión de agua de la red urbana. Esto se debe a que en año seco se reemplaza el déficit que provocan las bajas precipitaciones con el uso del agua de los acuíferos. Por eso mismo se observa una variación en los CSb (evaluación de los usos ecosistémicos) que para el año seco se encuentran en el mínimo esperado (esto se debe a que las NE se establecieron en base a los caudales de año seco), lo que constituye una situación límite para los ecosistemas y perjudicial si se mantuviese en el tiempo.

Actividad	CSa _{gj}	Uso	CSb _{sj}
Agricultura	1.00	Ambientes ribereños	
	1.00		
			1.26
Ganadería	1.00	Ambientes no ribereños	
	1.00		1.34
Doméstico	0.57		
Industria	1.00	Criterio	Valor
		RSa	1.27
		RSb	0.82
		RSc	0.50

Tabla 6-12. Criterios de sustentabilidad año medio. Elaboración propia.

Actividad	CSa _{gj}	Uso	CSb _{sj}
Agricultura	1.00	Ambientes ribereños	
	1.00		
			1.00
Ganadería	1.00	Ambientes no ribereños	
	1.00		1.00
Doméstico	0.57		
Industria	1.00	Criterio	Valor
		RSa	21.52
		RSb	1.25
		RSc	0.10

Tabla 6-13. Criterios de sustentabilidad año seco. Elaboración propia.

En suma a lo anterior, los criterios que evalúan la resiliencia del sistema (RSa, RSb y RSc) muestran variaciones significativas (véanse Gráfico 6-4 y Gráfico 6-5). Para el año medio, los valores de los criterios se presentan dentro de los límites esperados y en consecuencia no se da un compromiso en la persistencia del sistema. Para el año seco, el valor de RSa alerta sobre la presión sobre el acuífero más allá de su capacidad de recuperación. Si esta situación se mantuviese en el tiempo, implicaría un deterioro de la cantidad y calidad de la principal reserva del sistema comprometiendo su sustentabilidad.

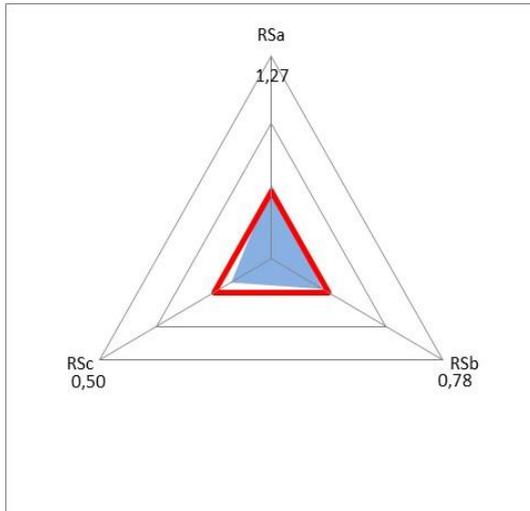


Gráfico 6-4. Representación de los criterios que expresan la resiliencia del sistema para el año medio. Elaboración propia.

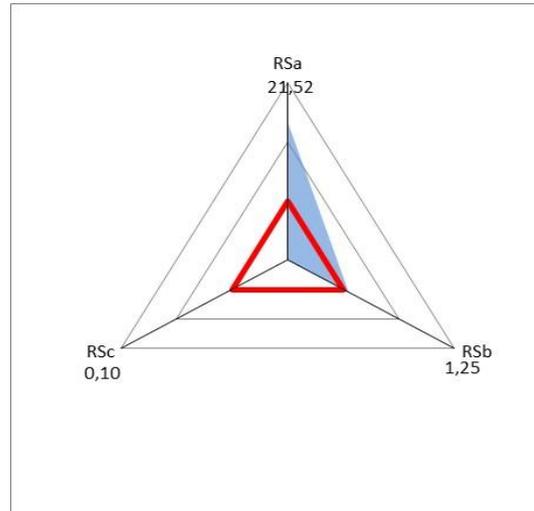


Gráfico 6-5. Representación de los criterios que expresan la resiliencia del sistema para el año seco. Elaboración propia.

6.4 Síntesis

La aplicación del modelo a la subcuenca del Arroyo del Durazno a dos hipótesis de escenarios climáticos permitió evaluar la respuesta del modelo frente a la variación en la disponibilidad de agua natural que ingresa al sistema. El modelo evidencia que la magnitud que representan los reservorios profundos en la disponibilidad, le confieren al sistema una capacidad de reproducirse aun cuando las entradas disminuyen significativamente (año seco), ya que los usos antrópicos reemplazan el agua para la agricultura que en años medios y húmedos obtienen de las precipitaciones por agua del acuífero para riego complementario. Esta situación se evidencia claramente en la representación gráfica del MH, junto con el impacto negativo del retorno antrópico (efluentes urbanos e industriales) sobre los ambientes ribereños, dado que en años de precipitaciones medias o bajas, el caudal del arroyo es bajo y su capacidad de dilución o depuración se ve comprometida o anulada.

En suma a lo anterior, a pesar de que se mantuvieron invariantes los usos antrópicos, los criterios de evaluación del modelo alertan sobre la presión sobre los acuíferos y sobre los ecosistemas en años secos, evidenciando un compromiso en la persistencia del sistema si se mantuvieran las condiciones de sequía por un periodo de varios años. Asimismo, si bien las magnitudes de agua importada y exportada son prácticamente despreciables en relación a los datos por la precipitación y evapotranspiración, no debe perderse de vista que la subcuenca analizada corresponde a una región climática de precipitaciones abundantes que definen una disponibilidad de agua suficiente para que no se necesite importar de otras cuencas.

Por otra parte, si bien no se realizó en este ejercicio, se considera que el modelo tiene potencial para evaluar escenarios futuros en los que, por ejemplos, se impulsaran políticas de radicación industrial y/o crecimiento urbano. Esto da cuenta de los objetivos iniciales de desarrollo del modelo que apuntaban a una construcción compleja que incluyera tanto las variaciones de los factores climáticos y ecosistémicos que inciden en la disponibilidad como en los procesos antrópicos que se valen de ella y a su vez la condicionan.

7 Síntesis y conclusiones

El objetivo general de este trabajo de tesis fue elaborar un modelo que permita analizar el metabolismo hídrico de una cuenca hidrológica de llanura y su tendencia a escenarios de sustentabilidad hídrica. A partir del mismo, se plantearon los objetivos específicos que fueron la base del desarrollo de las diferentes etapas de investigación.

El capítulo 2 se centró en realizar un análisis crítico de los principales marcos teóricos que definen la sustentabilidad como base para el desarrollo de una definición de sustentabilidad hídrica en cuencas hidrológicas de llanura. La discusión desarrollada, da evidencias de la complejidad del significado del concepto y de las dificultades para precisar una definición que sea lo suficientemente abstracta para poder aplicarse a distintos SSEs y que, al mismo tiempo, contemple sus particularidades.

No obstante lo anterior, el debate respecto al desarrollo sustentable arrojó criterios generales que encausaron la discusión. En primer lugar, con la adopción del concepto de sustentabilidad se elimina la contradicción que provoca la conjunción de los términos desarrollo (entendido como crecimiento económico indefinido) y sustentabilidad. En segundo lugar, se introducen criterios trascendentes como la equidad intrageneracional y la equidad intergeneracional comprendidas de manera holística. En tercer lugar, se sostiene que la sustentabilidad adquiere potencial conceptual para interpelar diferentes conceptualizaciones o proyecciones de la relación sociedad-naturaleza permitiendo clasificarlas dentro de la escala cualitativa: sustentabilidad débil–sustentabilidad fuerte.

Del análisis desarrollado en esta etapa del trabajo se concluye que un modelo que propenda a analizar la sustentabilidad de SSEs debe cumplir los siguientes criterios:

- dar cuenta de la complejidad del SSE considerando aspectos económicos, ecológicos, sociales, políticos, entre otros;
- dar cuenta de la equidad intrageneracional;
- dar cuenta de la equidad intergeneracional de acceso a bienes y servicios ecosistémicos;
- dar cuenta de la capacidad del sistema para persistir conservando su

estructura y funciones;

- responder a la organización jerárquica o panarquía de la naturaleza, es decir, dar cuenta de los *feedbacks* entre el sistema y su entorno.

En suma a lo anterior, el análisis permite concluir que, dada la variabilidad intrínseca de los SSEs y la incertidumbre asociada a ellos, **no es posible definir a un sistema como sustentable sino solo dar cuenta de su tendencia a un escenario de sustentabilidad y que la sustentabilidad sólo tiene sentido si se aplica a un ámbito geográfico, con lo cual, una definición operativa debería considerar las especificidades del territorio al que se aplica y no formularse como una completa abstracción.**

Por otra parte, se argumenta que, si bien el estudio de la sustentabilidad de un SSE implica una complejidad y esfuerzos de investigación que no siempre es posible llevar a cabo, la definición de un objeto de estudio más acotado puede arrojar información relevante o constituirse en un indicador sintético de la tendencia del sistema, especialmente si arroja información respecto a sus propiedades emergentes y su estructura.

El capítulo 3 del trabajo asumió el objetivo de analizar los principales marcos teóricos utilizados para el análisis de los sistemas hídricos en general y las cuencas hidrológicas en particular, a los fines de desarrollar una definición de sustentabilidad hídrica aplicable a cuencas hidrológicas de llanura. El análisis da evidencia de las limitaciones conceptuales que plantean los métodos tradicionales, dado que fueron formulados considerando los sistemas hídricos sin considerar los impactos que la sociedad genera en el ciclo hidrológico y en la calidad del agua disponible. Marca a su vez la necesidad de profundizar el desarrollo de nuevas conceptualización y/o la redefinición de las tradicionales.

A partir de los resultados logrados en los capítulos 2 y 3, en este trabajo se llega a una definición de sustentabilidad hídrica de cuencas hidrológicas de llanura, partiendo de las siguientes premisas:

- por el permanente cambio asociado a los SSEs, la sustentabilidad hídrica es un objetivo al que propender y no puede considerarse un objetivo cumplido;

- que un SSE propenda a un escenario de sustentabilidad hídrica no implica que se encamine hacia un escenario de sustentabilidad, ya que como explicación parcial de la complejidad del sistema, el análisis de la sustentabilidad hídrica es un indicador de tendencia; y
- el valor del análisis de la sustentabilidad hídrica de un SSEs radica en que la gestión de los recursos hídricos y la calidad de estos es un indicador sintético de la gestión ambiental del sistema y de la salud de los ecosistemas que lo conforman.

Asumiendo estos criterios se determinó que: **una cuenca hidrológica de llanura propenderá a un escenario de sustentabilidad hídrica cuando su persistencia esté garantizada por la disponibilidad de recursos hídricos que, a su vez, sean metabolizados de manera de garantizar la equidad intrageneracional e intergeneracional de acceso a las funciones ecosistémicas que estos brindan.**

Teniendo en cuenta que la definición propuesta es, en última instancia, una construcción discursiva, en el capítulo 4 se asumió el objetivo de analizar los principales instrumentos metodológicos desarrollados para el análisis de la sustentabilidad y de la sustentabilidad de sistemas hídricos y evaluar sus potencialidades al aplicarlos al análisis de cuencas hidrológicas de llanura y que se encuadren en los criterios antes mencionados.

De la investigación se concluye que existe una necesidad de avanzar en la elaboración de instrumentos superadores de la visión heredada respecto a los sistemas hídricos que contemplan parcialmente o no contemplan la influencia de la sociedad en los procesos ecológicos. Estos nuevos instrumentos deben arrojar información sobre las nuevas propiedades emergentes que se desprenden de la relación sociedad-naturaleza y particularmente su sustentabilidad. Asimismo, se destaca la utilidad de los balances hídricos aplicados a escala de cuencas hidrológicas en conjunción con enfoques como el Metabolismo Hídrico, que permiten evaluar tanto las entradas y salidas del sistema como los procesos metabólicos internos del sistema y la afectación que provocan en la disponibilidad en cantidad y calidad de los recursos.

La discusión teórico-conceptual de los capítulos mencionados fue la base para abordar el

objetivo de desarrollar un modelo conceptual para caracterizar y analizar el Metabolismo Hídrico de cuencas hidrológicas de llanura que permita evaluarla si el sistema tiende o no a un escenario de sustentabilidad hídrica.

El modelo se elaboró para ser aplicado en conjunto a la definición discursiva propuesta y como premisas principales, en suma a las mencionadas, se estableció que debe dar cuenta de:

- los flujos de agua entre el sistema objeto de estudio y su entorno;
- los flujos y almacenamientos de agua en el sistema; y
- los principales procesos metabólicos del sistema.

En base al contexto territorial que se aplique variarán sus componentes y los diferentes procesos y flujos involucrados.

El modelo incluye en su marco conceptual las presiones que la sociedad puede ejercer sobre los recursos hídricos, tanto en términos de afectación de su disponibilidad como de su calidad, y analiza cómo estas presiones pueden inducir o no al sistema hacia trayectorias de sustentabilidad hídrica, por lo que difiere del habitual análisis de balances hídricos que sólo toma las entradas y salidas del sistema. Los criterios de sustentabilidad hídrica desarrollados consideran la equidad intrageneracional y la utilización de la resiliencia como instrumento para analizar la tendencia futura del sistema y la equidad intergeneracional, ajustándose a la definición propuesta en este mismo trabajo.

El ejemplo de aplicación presentado en el capítulo 6, evidencia la potencialidad del modelo para responder a diferentes hipótesis de escenarios climáticos frente a un esquema de gestión de los recursos hídricos en una cuenca hidrológica. Tanto la representación gráfica como los criterios de sustentabilidad para evaluar los resultados de la aplicación del modelo alertan sobre el potencial impacto negativo en la disponibilidad futura de agua y, por lo tanto, en la sustentabilidad hídrica del sistema.

8 BIBLIOGRAFÍA

- Alcamo, J & G Gallopín. 2009. Building a 2nd generation of world water scenarios. In *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a changing world*, ed. W W A Programme. Turkey: United Nations.
- Allan, J A. 1998. Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. *Groundwater*, 36, 545-546.
- Andrade, M I; A Carvajal & L Yanes. 1986. Factores de deterioro ambiental en la cuenca del río Luján.
- Arbués, F; M Á García-Valiñas & R Martínez-Espiñeira. 2003. Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, 32, 81-102.
- Auge, M P & M A Hernández. 1983. Características geohidrológicas del acuífero semiconfinado (puelche) en la llanura bonaerense. Su implicancia en el ciclo hidrológico de llanuras dilatadas. In *Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de las Grandes Llanuras (CNPFI)*, ed. M Fuschini Mejía. Olavarría, Argentina.: UNESCO.
- Auge, M P; M A Hernández & L Hernández. 2002. Actualización del conocimiento del Acuífero Semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. In *XXXII International Hydrogeology Congress.*, ed. E-M Bocanegra, D. - Massone, H. Mar del Plata.
- Balvanera, P; M Uriarte; L Almeida-Leñero; A Altesor; F DeClerck; T Gardner; J Hall; A Lara; P Laterra; M Peña-Claros; D M Silva Matos; A L Vogl; L P Romero-Duque; L F Arreola; Á P Caro-Borrero; F Gallego; M Jain; C Little; R de Oliveira Xavier; J M Paruelo; J E Peinado; L Poorter; N Ascarrunz; F Correa; M B Cunha-Santino; A P Hernández-Sánchez & M Vallejos. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2, 56-70.
- Bellari, A P; M I Botana & O Scarpatti. 2009. Distribución de las sequías e identificación de áreas de riesgo (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Huellas. Publicación del Instituto de Geografía de la Facultad de Ciencias Humanas (UNLPam)*. 13, 130-146.
- Börjeson, L; M Höjer; K-H Dreborg; T Ekvall & G Finnveden. 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures*, 38, 723-739.
- Bossel, H. 1999. *Indicators for sustainable development: theory, method, applications*. Winnipeg-Canada: International Institute for Sustainable Development.
- Bruneau, R. 2005. *Investigación sobre gestión de cuencas hídricas: Una revisión de los proyectos del IDRC en Asia y América Latina*. Ottawa, Canada: Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo.
- Bryan, B A; N D Crossman; D King & W S Meyer. 2011. Landscape futures analysis: Assessing the impacts of environmental targets under alternative spatial policy options and future scenarios. *Environmental Modelling and Software*, 26, 83-91.
- Cardoch, L; J W J Day & C Ibañez. 2002. Net Primary Productivity as an Indicator of Sustainability in the Ebro and Mississippi Deltas. *Ecological Applications*, 12, 1044-1055.
- Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin
- CCME. 2007. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment.

- CEPIS. 1999. *Control de la Contaminación del Agua. Guía para la aplicación de principios relacionados con el manejo de la calidad del agua*. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud.
- Coates, D; R Connor; L Leclerc; W Rast; K Schumann & M Webber. 2012. Water demand: What does consumption? In *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*, ed. W W W A Programme). Paris: UNESCO.
- Cosgrove, C E & W J Cosgrove. 2012. *The Dynamics of Global Water Futures. Driving Forces 2011–2050*. UNESCO.
- Costanza, R; R D'Arge; R De Groot; S Farber; M Grasso; B Hannon; K Limburg; S Naeem; R V O'Neill; J Paruelo; R G Raskin; P Sutton & M Van Den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Crojetovich Martín, A D & A J Perazzo Rescia. 2006. Organización y sostenibilidad en un sistema urbano socio-ecológico y complejo. *Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo*, 1, 18.
- Čuček, L; J J Klemeš & Z Kravanja. 2012. A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *Journal of Cleaner Production*.
- Chapman, T G & A A Sokolov. 1974. *Methods for water balance computation*. Paris: UNESCO.
- Daly, H E. 1990. Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, 2, 1-6.
- De Lío, J; J D Brea; J Reyna & P Spalletti. 2007. *Diagnóstico del funcionamiento hidrológico-hidráulico de la cuenca del río Luján, Provincia de Buenos Aires-Argentina. Delimitación de las zonas bajo riesgo hídrico*. Laboratorio de Hidráulica, Instituto Nacional del Agua, Argentina.
- Deléage, J P. 1993. La Más Humana de las Ciencias Naturales. In *Historia de la Ecología. Una ciencia del hombre y la naturaleza*, 7-20. España: ICARIA Editorial, S.A.
- Di pace, M. 1992. *Las utopías del medio ambiente*. Buenos Aires: Centro Editor de América Latina.
- Di Pace, M; A Martín Crojetovich & C A Ruggerio. 2012. Paradigmas Ambientales. In *Ecología Urbana*, eds. M Di Pace & H C Bartrons. Buenos Aires: Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Domínguez Calle, E A; H G Rivera; R Vanegas Sarmiento & P Moreno. 2008. Relaciones demanda-oferta de agua y el índice de escasez de agua como herramienta de evaluación del recurso hídrico colombiano. *Rev. Acad. Colom. Cienc.*, XXXII, 195-212.
- DPN. 2003. *Informe Especial Sobre la Cuenca Matanza-Riachuelo*. Defensoría del Pueblo de La Nación Argentina. www.defensor.gov.ar (last accessed 2011).
- Duinker, P N & L A Greig. 2007. Scenario analysis in environmental impact assessment: Improving explorations of the future. *Environmental Impact Assessment Review*, 27, 206-219.
- Fleischman, F D; K Boenning; G A Garcia-Lopez; S Mincey; M Schmitt-Harsh; K Daedlow; M Lopez; X Basurto; B Fischer & E Ostrom. 2010. Disturbance, response, and persistence in self-organized forested communities: analysis of robustness and resilience in five communities in southern Indiana. *Ecology and Society* 15, 4:9.
- Folke, C; S Carpenter; T Elmqvist; L Gunderson; C S Holling & B Walker. 2002. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations.

- Ambio*, 31, 437-440.
- Foster, J B. 2011. Capitalism and degrowth - An impossibility theorem. *Monthly Review*, 62, 26-33.
- Gallopín, G C. 2003. Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico. In *Medio Ambiente y Desarrollo*. Santiago de Chile: CEPAL-Naciones Unidas.
- . 2004. La sostenibilidad ambiental del desarrollo en Argentina: tres futuros. In *Medio Ambiente y Desarrollo*. Santiago de Chile: CEPAL, Naciones Unidas.
- . 2012. *Five Stylized Scenarios*. UNESCO.
- Garcia, R. 1986. Conceptos básicos para el estudio de sistemas complejos. In *Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo*, ed. E Leff. Ed. Siglo XXI.
- Gill, A. 1969. Finite-state system. In *System theory*, eds. L A Zadeh & E Polak. Nueva York: McGraw-Hill.
- Gleick, P H. 1998. Water in Crisis: Paths to Sustainable Water Use. *Ecological Applications*, 8, 571-579.
- Gleick, P H; P Loh; S V Gomez & J Morrison. 1995. Water and sustainability. In *California Water 2020. A sustainable vision*, 23-28. California, United States: Pacific Institute for studies in development, environment and security.
- Godet, M. 2000. The Art of Scenarios and Strategic Planning: Tools and Pitfalls. *Technological Forecasting and Social Change*, 65, 3-22.
- Haberl, H. 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: Implications for sustainable development. *Ambio*, 26, 143-146.
- . 2004. Defining the human appropriation of net primary production. *Land Use and Land Cover Change Newsletter*, 10, 16-17.
- Haberl, H; K H Erb & F Krausmann. 2001. How to calculate and interpret ecological footprints for long periods of time: The case of Austria 1926-1995. *Ecological Economics*, 38, 25-45.
- Haberl, H; M Fischer-Kowalski; F Krausmann; H Weisz & V Winiwarter. 2004a. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy*, 21, 199-213.
- Haberl, H; M Wackernagel; F Krausmann; K H Erb & C Monfreda. 2004b. Ecological footprints and human appropriation of net primary production: A comparison. *Land Use Policy*, 21, 279-288.
- Hardoy, J E; D Mitlin & S D. 1992. *Environmental problems in third world cities*. London: Earthcan Publications.
- Herrera, A O; H D Scolnik; G Chichilnisky; G C Gallopín; J E Hardoy; D Mosovich; E Oteiza; G L de Romero Brest; C E Suarez & L Talavera. 1976. *Catastrophe or new society? a Latin American world model*. Canada: IDRC.
- Hoekstra, A Y & A K Chapagain. 2007. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 21, 35-48.
- Hoekstra, A Y; A K Chapagain; M M Aldaya & M M Mekonnen. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. London-Washington DC: Earthscan.
- Hoekstra, A Y & P Q Hung. 2002. Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. In *Value of Water Research*

Report Series. UNESCO-IHE.

- . 2005. Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, 15, 45-56.
- Höjer, M; S Ahlroth; K H Dreborg; T Ekvall; G Finnveden; O Hjelm; E Hochschorner; M Nilsson & V Palm. 2008. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, 16, 1958-1970.
- Holling, C S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23.
- Horton, R E. 1931. The field, scope and status of the science of hidrology. *Transactions of The American Geophysical Union*, 12, 189-202.
- Imhoff, M L; L Bounoua; T Ricketts; C Loucks; R Harriss & W T Lawrence. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature*, 429, 870-873.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población y Vivienda 2010. INDEC.
- IPCC. 2000. *Emissions Scenarios*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). United Nations.
- . 2007. *Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). United Nations. <http://www.ipcc.ch> (last accessed 2012).
- Jawjit, W; C Kroeze; W Soontaranun & L Hordijk. 2008. Future trends in environmental impact of eucalyptus-based Kraft pulp industry in Thailand: a scenario analysis. *Environmental Science and Policy*, 11, 545-561.
- Latouche, S. 2010. Degrowth. *Journal of Cleaner Production*, 18, 519-522.
- Licha, I. 2000. La construcción de escenarios: Herramienta de la gerencia social.
- Linton, J. 2008. Is the Hydrologi Cycle Sustainable? A Historical-Geographical Critique of a Modern Concept. *Annals of the Association of American Geographers*, 98, 630-649.
- Ludwig, D; B Walker & C S Holling. 1997. Sustainability, Stability, and Resilience. *Conservation Ecology*, 1.
- Madrid, C; V Cabello & M Giampietro. 2013. Water-Use Sustainability in Socioecological Systems: A Multiscale Integrated Approach. *BioScience*, 63, 14-24.
- Madrid, C & E Velázquez. 2008. El metabolismo hídrico y los flujos de agua virtual. Una aplicación al sector hortofrutícola de Andalucía (España). In *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 29-47. Redibec.
- Mamani Huanacuni, F. 2010. *Buen Vivir-Vivir Bien*. . Coordinadora Andina de Organizaciones Indígenas (CAOI).
- Mannaza, F. 2012. Cuantificación y valoración económica del uso consuntivo del agua en los principales productos de las Cadenas Lácteas de La Pampa y San Luis. *Lechería*, 70. <http://inta.gob.ar/documentos/cuantificacion-y-valoracion-economica-del-uso-consuntivo-del-agua-en-los-principales-productos-de-las-cadenas-lacteas-de-la-pampa-y-san-luis> (last accessed 01/2015).
- Martinez Alier, J. 2006. Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad. *Revista POLIS*, 16.

- Martinez Alier, J & J Roca. 2001. *Economía ecológica y política ambiental*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Meadows, D H; D L Meadows & J Randers. 1992. *Beyond the limits : confronting global collapse envisioning a sustainable future*. London: Earthscan Publications Ltd.
- Meadows, D H; D L Meadows; J Randers & W W Behrens. 1972. *The limits to growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York: Universe Books.
- Meijers, R; A H Bakema; K F De Boer; L C Braat & R M Kok. 1994. EXPECT: a model for environmental scenario analysis and impact assessment. *Computer techniques in environmental studies V. Vol.II: environmental systems*, 189-196.
- Mekonnen, M M & A Y Hoekstra. 2011. National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption. In *VALUE OF WATER RESEARCH REPORT SERIES*. The Netherlands: UNESCO-IHE.
- . 2012. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15, 401-415.
- Millennium_Ecosystem_Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press.
- Mitlin, D. 1992. Sustainable development: a guide to the literature. *Environment and urbanization*, 4, 111-124.
- Moss, R H; J A Edmonds; K A Hibbard; M R Manning; S K Rose; D P van Vuuren; T R Carter; S Emori; M Kainuma; T Kram; G A Meehl; J F B Mitchell; N Nakicenovic; K Riahi; S J Smith; R J Stouffer; A M Thomson; J P Weyant & T J Wilbanks. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463, 747-756.
- Munasinghe, M & W Shearer. 1995. An introduction to definition and measurement of biogeophysical sustainability. In *Defining and measuring sustainability*, eds. M Munasinghe & W Shearer. Washington: The United Nations University and The World Bank.
- Naredo, J M. 1996. Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible. <http://habitat.aq.upm.es/select-sost/aa1.html> (last accessed 2014).
- Ness, B; E Urbel-Piirsalu; S Anderberg & L Olsson. 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60, 498-508.
- Neto, B; C Kroeze; L Hordijk; C Costa & T Pulles. 2009. Strategies to reduce the environmental impact of an aluminium pressure die casting plant: A scenario analysis. *Journal of Environmental Management*, 90, 815-830.
- Norton, B G. 1992. Sustainability, human welfare and ecosystem health. *Environmental values*, 1, 15.
- O'Neill, D W; P H Tyedmers & K F Beazley. 2007. Human appropriation of net primary production (HANPP) in Nova Scotia, Canada. *Regional Environmental Change*, 7, 1-14.
- Odum, H T & E C Odum. 2000. *Modeling for all scales. An Introduction to system simulation*. Londo: Academic Press.
- OECD. 2001. *OECD Environmental Indicators 2001. Towards Sustainable Development*. Paris: OECD.
- Onisto, L. 1999. The Business of sustainability. *Ecological Economics*, 29, 37-43.

- Pascale, A J & E A Damario. 1977. El balance hidrológico seriado y su utilización en estudios agroclimáticos. *Rev de la Fac de Agronomía de la Plata*, LIII, 15-34.
- Pearce, D & G Atkinson. 1992. *Are national economies sustainable? Measuring sustainable development*. CSERGE Working Paper GEC 92-11.
- Pengue, W. 2005. *Agricultura Industrial y Transnacionalización en América Latina ¿La transgénesis de un continente? : PNUMA-GEPAMA Coeditores*.
- PNUMA. 2011. *Decoupling Natural Resource Use and Environmental Impacts from Economic Growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel*. PNUMA.
- Programme, W W A. 2009. *The United Nations World Water Development Report 3: Water in Changing World*. Paris: UNESCO.
- RAEng. 2010. *Global Water Security*. The Royal Academy of Engineering.
- Rayén Quiroga, M. 2001. *Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas*. Santiago de Chile: CEPAL-ECLAC.
- Richter, B D; R Mathews; D L Harrison & R Wigington. 2003. ECOLOGICALLY SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT: MANAGING RIVER FLOWS FOR ECOLOGICAL INTEGRITY. *Ecological Applications*, 13, 206-224.
- Rivera, H G; R Ramírez & R Vanegas Sarmiento. 2004. *Metodología de cálculo del índice de escasez*.
- Romero, I h A & L F Ortiz. 2008. Ajuste metodológico al índice de escasez de agua propuesto por el IDEAM en el plan de ordenación y manejo de la cuenca del río Pamplonita, norte de Santander, Colombia. *Revista Colombia Forestal*, 11, 165-173.
- Sala, J M & M P Auge. 1970. Algunas Características Geohidrológicas del Noreste de la Prov. de Buenos Aires. In *Actas IV Jornadas Geológicas Argentinas*, 321-336. Buenos Aires.
- Sala, J M; N González & E Kruse. 1983. Generalización Hidrológica del la Provincia de Buenos Aires. In *Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de las Grandes Llanuras*, ed. UNESCO, 974-1009. Olavarría, Buenos Aires, Argentina.: UNESCO.
- Scheffer, M; S Carpenter; J A Foley; C Folke & B Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.
- Schellnhuber, H J. 1999. Earth system analysis and the second Copernican revolution. *Nature*, 402.
- Shaw, E M. 1994. *Hidrology in Practice*. Chapman & Hall.
- Singh, R K; H R Murty; S K Gupta & A K Dikshit. 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 15, 281-299.
- Thorntwaite, C W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38, 55-94.
- Thorntwaite, C W & J R Mather. 1957. Instructions and tables for computing potencial evapotranspiration and the water balance. *Drexel Institute of Technology. Climatology.*, 10, 185-311.
- Turner, R K. 1993. Sustainability: principles and practice. In *Sustainable environmental economics and management: principles and practice*, ed. T R.K., 3-36. London: Belhaven Press.
- UN. 1996. *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies*. New York:

United Nations.

---. 2001. *Indicators of Sustainable Development. Guidelines and Methodologies*. United Nations.

---. 2007. *Indicator of Sustainable Development. Guidelines and Methodologies*. New York: United Nations.

UNDP. 2006. *Human Development Report 2006*. New York: United Nations Development Programme.

Van Den Bergh, J C J M. 1996. *Ecological economics and sustainable development: theory, methods and applications*. Londres, UK.: Edward Elgar Publishing Limited.

Vitousek, P E, P. R. . 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36, 368-373.

Walker, B; C S Holling; S R Carpenter & A Kinzig. 2004. Resiliency, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 9.

WCED. 1987. *World commission on Environment and Development: Our Common Future*. Oxford University Press, New York.