



UNIVERSITÄT
HEIDELBERG
HEIDELBERG CENTER
PARA AMÉRICA LATINA

Integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos en la cuenca alta del río Santa, Perú, frente al metabolismo social hídrico: caso de la subcuenca Quillcay

Estudiante

Rosa María Dextre Minaya

Profesora guía

María Luisa Eschenhagen

Segundo revisor

Johanna Höhl

Lima, diciembre, 2020

Investigación realizada en el marco del proyecto Fondecyt *Integrated upstream and downstream thinking to mitigate the water security challenges of Peruvian glacier retreat*
(Contrato n.º 010-2019-FONDECYT)

Declaration of authorship

I hereby declare that I have written this thesis without any help from others and without the use of documents and aids other than those stated; that I have mentioned all used sources and that I have cited them correctly according to established academic citation rules.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Rosa María A. Dextre Minaya', written in a cursive style.

Rosa María A. Dextre Minaya

Lima, December 1st, 2020

Contenido

Agradecimientos	i
Abstract	ii
Resumen	v
Introducción	1
I. Problematicación	3
1.1. Formulación del problema	9
1.2. Objetivos	10
II. Estado del arte	10
III. Fundamento teórico	14
3.1. Marco teórico	14
3.1.1. Discursos alrededor de los servicios ecosistémicos	14
3.1.2. Enfoque interdisciplinario en los servicios ecosistémicos	15
3.1.3. El paradigma de la conservación bajo la lógica del mercado	17
3.1.4. El metabolismo social en el estudio interdisciplinario de los servicios ecosistémicos	24
3.2. Marco metodológico	26
3.2.1. Gramática del agua en el MuSIASEM	27
3.2.2. Una gramática del agua para el estudio de las políticas de PSE	29
IV. Diseño de la investigación	32
4.1. Fases de la investigación	33
4.2. Métodos y técnicas de recopilación de información	33
4.3. Procesamiento y análisis de datos	38
V. Resultados	40
5.1. Dinámicas ecológicas que influyen en la implementación de políticas de PSE	43
5.2. Dinámicas sociales que median en la integración de políticas de PSE	45
5.2.1. Arreglos institucionales y dinámicas relacionales	47
5.2.2. Diseño instrumental de los esquemas de PSE: limitaciones percibidas	51
5.2.3. Dinámicas socioculturales	54
VI. Discusiones	59
VII. Conclusiones y recomendaciones	61
Anexos	64
Anexo 1. Ficha de encuesta para el mapeo y caracterización de actores	64
Anexo 2. Ficha de encuesta de percepción social sobre los servicios hídricos en la ciudad de Huaraz	66
Bibliografía	70

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de la cuenca del río Santa y su unidad hidrológica Alto Santa.	3
Figura 2. Modelo conceptual de los servicios ecosistémicos desde el enfoque de los sistemas socio-ecológicos.....	16
Figura 3. Relación entre las funciones de los ecosistemas, los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.....	17
Figura 4. Dendrograma de la gramática del agua, según el MuSIASEM.	28
Figura 5. Niveles analíticos de un sistema metabólico influenciado por un esquema de PSE hídrico.	32
Figura 6. Procesos del diseño de la investigación.....	33
Figura 7. Procedimiento metodológico para el nivel jerárquico s+1.	35
Figura 8. Mapa de caracterización hidrológica de la subcuenca del río Quillcay.	41
Figura 9. a) Mapa de distribución poblacional; b) Mapa de apropiación social del agua por tipo de uso.....	41
Figura 10. Dendrograma del patrón metabólico del agua en la subcuenca Quillcay.	42
Figura 11. Mapa del estado ecológico de los cuerpos de agua superficiales en la subcuenca de Quillcay.....	44
Figura 12. Mapa de influencia vs. Interés de los actores del MRSE de Quillcay.....	47
Figura 13. Valor sociocultural de los principales ecosistemas de montaña, medidos a través de los sentimientos.....	56
Figura 14. Valor sociocultural de los ecosistemas de montaña según el nivel de preferencia. ...	56
Figura 15. Valoración de los servicios ecosistémicos como esenciales.	57
Figura 16. Valoración de los servicios hídricos como esenciales.....	57

Lista de tablas

Tabla 1. Funciones y servicios de los ecosistemas.....	17
Tabla 2. Servicios hídricos demandados por la sociedad.....	19
Tabla 3. Grados de mercantilización en términos de instrumentos de política para la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.	21
Tabla 4. Métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos.....	23
Tabla 5. Categorías semánticas para el análisis del metabolismo del agua en la subcuenca Quillcay.....	33
Tabla 6. Criterios de evaluación en el mapeo de actores.	36
Tabla 7. Criterios de evaluación del análisis de percepción sobre los servicios hídricos.....	37
Tabla 8. Criterios de evaluación para el análisis de percepción.	37
Tabla 9. Organización de la información secundaria recopilada.	38
Tabla 10. Matriz de identificación de actores que participan en el diseño del MRSE para Quillcay.....	45

Lista de acrónimos

ANA	Autoridad Nacional del Agua
CRHC	Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca
DAR	Drenajes Ácidos de Roca
DHR	Diagnóstico Hídrico Rápido

ECA	Estándares de Calidad de Ambiental
EPS	Empresa Prestadora de Servicios de Saneamiento
GIRH	Gestión Integrada de Recursos Hídricos
GORE	Gobierno Regional
IM	Instituto de Montaña
INAIGEM	Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña
MEA	Evaluación de los Ecosistemas del Milenio
MINAM	Ministerio del Ambiente del Perú
MRSE	Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos
MS	Metabolismo Social
MSE	Mercados de Servicios Ecosistémicos
MuSIASEM	Análisis Integrado a Múltiples Escalas del Metabolismo de la Sociedad y de los Ecosistemas
MVCS	Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento del Perú
ONG	Organización No Gubernamental
pH	Potencial de hidrógeno
PNH	Parque Nacional Huascarán
PSE	Pago por Servicios Ecosistémicos
SERNANP	Servicio de Áreas Naturales Protegidas por el Estado
SSE	Sistemas socio-ecológicos
SSEE	Servicios Ecosistémicos
SUNASS	Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento

Agradecimientos

La culminación de este trabajo de investigación que comenzó como una curiosidad por explorar marcos teóricos y metodológicos que aborden la problemática ambiental de los ecosistemas de montaña de una forma más holística e integral, no hubiera sido posible sin la orientación, exigencia y motivación de la profesora María Luisa Eschenhagen. Adquirir una manera de pensar menos mecanicista y lineal, y más crítica sobre cómo se cuantifican los fenómenos naturales, quiénes lo hacen, para quiénes y para qué, se ha convertido en un proceso personal de permanente deconstrucción que he adquirido gracias a sus consejos.

En la parte logística, esta investigación no hubiera sido posible sin los recursos brindados por el Instituto Geofísico del Perú, a través del proyecto Fondecyt *Integrated upstream and downstream thinking to mitigate the water security challenges of Peruvian glacier retreat* (Contrato n.º 010-2019-FONDECYT); y sin las facilidades prestadas por el Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña del Perú para recopilar los datos e información utilizados en este trabajo.

Un agradecimiento muy sentido a Mirtha Camacho (INAIGEM) por su asesoría externa, su incondicional apoyo, y sobre todo por los lazos de amistad formados a través de este trabajo de investigación. A Beatriz Fuentealba (INAIGEM) por su constante preocupación para culminar esta investigación en tiempos de pandemia, y en general a todo el equipo del INAIGEM por la logística prestada para difundir la encuesta de investigación en sus redes sociales.

Asimismo, un agradecimiento especial a Sally Rangelcroft (Universidad de Plymouth) por su interés y apoyo en el diseño de las técnicas e instrumentos de recogida de datos, así como a todo el equipo del Reino Unido que forman parte del proyecto Fondecyt, por sus discusiones y recomendaciones en cada presentación de avances de la tesis.

A mi amigo Paolo Bustamante por motivarme a postular al programa de magíster *Governance of Risk and Resources* de la Universidad de Heidelberg, una de las mejores experiencias a nivel académico y personal que he tenido hasta ahora. Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por su patrocinio para estudiar este magíster y a todos los profesores del Heidelberg Center para América Latina por sus enseñanzas.

A Iván Honorato por su amistad y cariño, así como a los demás directivos de Ecos-Chile por brindarme un espacio de crecimiento profesional mientras estudiaba el magíster. A mis amigos de la vida, Valentina, Paula, Fernando, Sofía, Andrea, Annabella, Natalia, Braulio y Edson (Ecos-Chile) por tanto cariño; jamás me sentí tan en familia como con ustedes. A mis amigos del magíster, Denise (Venezuela), Edison, Mishell (Ecuador), Paolo, Jhonor (Perú), Betsy, Gabriela, y Felipe (Chile) por su tiempo en las múltiples conversaciones de nuestras tesis y demás temas vía *Zoom* que hemos tenido para no volvernos locos en estos tiempos complicados.

Finalmente, agradezco a mis padres: a Elida, por su paciencia para tolerar mis estados egocéntricos cuando me apasiono por un tema de investigación, y a Enrique, por enseñarme a pensar con conciencia social; donde sea que esté, sé que estas orgulloso.

¡A todos ustedes, muchas gracias por compartir sus conocimientos conmigo!

Abstract

The Santa River basin is one of the largest and most important hydrographic units on the Pacific side of Peru. Unlike other basins, the Santa River basin is also one of the 10 most important glacial basins in Peru. As a large socio-ecological system, the metabolic processes of water are mediated not only by a glacial rainwater regime, but also by political, economic and cultural power relations over water.

At a political level, Law No. 29338, the Water Resources Law, has shaped the metabolic pattern of water, not only in glacial basins such as the Santa River, but also in the whole country. These water policies have been followed by private investment policies aimed at the efficient use of water resources through the creation of markets. However, the techno-bureaucratic solutions used under these policies have exacerbated the overexploitation of the ecosystems that provide these water services. These increasing pressures on ecosystems have led to the introduction of policies that are economic in nature, but this time oriented, supposedly, toward the conservation of ecosystems.

In 2014, Law No. 30215, the Law on Compensation Mechanisms for Ecosystem Services, was passed. Peru thus formally adopts these Payment for Ecosystem Services (PES) policies. Formally, because in reality this kind of scheme has been implemented in the territory much earlier thanks to NGOs with international cooperation funds. Thus, PES water schemes end up complementing the Integrated Water Resources Management (IWRM) paradigm introduced with the Water Resources Law. The conceptual and instrumental design of the law presents the PES water schemes as a strategic instrument to ensure the conservation and recovery of ecosystems that provide water services.

The Santa River basin is no stranger to these processes. Since 2015 there have been attempts to implement a water PES in smaller hydrographic units, until they are scaled up to the entire basin. In this way, the objective of this research work is to analyze the convergence between the integration of policies for payment for ecosystem services with the social water metabolism of the upper Santa basin.

In order to study the complexity of these social and ecological dynamics in the management of water services conservation, the approach of the water metabolism of the socio-ecological systems has been taken as a conceptual basis. This approach integrates the theoretical bases of the study of complex self-organized systems and bioeconomics to analyze the metabolic patterns of water in social and ecological systems. As a framework for analysis it adopts the methodological foundations of the Multi-Scale Integrated Analysis of Society and Ecosystem Metabolism (MuSIASEM).

Through MuSIASEM, a water grammar is proposed for the study of the integration of PES policies in these metabolic systems. In this way, the characterization of a metabolic system does not follow the structure of a model, but of a grammar. In water metabolism, these grammars are used for the accounting of water flows in the societal and ecosystem dimension. The coherence of this accounting is determined by the use of methods from different scientific narratives. Thus, a multi-method research design was chosen to study each hierarchical level of water as an ecological fund and social flow within the metabolic system.

To analyze the dynamics of water as an ecological fund, secondary sources of information on hydrological studies in the area of study were used. In the analysis of water dynamics as a social flow, primary information sources such as water use licenses and secondary information sources were used to determine the net water use.

A phenomenon represented as a complementary hierarchical level in the grammar of water used, was the integration of PES policies in the metabolic system. In order to study this phenomenon from a complex perspective, qualitative and quantitative information collection methods and techniques were used. The design started with the use of the stakeholder mapping tool as a means to identify, characterize and prioritize other information gathering techniques by the type of social actor involved in the design of the PES scheme for the Quillcay sub-basin. This decision was taken due to the health emergency context in which this thesis was developed. In that sense, the technique used was a social perception analysis for all the actors identified, but the data collection instruments varied by type of actor.

In order to collect the perception of the rural population, secondary information sources had to be used. Semi-structured interviews via video calls were used to collect the perceptions of government actors of a political and technical nature, as well as the NGOs that are part of the group promoting these schemes. A survey of the social perception of water services in the Quillcay sub-basin was designed for the urban population and was disseminated through social networks and the local media. Finally, the triangulation of all these methods was done with the theory and methodological framework referenced in the thesis.

Among the main results, the identification of various ecological and social dynamics that influence or mediate the implementation of these water PES policies is highlighted. The main ecological dynamics are related to anthropogenic and natural factors that increasingly pressure the carrying capacity of ecosystems. In the upper Santa basin, small population centers, rural communities, and inter-Andean cities are suffering from water shortages due to the decline in the quality of water services. These factors, which are also caused by a lack of political will to invest more in the conservation and recovery of ecosystems, facilitate the introduction of these conservation schemes under the logic of the market.

In the social dimension, various socio-political and socio-cultural dynamics have been identified. At the socio-political level, the processes identified are the result of the various relationships between the social actors involved in the formulation, design, implementation and monitoring of PES schemes. In the Santa basin, the actors who take on the leadership of this process are government actors, as required by law, and the relations between them is a function of their organic structure within the public sector. With actors from other sectors, the relationship is at best one of collaboration, especially between a public actor and an NGO. With the population, both urban and rural, this relationship is intermittent or non-existent. Similarly, these relational dynamics have allowed for the collection of these actors' perceptions of the limitations of the instrumental design of the standard at each stage of the process. This ranges from the precision of the ecological characterization studies required by the norm, to the sustainability of the established institutional arrangements. Thus, it is evident how, through these policies, responsibilities for the management of ecosystem conservation have been decentralized to local actors, but power has been centralized in a few actors with greater technical and financial capacity.

The processes described end up being built on different scales. In this way, it is determined that the particular socio-cultural dynamics of each intervention territory also influence the transformation of these schemes. In the Santa basin, the social structure has been shaped by various historical processes with many catastrophic episodes on society. These events suggest a rupture in the social network, especially in the inter-Andean area, which does not guarantee the sustainability or effectiveness of these mechanisms.

It is concluded that PES policies converge with the water metabolism of the upper Santa basin in its ecological and social dimension. The dynamics identified in each dimension of analysis are not necessarily exclusive to the case study. The perceptions gathered in this research also correspond to experiences shared by the actors interviewed in the implementation of these mechanisms in other regions of Peru. In this sense, the results suggest that the water PES inherit the ambiguities of the Water Resources Law and do not guarantee results in which all actors benefit equally. Likewise, at the ecological level, it is concluded that, until there is more concrete evidence, these schemes continue to be a kind of experiment whose impacts on ecosystems will still be known with greater certainty after their implementation and after years of continuous monitoring of ecological processes.

Keywords: ecosystem services, payment for ecosystem services, water services, water metabolism

Resumen

La cuenca del río Santa es una de las unidades hidrográficas más grandes e importantes de la vertiente del Pacífico en el Perú. A diferencia de otras cuencas, la cuenca del Santa es también una de las 10 cuencas glaciares más importantes del Perú. Como un gran sistema socio-ecológico, los procesos metabólicos del agua se encuentran mediados, no solo por un régimen hidrológico pluvio-glaciar, sino también por relaciones de poder político, económico y cultural sobre el agua.

A nivel político, la Ley n.° 29338, Ley de Recursos Hídricos, ha configurado el patrón metabólico del agua, no solo en cuencas glaciares como el Santa, sino en todo el país. A estas políticas hídricas le han seguido políticas de inversión privada orientadas al uso eficiente del recurso hídrico a través de la creación de mercados. Sin embargo, las soluciones tecnoburocráticas utilizadas bajo estas políticas han exacerbado la sobreexplotación de los ecosistemas que brindan estos servicios hídricos. Estas presiones cada vez mayores sobre los ecosistemas han impulsado la introducción de políticas de carácter económico, pero esta vez orientadas, supuestamente, hacia la conservación de los ecosistemas.

En el 2014, se promulga la Ley n.° 30215, Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos. De esta forma, el Perú adopta formalmente estas políticas de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE). Formalmente, porque en realidad esta clase de esquemas se han estado implementando en el territorio mucho antes gracias a las ONG con fondos de la cooperación internacional. Así, los esquemas de PSE hídricos terminan por complementar en el paradigma de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) introducido con la Ley de Recursos Hídricos. El diseño conceptual e instrumental de la norma, presenta a los esquemas de PSE hídricos como un instrumento estratégico para asegurar la conservación y recuperación de los ecosistemas que proveen servicios hídricos.

La cuenca del Santa no es ajena a estos procesos. Desde el 2015 hay intentos por implementar un MRSE hídrico en unidades hidrográficas menores, hasta ir escalando a toda la cuenca. De esta forma, el objetivo del presente trabajo de investigación es analizar la convergencia entre la integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos con el metabolismo social hídrico de la cuenca alta del Santa.

Para estudiar la complejidad de estas dinámicas sociales y ecológicas en la gestión de la conservación de los servicios hídricos, se ha tomado como base conceptual el enfoque del metabolismo hídrico de los sistemas socio-ecológicos. Este enfoque integra las bases teóricas del estudio de los sistemas complejos autoorganizados y de la bioeconomía para analizar los patrones metabólicos del agua en los sistemas sociales y ecológicos. Como marco de análisis adopta los fundamentos metodológicos del *Análisis Integrado a Múltiples Escalas del Metabolismo de la Sociedad y de los Ecosistema* (MuSIASEM).

A través del MuSIASEM, se propone una gramática del agua para el estudio de la integración de políticas de PSE en estos sistemas metabólicos. De esta forma, la caracterización de un sistema metabólico no sigue la estructura de un modelo, sino de una gramática. En el metabolismo hídrico, estas gramáticas se emplean para la contabilidad de los flujos de agua en la dimensión societal y ecosistémica. La coherencia de esta contabilidad está determinada por

el uso de métodos procedentes de diferentes narrativas científicas. De esta forma, se optó por seguir un diseño de investigación multimétodo para estudiar cada nivel jerárquico del agua como fondo ecológico y flujo social dentro del sistema metabólico.

Para analizar la dinámica del agua como fondo ecológico, se utilizaron fuentes de información secundaria sobre estudios hidrológicos en el área de estudio. En el análisis de las dinámicas del agua como flujo social, se utilizaron fuentes de información primaria como las licencias de uso de agua y fuentes de información secundaria para determinar el uso neto del agua.

Un fenómeno representado como un nivel jerárquico complementario en la gramática del agua utilizada, fue la integración de las políticas de PSE en el sistema metabólico. Para estudiar este fenómeno desde la complejidad se emplearon métodos y técnicas de recopilación de información cualitativas y cuantitativas. El diseño partió por el uso de la herramienta de mapeo de actores como un medio para identificar, caracterizar y priorizar otras técnicas de recopilación de información por el tipo de actor social involucrado en el diseño del esquema de PSE para la subcuenca de Quillcay. Se tomó esta decisión debido al contexto de emergencia sanitaria en el que se desarrolló esta tesis. En ese sentido, la técnica empleada fue un análisis de percepción social para todos los actores identificados, pero los instrumentos de recogida de datos variaron por el tipo de actor.

Para recoger la percepción de la población rural, forzosamente se tuvo que utilizar fuentes de información secundaria. Para recoger la percepción de los actores gubernamentales de corte político y técnico, así como las ONG que forman parte del grupo impulsor de estos esquemas, se utilizaron entrevistas semiestructuradas a través de videollamadas. Para la población urbana se diseñó una encuesta de percepción social sobre los servicios hídricos en la subcuenca de Quillcay, que se difundió a través de las redes sociales, y medios de comunicación local. Finalmente, la triangulación de todos estos métodos se hizo con la teoría y el marco metodológico referenciado en la tesis.

Entre los principales resultados, se destaca la identificación de diversas dinámicas ecológicas y sociales que influyen o median en la implementación de estas políticas de PSE hídrico. Las principales dinámicas ecológicas están relacionadas a factores antrópicos y naturales que presionan cada vez más la capacidad de carga de los ecosistemas. En la cuenca alta del Santa, los pequeños centros poblados, comunidades campesinas, y las ciudades interandinas están sufriendo una escasez hídrica por la disminución de la calidad de los servicios hídricos. Así, estos factores coproducidos también por una falta de voluntad de política para invertir más en la conservación y recuperación de los ecosistemas, facilitan la introducción de estos esquemas de conservación bajo la lógica del mercado.

En la dimensión social se han identificado diversas dinámicas de corte sociopolítico y sociocultural. A nivel sociopolítico, los procesos identificados son el resultado de las diversas relaciones entre los actores sociales que participan en la formulación, diseño, implementación y seguimiento de los esquemas de PSE. En la cuenca del Santa, los actores que asumen la conducción de este proceso son actores gubernamentales, tal y como lo exige la Ley, y las relaciones entre ellos está en función a su estructura orgánica dentro del sector público. Con actores de otros sectores, la relación es, en el mejor de los casos, de colaboración,

especialmente entre un actor público y una ONG. Con la población, tanto urbana como rural, esta relación es intermitente o nula. De igual manera, estas dinámicas relacionales han permitido que recoger la percepción de estos actores sobre las limitaciones del diseño instrumental de la norma en cada etapa del proceso. Se cuestiona desde la precisión de los estudios de caracterización ecológica que exige la norma, hasta la sostenibilidad de los acuerdos institucionales establecidos. Así, se evidencia cómo a través de estas políticas, se han descentralizado las responsabilidades de la gestión de la conservación de los ecosistemas en los actores locales, pero se ha centralizado el poder en unos pocos actores con mayor capacidad técnica y financiera.

Los procesos descritos terminan por construirse a distintas escalas. De esta forma, se determina que las dinámicas socioculturales particulares a cada territorio de intervención, influyen, además, en la transformación de estos esquemas. En la cuenca del Santa, la estructura social ha sido moldeada por diversos procesos históricos con muchos episodios catastróficos sobre la sociedad. Estos acontecimientos sugieren una ruptura del tejido social, especialmente en la zona interandina, lo que no garantiza la sostenibilidad, ni efectividad de estos mecanismos.

Se concluye que, las políticas de PSE convergen con el metabolismo hídrico de la cuenca alta del Santa en su dimensión ecológica y social. Las dinámicas identificadas en cada dimensión de análisis no son necesariamente excluyentes al caso de estudio. Las percepciones recogidas en esta investigación corresponden también a experiencias compartidas por los actores entrevistados en la implementación de estos mecanismos en otras regiones del Perú. En ese sentido, los resultados sugieren que los PSE hídricos heredan las ambigüedades de la Ley de Recursos Hídricos y no garantizan resultados en los que todos los actores se beneficien por igual. Asimismo, a nivel ecológico, se concluye que, hasta que no haya evidencias más concretas, estos esquemas siguen siendo una suerte de experimento cuyos impactos sobre los ecosistemas todavía se sabrán con mayor certeza después de implementarlos y tras años de monitoreo continuo de los procesos ecológicos.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, pago por servicios ecosistémicos, servicios hídricos, metabolismo hídrico.

Introducción

El Perú no es ajeno al contexto actual de la creciente degradación de los ecosistemas cuyas estructuras, procesos y funciones otorgan beneficios directos e indirectos a la sociedad. Así como tampoco es ajeno a la adopción, cada vez mayor, de políticas de carácter económico para hacer frente a estos problemas ambientales. De esta manera, a partir del 2014, con la promulgación de la Ley n.º 30215, Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos, se introducen formalmente en el Perú los esquemas de pago por servicios ecosistémicos (PSE).

Los esquemas de PSE adoptados en Perú se implementan según el tipo de servicio que se transa en el mercado. Los servicios hídricos son un tipo de servicios ecosistémicos que más ingresan a esta lógica de conservación neoliberal. En el Perú, la transacción de servicios hídricos está regulada por directivas especiales que responden y complementan la política hídrica del país.

La Ley n.º 19338, Ley de Recursos Hídricos, introduce el paradigma de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH). A partir de la promulgación de esta Ley en el 2009, se ha generalizado en el discurso político y técnico un tipo de gobernanza hídrica que persiste en una cultura tecnocrática para solucionar los problemas de escasez hídrica, y cada vez más transfiere el manejo y gestión del recurso a manos del mercado. Partiendo de ello, el principal argumento de este trabajo de investigación es que el patrón metabólico del agua en la sociedad y los ecosistemas del Perú ha sido configurado por estas políticas hídricas. Con la introducción de los esquemas de PSE hídricos, los intentos por adoptar un modelo hegemónico de mercantilización del agua en el Perú, terminan por fortalecerse a través de estos instrumentos de conservación bajo la lógica del mercado.

De esta forma, el objetivo central de este trabajo es analizar la convergencia de las políticas de PSE con el metabolismo social hídrico de la cuenca alta del Santa. La cuenca del Santa es una de las unidades hidrológicas más importantes del Perú en términos sociales, económicos y ambientales. Para explorar esta convergencia se emplea el enfoque del metabolismo hídrico de los sistemas socio-ecológicos, primero, para describir el patrón metabólico del área de estudio como un sistema complejo multiescalar y multidimensional, y segundo, para analizar la influencia de procesos sociales externos como la implementación de políticas relacionadas a la gestión del agua.

En la cuenca alta del Santa se toma como estudio de caso a la subcuenca de Quillcay, una de sus unidades hidrológicas menores más representativas en la zona interandinas del departamento de Áncash. La subcuenca de Quillcay es principal sistema hidrológico que provee de servicios hídricos a la ciudad de Huaraz, capital de la región Áncash. En este sistema metabólico se viene diseñando un PSE hídrico. Así, la introducción de estas políticas de pago por servicios ecosistémicos podría reconfigurar nuevamente la gestión local del agua. En ese sentido, el marco conceptual y metodológico empleado ha permitido identificar las interrelaciones entre los sistemas ecológicos y sociales que median en la producción y coproducción de los servicios hídricos.

Para comprender estas dinámicas sociales y ecológicas que ocurren a diferentes escalas espacio-temporales, la tesis se ha dividido en siete partes fundamentales. En la primera parte se presenta la problematización del trabajo de investigación desde un enfoque crítico a las políticas hídricas del Perú, y a los paradigmas de la conservación de los ecosistemas bajo la lógica del mercado. Enseguida, se presenta el estado del arte donde se sintetiza el conocimiento acumulado respecto a los servicios ecosistémicos y el enfoque del metabolismo social poniendo énfasis en los avances y propuestas desde Latinoamérica. Sigue el fundamento teórico en el cual se plantean las bases argumentativas y se fundamenta la propuesta de una gramática del agua para responder a la pregunta central de esta investigación. En la cuarta sección se describen y fundamentan los diversos métodos empleados para el diseño de la investigación. En la quinta sección se presentan los resultados obtenidos, seguido de las discusiones de estos hallazgos a partir de la revisión bibliográfica. El trabajo finaliza con las conclusiones y recomendaciones de la última sección.

I. Problemática

Una de las cuencas hidrográficas más importantes del Perú, en términos ambientales, sociales, políticos y económicos, es la cuenca del río Santa (también llamada cuenca del Santa), que se desplaza de Sur a Norte en la vertiente occidental de los Andes (Campos et al., 2016). Con un área de 12 005,50 km², políticamente se encuentra dentro del departamento de Áncash y una pequeña parte dentro del departamento de La Libertad (Gonzales & Gómez, 2003). Asimismo, comprende altitudes que van desde el nivel del mar (+ 3 m s.n.m.) hasta más de los 6 700 m s.n.m. La cuenca se compone de 9 unidades hidrográficas, siendo una de ellas, la unidad hidrográfica del Alto Santa, también conocido como cuenca alta del Santa (ANA, 2015).

La cuenca alta del Santa delimita, principalmente, al Oeste con la cordillera Negra y al Este con la cordillera Blanca, ésta última denominada así porque alberga picos glaciares, como se observa en la Figura 1. La cordillera Blanca es el ecosistema glaciar más importante del Perú por constituir su mayor reserva estratégica de agua (Dávila et al., 2018). Gran parte de la cordillera está protegida por el Parque Nacional Huascarán. Gracias a este ecosistema, la cuenca del Santa es también una de las 10 cuencas glaciares más importantes del Perú (Obregón et al., 2009). El valle interandino que conforma la cuenca alta del río Santa alberga a más del 70 % de la población urbana y rural de toda la cuenca (ANA, 2015). En este valle se encuentra la ciudad de Huaraz, capital de la provincia que lleva el mismo nombre y capital de la región Áncash, que concentra al 36,7 % de la población total de la cuenca (ANA, 2015).

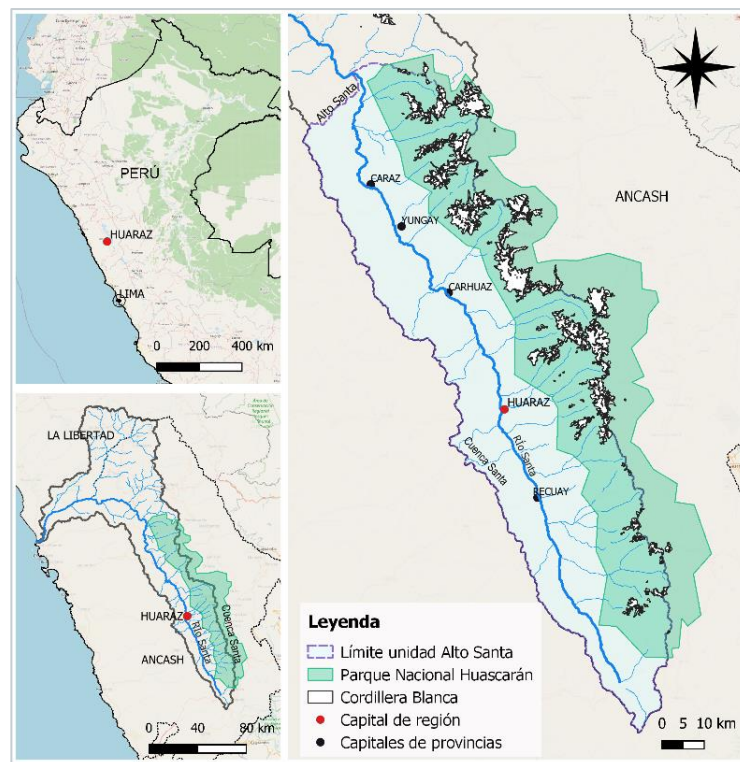


Figura 1. Mapa de la cuenca del río Santa y su unidad hidrológica Alto Santa.
Fuente. Elaboración propia.

Entre las principales actividades económicas que se desarrollan en toda la cuenca predomina el sector de servicios, con actividades como el turismo y comercio. En el sector

extractivo destaca la minería polimetálica (cobre, oro, plata y molibdeno); en el sector agropecuario, la ganadería y agricultura; y en el sector productivo, la energía y diversas industrias (Dávila et al., 2018). Como recurso, el agua del río Santa es utilizado principalmente en la generación del 10 % de la energía hidroeléctrica del país (Drenkhan et al., 2015). Asimismo, en la cuenca baja, el curso natural del río ha sido desviado y canalizado en mega infraestructuras de riego para el desarrollo de la agricultura de exportación en las zonas desérticas y costeras de la región Áncash y La Libertad (Mark et al., 2017; Oré & Rap, 2009).

Según French (2015), la cuenca del Santa es un territorio que se caracteriza por tener dinámicas políticas divisivas y altos niveles de competencia por el uso y control del recurso hídrico entre sus diversos actores. Un poco antes, Lynch (2012) ya había agrupado estas dinámicas sociales en tres ejes: i) disputas entre jurisdicciones intra e interregional; ii) competencia entre sectores y subsectores económicos; iii) y desacuerdos entre los usuarios aguas arriba y aguas abajo.

Las políticas divisivas que French (2015) identifica son una consecuencia de las disputas jurisdiccionales presentes en la cuenca. Estas disputas se explican por las disparidades en la definición de la escala de gestión del territorio y sus recursos (Lynch, 2012). Para la gestión del agua, la delimitación político-administrativa del territorio se sobrepone a la delimitación hidrográfica de la cuenca, sus subcuencas y microcuencas. De esta forma, Lynch (2012) sostiene que, los conflictos jurisdiccionales enfrentan tanto a las comunidades, a nivel interno, como a los gobiernos regionales, a nivel de cuenca. Esto último ha impedido la consolidación de un Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca (CRHC) para el Santa, ya que como lo exige la normativa, éste tendría que ser interregional, es decir, entre los gobiernos regionales de Áncash y La Libertad (French, 2015). Sin embargo, la postura política desde Áncash ha sido de total rechazo a esta medida por considerar el agua del río Santa como un recurso exclusivo de los ancashinos (French, 2015; Lynch, 2012).

Las disputas dentro de la cuenca “cambian a medida que uno se mueve desde la cabecera del río Santa a su desembocadura” (Lynch, 2012, p. 366). Aguas arriba, la competencia se da entre comunidades vecinas (Zimmer, 2016); entre comunidades y mineras (Lynch, 2012); y entre comunidades e hidroeléctricas (French, 2016b, 2019). Aguas abajo, la competencia entre sectores se da en un contexto de asimetrías de poder. Los pequeños comités de regantes aguas arriba no tienen los mismos derechos de asignación de agua que las grandes agroindustrias de las partes bajas (Drenkhan et al., 2015; French, 2015). Asimismo, ciudades costeras como Chimbote y Trujillo, ésta última capital de la región La Libertad, se disputan el agua para consumo humano, mientras sigue en crecimiento los barrios pobres y asentamientos informales que no tienen acceso a agua potable (Lynch, 2012).

Las competencias en la cuenca baja también explican las disputas jurisdiccionales a nivel regional, mencionado anteriormente. En los desiertos costeros de Áncash y La Libertad se desarrollan dos mega proyectos de riego con las aguas del río Santa: Chincas y Chavimochic, respectivamente. Casi el 76 % de la descarga anual promedio del río Santa es desviado para el proyecto Chavimochic que a su vez abastece de agua a la gran mayoría de la población de la ciudad de Trujillo (Drenkhan et al., 2015).

Al ser la cuenca del Santa una de las unidades hidrográficas de la vertiente del Pacífico más grande e importante del país, es posible imaginar la complejidad de las relaciones entre sus diversos actores sociales. Una interacción poco abordada en los estudios citados, pero central para este trabajo, es la relación entre los residentes rurales y urbanos en la zona altoandina de la cuenca. Así, por ejemplo, Drenkhan et al. (2015) sostienen que, la población altoandina de la cuenca se enfrenta directamente a diversos riesgos hidrológicos que amenazan sus medios de vida como efecto del cambio climático.

El factor hidroclimático más importante es el proceso acelerado de desglaciación de la cordillera Blanca que viene alterando el régimen hidrológico de toda la cuenca (Baraer et al., 2012). La contribución de los glaciares en la estación seca puede superar el 40 % de la descarga anual total del río Santa al océano Pacífico (Baraer et al., 2012). En ese sentido, la capacidad de provisión y regulación de los servicios hídricos en estos ecosistemas ha disminuido (Mark et al., 2017). Asimismo, entre los riesgos hidrológicos más latentes está la disminución de la calidad del servicio hídrico de las montañas (Grande et al., 2019) y el desborde de las lagunas de origen glaciar sobre la población rural y urbana (Frey et al., 2018; Randy Muñoz et al., 2020).

Los cambios hidroclimáticos en la cuenca del Santa junto a los diversos procesos metabólicos de las sociedades aguas arriba y aguas abajo, han sido importantes impulsores de la disponibilidad y acceso al agua (Carey et al., 2017; Drenkhan et al., 2015; Mark et al., 2017). Estos procesos metabólico de la sociedad se encuentran mediados por relaciones de poder político, económico y cultural sobre el agua (Rodríguez-Labajos & Martínez-Alier, 2015). A nivel político, la Ley n.º 29338, Ley de Recursos Hídricos, ha configurado el patrón metabólico del agua, no solo en cuencas glaciares como el Santa, sino en todo el país.

En el marco de la Ley de Recursos Hídricos, el Perú adopta el enfoque de la Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH) como una filosofía de la gestión óptima y equitativa del agua, con participación activa de la población organizada. A nivel técnico-político se emplea el enfoque de la GIRH para enfrentar los desafíos de la seguridad hídrica en términos de disponibilidad, acceso, y distribución justa (UN-WATER, 2013).

Según se suscribe en la misma norma, el éxito de la GIRH depende del desarrollo de una estructura institucional competente, capaz de generar un marco legislativo favorable. Sin embargo, en la práctica, la finalidad de la política hídrica del Perú ha estado más orientado a la eficiencia en el uso del recurso a través de la creación de mercados (Urteaga, 2010). Así, Urteaga (2010) afirma que, a las políticas hídricas neoliberales, le ha seguido las políticas públicas de inversión privada para dinamizar la agricultura, el sector energético y minero.

Para sostener la agricultura hegemónica e intensiva de la costa, una región de suelos fértiles pero árida que cuenta con apenas el 2 % de la disponibilidad hídrica del país, el Estado ha promovido políticas de fomento a la inversión privada en obras de irrigación para la agroexportación intensiva (Oré, 2005; Oré & Rap, 2009). Las políticas de fomento a la inversión petrolera y minera evitan afectar los intereses agroexportadores y se ciernen sobre las comunidades campesinas en la sierra y los pueblos indígenas en la selva (Boelens et al., 2006; Hendriks & Boelens, 2016; Swyngedouw, 2013; Urteaga, 2010). Mientras que, en el sector hidroeléctrico, en países como Colombia, México y Perú, las transnacionales energéticas se

están apropiando del agua gracias a los programas del Estado para la atracción a la inversión privada (Duarte et al., 2015).

La “paradoja de Jevons” sintetiza muy bien el efecto rebote del uso del lenguaje discursivo de la eficiencia hídrica para la mercantilización de los recursos (Alcott, 2005). En la práctica, una mejora en la eficiencia del consumo de un recurso no necesariamente conlleva a su uso racional, sino más bien, exacerba su sobreexplotación y acelera el metabolismo social (Martínez-Alier, 2013; Ramos-Martín, 2012). No resulta extraño entonces, cuando Urteaga (2010, p. 54) sostiene que la intervención del Estado peruano en la regulación del uso del agua ha respondido a su intención de “aplicar un modelo de liberalización de los derechos del agua y a la creación de mercados de regulación de la dinámica social del agua”.

Oré & Rap (2009) también enfatizan en la cultura y poder de los grupos profesionales (abogados, economistas, ingenieros) como intermediarios entre las demandas neoliberales y los intereses de grupos de poder hegemónicos para la formulación de políticas de control del agua. Esto ha resultado en la conformación de una burocracia hidráulica o “hidrocracia”, aquel dominio o control del agua basado en narrativas discursivas tecno-burocráticas, tecnicistas, legalistas, masculinas y etnocentristas (Boelens et al., 2006). Para Oré & Rap (2009), la influencia histórica de la cultura occidental en la formación profesional en disciplinas relacionadas al estudio hidrológico, ha sido trascendental. Esto se observa ahora con el desarrollo de la climatología y glaciología en el Perú, ciencias naturales fuertemente influenciados por la intervención histórica de investigadores europeos y norteamericanos en el territorio (Dávila et al., 2018). La glaciología, y otras ciencias relacionadas al clima, se han construido en base a estructuras de poder hegemónico occidental y poder de género desigual (Carey et al., 2016). Como resultado de la marginalización de otras formas de conocimiento y narrativas alternativas, la ciencia tradicional simplifica los impactos del retroceso glaciar a la disminución de la seguridad hídrica global (Drenkhan et al., 2015; Mark et al., 2017; Rosario et al., 2016).

A nivel social, para Hendriks & Boelens (2016) las reglas, derechos y leyes que determinan la distribución y asignación del agua también generan conflictos. Deutsch (2012, p. 365) sostiene que en el Perú, el agua no está totalmente mercantilizada, pero “la escasez y la vulnerabilidad hídrica también pueden fabricarse mediante políticas”. Un factor que determina el acceso desigual es la autoridad legítima sobre el agua, es decir, quién o quiénes deciden cómo y a quién se otorga derechos de acceso al recurso (Hendriks & Boelens, 2016). Estos espacios, generalmente, son excluyentes y discriminatorios por la forma en que se implementan estas políticas hídricas, siempre desde un Estado centralista, que desconoce las formas de gobernanza local y ancestral del agua (Boelens et al., 2006). Así describe Oré (2011) las prácticas de despojo del agua hacia las autoridades indígenas del valle de Ica, quienes fueron perdiendo su poder, primero con los hacendados, luego ante el Estado y sus técnicos, y finalmente ante las empresas agroexportadoras (Oré, 2005).

En otros contextos, el uso discursivo de las soluciones tecnocráticas a los problemas de escasez contenidos en estas políticas ha transformado la gobernanza local del agua (Carey, 2005; Castillo, 2015; Paerregaard, 2018). En la comunidad de Cabanaconde en la región de Arequipa, la introducción de un sistema de riego por canales, transformó totalmente la gobernanza ancestral del agua que se sostenía en un sistema tradicional de trabajo colectivo para mantener sus fuentes de agua (Paerregaard, 2018). Más complejo aún son los conflictos originados por la

heterogeneidad de los diversos lenguajes de valoración y sistemas de creencias del agua. En la hidrocosmología andina, el ciclo natural del agua se conecta con la agricultura, la vida humana y la cosmología (Boelens, 2014; Boelens et al., 2006). Sin embargo, “la convergencia y coproducción de los poderes físicos, sociopolíticos e imaginarios del agua varían mucho” (Paerregaard, 2018, p. 5). Esta dinámica social se integra mucho con el territorio físico, encontrando una variedad de contextos que determinan el conocimiento local del agua en las comunidades (Damonte, 2015; Damonte & Lynch, 2016).

Por lo tanto, la política hídrica del Perú persiste en la cultura tecnocrática del siglo anterior a través del uso del lenguaje discursivo de la eficiencia, es excluyente, y pone por encima de los valores sociales y ambientales del agua a la valoración económica (Damonte & Lynch, 2016; French, 2016a; Urteaga, 2010). Estas características han terminado por configurar el actual patrón metabólico del agua en las cuencas hidrográficas del Perú. Cada una con particularidades propias del territorio, pero fuertemente influenciadas por estas políticas.

Paralelamente a la consolidación del paradigma de la GIRH, se introduce a partir del 2004, el enfoque de los servicios ecosistémicos hídricos, a través de los esquemas de pagos por servicios ecosistémicos (PSE) (Quintero & Pareja, 2015). Los PSE terminan por complementar la GIRH a través de la conservación y recuperación de ecosistemas que proveen servicios hídricos. Estos mecanismos se adoptan formalmente en el año 2014 con la promulgación de la Ley n.º 30215, Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos (MRSE). Algo muy particular en el contexto peruano es la sustitución del término de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) por Retribución por Servicios Ecosistémicos (RSE). Los términos pago, retribución, y compensación, suelen utilizarse indistintamente como sinónimos en estos esquemas. Sin embargo, la compensación hace referencia más a una “retribución” en especie, no monetaria o pago indirecto (Grima et al., 2016).

En general, los servicios ecosistémicos se presentan como una estrategia multilateral para conservar los ecosistemas y contribuir al crecimiento económico y social, a través de los esquemas de PSE (Balvanera et al., 2012; Flores et al., 2018; Lorenzo & Del Pilar Bueno, 2019; Martín-Ortega et al., 2013). Muy similar a la filosofía de armonía de la GIRH. Sin embargo, desde la ecología política, los PSE son un instrumento más del paradigma de la conservación neoliberal que se fundamenta en varios supuestos del desarrollo sostenible al internalizar los ecosistemas a la lógica del mercado (Flores et al., 2018; Gudynas, 2003; Kosoy & Corbera, 2010). Asimismo, los PSE tienen un carácter reduccionista de las complejas relaciones ecosistémicas; introducen un valor transable de los servicios ecosistémicos desconociendo los valores culturales inmensurables; e invisibilizan las asimetrías de poder que pueden contribuir a generar más desigualdades en el acceso a los recursos (Eschenhagen, 2014; Gudynas, 2003; Nicolás Kosoy & Corbera, 2010; Maris, 2011).

En la construcción de los esquemas de SE, además de la comunidad científica enfocada a la investigación ecológica, por lo general, se encuentran las ONG como actores centrales (Eschenhagen, 2014). Así como determinados profesionales han jugado un rol fundamental en el desarrollo de las políticas hídricas del país, las ONG lo han hecho en la formulación y diseño de los esquemas de PSE. Entre el 2004 y el 2014, antes de la promulgación de Ley de MRSE, el 45 % de iniciativas de MRSE hídricos eran impulsados técnica y financieramente por ONG como el Centro de Estudios y Promoción del Desarrollo (DESCO), CARE, Forest Trends, The Nature

Conservancy, el Instituto de Montaña, y el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN) (Quintero & Pareja, 2015).

Aunque no esté concebido de esa forma en la Ley de MRSE, la implementación de estos mecanismos tiene un trasfondo social para reducir la pobreza. El supuesto de que la conservación de los ecosistemas también puede ser rentable en términos económicos, resulta muy atractivo para Latinoamérica, una región caracterizada por sus abundantes recursos naturales y desigualdades sociales (Castro-Díaz, 2014; Lorenzo & Del Pilar Bueno, 2019). De ahí, una justificación ya conocida que explica la participación tan activa de las ONG.

Más allá de la reflexión teórica, en la práctica algunos resultados de los PSE en América Latina han demostrado sus beneficios a diversas escalas espacio-temporales (Balvanera et al., 2012; Grima et al., 2016; Kosoy et al., 2007; Martin-Ortega et al., 2013). Wunder et al., (2008) identifican efectos colaterales de los PSE en el sur global, especialmente en los medios de vida local como la diversificación e incremento de sus ingresos. Así, los PSE que además contribuyen positivamente en los medios de vida tienen más probabilidad de éxito (Grima et al., 2016). Otros factores que determinan las probabilidades de éxito son la escala de intervención y el tipo de transacción. Grima et al., (2016) sostienen que la escala local y regional tienen altos grados de éxito, y las transacciones en especie, o indirectas son más efectivas.

El caso más emblemático y ampliamente documentado como exitoso es el de Costa Rica (Sánchez-Chaves & Navarrete-Chacón, 2017). Sin embargo, Castro-Díaz (2014) advierte que estos estudios no son concluyentes sobre los otros impactos que pueden tener los PSE. Así, es importante también diferenciar los PSE por el tipo de servicio ambiental que se transa en el mercado para determinar sus impactos. En el caso de Costa Rica, pocos autores hacen mención a la resistencia de las comunidades frente al avance de los Programas de Reducción de Emisiones de la Deforestación y la Degradación de los Bosques (REDD+) cuyo esquema de manejo de bosques difiere con sus prácticas culturales (Lorenzo & Del Pilar Bueno, 2019). En Chile, el sector forestal se está alineando a los programas REDD+, en un intento de corregir su responsabilidad por la conversión de bosques nativos en bosques productivos (Balvanera et al., 2012).

En el esquema de PSE adoptado por el Perú, se identifican a dos tipos de actores que “voluntariamente” acuerdan canalizar recursos para invertir en acciones de conservación y recuperación de los ecosistemas: retribuyentes y contribuyentes. En un MRSE hídrico, “las actividades río arriba determinan la calidad y cantidad del medio ambiente río abajo” (Llambi & Lindemann, s.f., p. 1). Así, los contribuyentes o “vendedores” casi siempre son comunidades campesinas que se encuentran en la parte alta de la cuenca donde están las fuentes de los servicios ecosistémicos. Los retribuyentes o “pagadores”, en cambio, se encuentran en las partes bajas de la cuenca y son principalmente usuarios de agua potable, junta de regantes, e hidroeléctricas. Se espera que los contribuyentes, quienes generalmente subsisten del agropastoreo local reciban un incentivo directo por la conservación de los ecosistemas (Quintero & Pareja, 2015). Para este contexto específico, Llambi & Lindemann (s.f) sostienen que los esquemas de PSE asumen diferentes características que se alejan de la transformación del agua como una mercancía y se convierten en una estrategia de adaptación frente al cambio climático para las poblaciones altoandinas.

Lo cierto es que todavía hay poca evidencia sobre los impactos de los PSE a nivel cultural, especialmente en las poblaciones altoandinas. Las prácticas culturales en el manejo de un recurso natural, ya sean beneficiosas o no para el mismo ecosistema, se modifican bajo esta perspectiva de conservación rentable. En el primer caso, la sustitución de una mala práctica por una de cuidado y conservación condicionada a un incentivo podría desvirtuar el valor intrínseco del ecosistema. En el segundo caso, el reconocimiento de otras prácticas como sustentables, generalmente prácticas ancestrales, podría transformar las relaciones espirituales o cosmológicas de estos pueblos con su entorno. Motivo por el cual es importante analizar críticamente la introducción de estas últimas políticas que convergen con la gestión local del agua y que modifican el metabolismo hídrico.

1.1. Formulación del problema

Motivados por la creación de la Ley de MRSE y las presiones sociales e hidroclimáticas en cuencas glaciares, el Instituto de Montaña (en adelante, IM), una ONG fundada en 1972 en Virginia, Estados Unidos, dedicada a la protección de las montañas, impulsa en el 2015, una iniciativa para diseñar e implementar un MRSE hídrico en la cuenca del Santa. El objetivo inicial fue identificar casos pequeños y concretos donde se podría implementar un MRSE para luego replicar el esquema en toda la cuenca. A pesar de que la iniciativa no prosperó, un MRSE para la cuenca del Santa se ha convertido ahora en prioridad para las instituciones gubernamentales involucradas en la gestión del agua.

En la cuenca del Santa, los servicios ecosistémicos hídricos de aprovisionamiento y regulación se producen en los ecosistemas de montaña, especialmente aquellos que se encuentran por encima de los 3 500 m s.n.m. (INAIGEM, 2019). Estos servicios son el resultado de múltiples procesos complejos, tanto materiales como energéticos, en el que también intervienen los sistemas sociales (Ehrlich & Mooney, 1983; Stuart Chapin et al., 2009). Así, reducir la dinámica del agua a disciplinas muy especializadas, invisibiliza la socio-naturaleza intrínseca del agua (Linton, 2008; Swyngedouw, 2009). Esto no permite, por ejemplo, identificar otros impulsores sociales de la escasez hídrica en la cuenca (Carey et al., 2017; Rodríguez-Labajos & Martínez-Alier, 2015; Urquiza Gómez & Cadenas, 2015).

Entre los procesos sociales que coproducen estas relaciones está la Ley n.º 29338, Ley de Recursos Hídricos. Bajo esta Ley se introduce el enfoque de la GIRH y se consolida con la aprobación de la Política y Estrategia Nacional de Recursos Hídricos del 2015. Investigadores nacionales e internacionales de disciplinas como la sociología, antropología y geografía, han caracterizado a la política hídrica del Perú como el producto de una metamorfosis neoliberal (Hendriks & Boelens, 2016; Lynch, 2012; Urteaga, 2010). La consolidación del paradigma de la GIRH solo ha servido para seguir favoreciendo a unos usuarios y usos sobre otros, mientras la escasez y vulnerabilidad hídrica se siguen fabricando por estas prácticas. Así, con más de 10 años de implementación, la Ley de Recursos Hídricos ha moldeado el patrón metabólico del agua en la sociedad y los ecosistemas de la cuenca del Santa.

Siguiendo esa línea de análisis, la introducción de un nuevo esquema de gestión de los ecosistemas hídricos bajo el enfoque de PSE podría hacer una nueva modificación en la organización social del agua al reagrupar a los grupos de interés en retribuyentes y contribuyentes. Este esquema regulado bajo la Ley n.º 30215, Ley de Mecanismos de Retribución

por Servicios Ecosistémicos (MRSE), complementa el enfoque de la GIRH con los MRSE hídricos. Si bien, todavía los impactos integrales del enfoque de los PSE a nivel ecológico y social son inciertos (Wunder et al., 2008), la implementación de MRSE hídricos en el país, especialmente para uso poblacional, han tenido un mayor desarrollo gracias a la institucionalidad del agua cimentada en la Ley de Recursos Hídricos.

En ese sentido, al encontrarse los procesos de implementación de MRSE hídricos en la cuenca alta del Santa recién en la etapa de diagnóstico, con este trabajo se quiere responder a la pregunta: ¿de qué forma la integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos en la cuenca alta del Santa converge con el metabolismo social hídrico? Para este propósito se analizará un caso de estudio de una de las unidades hidrográficas más representativas de la cuenca alta del río Santa, la subcuenca de Quillcay. En esta unidad se encuentra en proceso de diseño un MRSE hídrico regulado por la Ley n.º 30215, Ley de MRSE.

Así, la pregunta central se desglosa en dos preguntas secundarias: ¿qué características particulares de la dinámica ecosistémica influyen en la promoción de políticas de pago por servicios ecosistémicos? y ¿cómo influyen determinadas dinámicas sociales en la integración de estas políticas?

1.2. Objetivos

Objetivo general:

Analizar la convergencia entre la integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos con el metabolismo social hídrico de la cuenca alta del Santa.

Objetivos específicos:

- Caracterizar las dinámicas ecosistémicas de la cuenca alta del Santa que influyen en la promoción de políticas de pago por servicios ecosistémicos.
- Caracterizar las dinámicas sociales que median en la integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos en la cuenca alta del Santa.

II. Estado del arte

Los servicios ecosistémicos han servido de sustento para el desarrollo de muchas intervenciones de conservación en Latinoamérica porque es un enfoque que permite integrar fácilmente a los ecosistemas con las necesidades de la sociedad (Balvanera et al., 2012). Las intervenciones de mercado como los esquemas de pago por servicios ecosistémicos (PSE) son más comunes en esta región que en cualquier otra (Balvanera et al., 2012).

En América Latina, las políticas multisectoriales han posicionado a los esquemas de PSE como una prioridad política en la región (Castro-Díaz, 2014; Flores et al., 2018). Costa Rica es el primer país en implementar un esquema de PSE formalmente (Sánchez-Chaves & Navarrete-Chacón, 2017). Argentina, México, Brasil y Chile cuentan con lineamientos normativos de incentivo a los PSE para la desarrollo forestal y manejo de bosques mediante los créditos de carbono (Flores et al., 2014, tab.2). Hasta el 2012, Colombia era el segundo país con mayor cantidad de programas PSE implementados después de Costa Rica (Balvanera et al., 2012).

Asimismo, desde el 2014, Perú, ya cuenta con un marco normativo general para el incentivo de PSE bajo otra denominación: retribución por servicios ecosistémicos (Quintero & Pareja, 2015).

La documentación y reflexión de las implicancias de estos esquemas de gestión vienen incrementando progresivamente en la región (Castro-Díaz, 2014; Grima et al., 2016; Kosoy et al., 2007). Sin embargo, Balvanera & Cotler (2007) resaltan la importancia de agrupar estos estudios en cuatro enfoques: i) reflexiones teóricas y metodológicas del concepto; ii) estudio de las funciones ecosistémicas; iii) Valoración económica; y iv) análisis de experiencias concretas. En esto último, los esfuerzos se han centrado en consolidar y sintetizar el crisol de experiencias en la región por tipo de servicio, como los servicios hídricos (Grima et al., 2016; Martín-Ortega et al., 2013). De esta forma, en Ecuador, Chafla & Cerón (2016) sostienen que los esquemas de PSE son la opción más recomendada para visibilizar de forma concreta y medible los aportes de los ecosistemas al bienestar humano, como se demuestra con el estudio de caso del Fondo de Agua de la ciudad de Quito. En Perú, los resultados de la documentación de experiencias en esquemas de PSE hídricos para Lima y Callao (Zucchetti et al., 2012), y Moyobamba (León-Morales & Renner, 2012) no son totalmente determinantes en cuenta al funcionamiento y efectividad del mecanismo, al igual que los PSE de paisaje en Tambopata (Holle & Huayca, 2012).

En Colombia, Caro-Caro & Torres-Mora (2015) realizan un análisis de implicancia teórica entre el enfoque de los servicios ecosistémicos y los sistemas socio-ecológicos en la gestión sostenible de los agroecosistemas del país. En esa misma línea de investigación, De la Mora (2019) explora la convergencia entre las políticas de conservación por áreas naturales protegidas y por servicios ecosistémicos en áreas urbanas de México. A nivel de Latinoamérica, Flores et al. (2018) evidencian una gran variedad de arreglos de gobernanza ambiental en los esquemas de PSE. En cuanto a las metodologías de valoración, Mulligan et al. (2012) reconocen las limitaciones de las herramientas disponibles para la evaluación de los SE, ya sea para la valoración o caracterización del servicio. A nivel técnico, Celleri (2010) encontró que todavía existe poco conocimiento científico que logre establecer relaciones causales entre las intervenciones por PSE y la recuperación de un servicio hídrico. A nivel socio-económico, en Perú, Hajek (2012) sostiene que, estos mecanismos, bajo la denominación de Incentivos por Servicios Ecosistémicos, son herramientas de inclusión social para combatir la pobreza en las comunidades campesinas y nativas del país.

A pesar de los argumentos a favor de los esquemas de PSE, desde la ecología política se han gestado críticas más severas. Lomas et al. (2017) identifican cuatro tipos de problemas en el enfoque de los servicios ecosistémicos: problemas conceptuales; problemas metodológicos; problemas socio-políticos; y problemas asociados a la mercantilización de la naturaleza. De esta forma, Gudynas (2003) crítica la instrumentalización y la imposición tecnocrática de la naturaleza para reducir la participación social en la gestión de los recursos naturales. Eschenhagen (2014) resalta los orígenes de los servicios ecosistémicos en las principales bases del neoliberalismo y sostiene que el actual enfoque “no logra salirse de la racionalidad economicista monetaria (...) [para] seguir con exactamente el mismo modelo hegemónico neoliberal” (2014, p. 11-12). Castro-Díaz et al. (2014) plantea seis supuestos de la implementación de los PSE que abren brechas entre el conocimiento científico y popular e identifica seis implicaciones de estos esquemas en el territorio. Desde la justicia hídrica, Budds (2013) identifica cuatro problemas de los PSE: i) relaciones sociales de poder y control desigual

sobre los recursos hídricos; ii) simplifican los complejos procesos ecológicos a relaciones causales sencillas; iii) invisibiliza otras posibles causas de la degradación de los ecosistemas y en consecuencia se establecen políticas que perjudican a grupos ya vulnerables; iv) ignoran las formas de gobernanza local tradicionales existentes para manejar los ecosistemas (p.270-271). Asimismo, Kosoy & Corbera (2010) sostienen que los PSE son un síntoma y una consecuencia del fetichismo por la mercantilización de la naturaleza y esto repercute en la forma en que se la percibe.

A nivel ético, la crítica es más radical, se niega rotundamente la perspectiva instrumental y antropocéntrica de la naturaleza (Lomas et al., 2017). No obstante, Hahn et al. (2015) sugieren que no todos los PSE son instrumentos de mercado, como los PSE por subsidio o los de compensación voluntaria. Este debate en torno a los PSE es extenso y es una consecuencia de la imprecisión en la definición de los servicios ecosistémicos (Bruckmeier, 2016). De esta forma, Balvanera et al. (2011) sostienen que, los servicios ecosistémicos necesitan de marcos conceptuales interdisciplinarios para su estudio, entre los que destaca el metabolismo social.

El metabolismo social emerge como un concepto metafórico del metabolismo biológico para analizar críticamente el proceso social del trabajo en el ambiente tomando como base las teorías clásicas de Marx y Weber (Toledo, 2013). El concepto fue redescubierto y reinventado por el pionero de la ingeniería sanitaria Abel Wolman (1965) en la concepción del metabolismo de las ciudades, por el economista estadounidense Robert Ayres (1997), la austriaca Marina Fischer-Kowalski (1998), entre los más destacados. La mayoría de estos estudios se ha desarrollado más en su dimensión cuantificable gracias a la evolución paralela de disciplinas híbridas como la ecología industrial o la economía ecológica (González de Molina & Toledo, 2014). Han surgido conceptos como el metabolismo industrial para definir el estudio de los flujos de masa de las sociedades industrializadas y su impacto en la transformación económica (Ayres, 1997; Kennedy, 2015). El metabolismo urbano como el estudio del desarrollo y la dinámica de las ciudades en base a la apropiación, consumo, y deshecho de materiales y recursos (Barles, 2010; Dijst et al., 2018; Gandy, 2004, 2018; Julián & Álvarez, 2014; Swyngedouw, 2005; Wolman, 1965). Cada disciplina ha adoptado y readaptado a sus necesidades y objetivos metodologías para cuantificar diversos flujos materiales y energéticos, y así, sintetizar información de procesos metabólicos más específicos (Infante-Amate et al., 2017).

En cambio, desde la visión latinoamericana, el biólogo mexicano Toledo (2013) reinventa nuevamente la definición del metabolismo social como un cuerpo poliédrico en el que se encuentran acoplados dos dimensiones: una dimensión material donde se desarrollan los procesos metabólicos; y una dimensión inmaterial donde se organizan socialmente estos procesos metabólicos. Otros autores de habla hispana le han dado diversos enfoques al metabolismo social desde la economía ambiental, la historia ambiental y la ecología política (Toledo, 2013). Entre las contribuciones más notables están: la del economista español Martínez-Alier (2008, 2013) quien usa el metabolismo social como marco de análisis de los conflictos ecológicos-distributivos; su estudiante, el economista Ramos Martín (2001; 2012; 2009) en el desarrollo del metabolismo energético; González de Molina en el desarrollo del metabolismo social agrario (González de Molina et al., 2020); y el mismo Toledo en el desarrollo del metabolismo rural (González Acevedo & Toledo, 2016). A nivel metodológico, Giampietro & Mayumi (2000) marcan un hito al proponer la metodología del *Análisis Integrado a Múltiples*

Escalas del Metabolismo de la Sociedad y de los Ecosistemas (MuSIASEM) para analizar los flujos biofísicos que organizan los sistemas metabólicos. Bajo este enfoque, Giampietro et al. (2014; 2013; 2005) introducen el metabolismo de los sistemas complejos autoorganizados al reconocer la necesidad de que el patrón metabólico de la sociedad y los ecosistemas solo puede observarse a diferentes escalas espaciales, temporales y organizativas.

Siguiendo la línea metodológica del MuSIASEM, la científica española Madrid López (2014; 2012; 2015), profundiza en las múltiples narrativas y escalas que analizan la circulación del agua en los sistemas complejos para proponer un marco conceptual que denomina como metabolismo hídrico de los sistemas socio-ecológicos. El metabolismo hídrico es un marco conceptual determinado por procesos de intercambio entre flujos y fondos que adhieren características específicas a los dos sistemas que componen el metabolismo social: el metabolismo societal y el metabolismo ecosistémico (Madrid-López et al., 2013). La interacción de estos flujos y fondos permiten determinar cuatro patrones relaciones (A, B, C, y D) sobre los cuales se puede agrupar diferentes narrativas aplicadas en Perú y Latinoamérica, como aproximaciones del metabolismo social del agua.

La relación “A” representa la dependencia entre los flujos y fondos sociales necesarios para el mantenimiento de los sistemas sociales (Madrid-López & Giampietro, 2015). Esta relación se estudia bien desde la justicia hídrica que analiza el agua como un recurso en disputa que fluye dentro del sistema metabólico societal en dirección del poder (Martínez-Alier, 2004, 2008; Swyngedouw, 2013). Los casos de conflictos hídricos más estudiados en el Perú y Latinoamérica están relacionados a la tensión entre la relación agua-alimentos-energía-industria (Budds & Hinojosa, 2012; Sosa Landeo, 2012); al análisis crítico del extractivismo del Sur (Roca-Servat, 2015); y en los derechos de acceso al agua y la distribución desigual del recurso (Hendriks & Boelens, 2016; Oré et al., 2012).

Un campo de estudio eludido por Madrid-López, pero que se conecta con la relación “A”, es la ecología política del agua (EPA) que estudia cómo se distribuyen los costos y beneficios de la alteración del ciclo hidrosocial (Rodríguez-Labajos & Martínez-Alier, 2015). Desde la EPA, se ha cuestionado fuertemente las políticas de promoción del sector hidroenergético en Latinoamérica (Bauer, 2010; Höhl, 2017; Romero, 2014) y la privatización del agua (Delgado, 2003; Hendriks & Boelens, 2016). Asimismo, el ciclo hidrosocial (Linton & Budds, 2014) es un enfoque complementario de la EP y la justicia hídrica (Rodríguez-Labajos & Martínez-Alier, 2015) para estudiar la naturaleza social del agua, las relaciones de poder que dan forma al sistema hidrosocial y las diferentes relaciones sociales y culturales que influyen en su gestión (Wesselink et al., 2017). Este enfoque ha sido utilizado para el análisis de la vulnerabilidad social por el retroceso glaciar (Mark et al., 2017); en su convergencia con el ciclo hidrocasmológico (Boelens, 2014); y en la influencia del conocimiento contextual del agua en los Andes (Paerregaard, 2018). Otro concepto complementario son los territorios hidrosociales, aquellas dinámicas sociales y políticas entre actores en espacio físico determinado: las cuencas hidrográficas (Damonte & Lynch, 2016). Bajo este enfoque se registran estudios en el Perú para la Región San Martín (Rondón, 2017) y el valle de Ica (Damonte, 2015).

La relación “B”, explica el intercambio de flujos hídricos entre los sistemas sociales y ecológicos (Madrid-López, 2014). Desde la economía ecológica, las metodologías más usada para analizar la estructura del metabolismo social de los países de Latinoamérica, son los Análisis

de Flujo de Masa y Energía (MEFA) (Crespo-Marín & Perez-Rincón, 2018; Russi et al., 2008). Solo Chile registra un estudio de MFA para patrones metabólicos específicos en la generación de residuos (Steubing et al., 2010). Otra metodología que responde a los objetivos de este patrón relacional es la huella hídrica (Hoekstra & Chapagain, 2006). No obstante, Madrid-López (2014) resalta las limitaciones analíticas de este indicador para responder a los objetivos del metabolismo social. Las iniciativas más relevantes en el Perú han sido promovidas por la Autoridad Nacional del Agua para el cálculo de la huella hídrica de productos agrícolas (Rendón, 2015). Dentro de este patrón relacional, Madrid-López (2014) incluye la conceptualización del metabolismo social de Toledo.

La relación “C” estudia el intercambio de flujos y fondos en el sistema ecológico (Madrid-López & Giampietro, 2015). Es decir, en esta relación metabólica se estudian los procesos hidrológicos globales (Madrid-López, 2014). En el Perú, la Cordillera Blanca en la cuenca del Santa, es el sistema ecológico glaciar más estudiado a nivel mundial desde disciplinas muy especializadas como la hidrología, climatología, y la glaciología (Carey et al., 2017; McDowell et al., 2019).

Por último, la relación “D” se estudia los sistemas socio-ecológicos. Los sistemas socio-ecológicos integran en una misma unidad de análisis las relaciones complejas entre los sistemas sociales y los sistemas naturales (Berkes et al., 2003; Janssen & Ostrom, 2006; Ostrom, 2009). En este caso se trata de un sistema socio-ecológico específico, donde solo se consideran procesos relacionados al acoplamiento agua-sociedad (Madrid-López, 2014). En la cuenca del Santa se han sido empleados diversos marcos conceptuales y metodológicos para analizar las interacciones de los sistemas socio-ecológicos en la gestión sostenible de los ecosistemas (Liu et al., 2007; Postigo & Young, 2016) fuertemente dependientes de los recursos hídricos glaciares (Polk & Young, 2016), y en la adaptación basada en la vulnerabilidad y resiliencia (French et al., 2016).

Los estudios relacionados a la teoría de los servicios ecosistémicos constituyen una combinación de los patrones relaciones C y B de Madrid-López (Madrid-López & Giampietro, 2015). De esta forma, los servicios ecosistémicos corresponden a una narrativa del agua para el estudio del metabolismo hídrico (Madrid-López, 2014).

III. Fundamento teórico

3.1. Marco teórico

3.1.1. Discursos alrededor de los servicios ecosistémicos

De acuerdo con Bruckmeier (2016), el uso del término “servicios ecosistémicos” (en adelante SSEE) en la investigación interdisciplinaria, muchas veces carece de una coherencia y reflexión metodológica, epistemológica y teórica. Para llegar a un concepto teóricamente más elaborado, es importante tener en cuenta que la evolución de los SSEE parten de la necesidad de comprender la relación entre la naturaleza y el hombre (Balvanera & Cotler, 2007).

Caro-Caro & Torres-Mora (2015) sostienen que esta evolución ha sido consecuente con los cambios de los paradigmas ambientales a lo largo de la historia. Desde Aristóteles y Platón, y naturalistas como Humboldt hasta Malthus, el concepto de naturaleza evolucionó hacia los

recursos naturales (Caro-Caro & Torres-Mora, 2015). Con el ambientalismo anglosajón de los años 70 y el surgimiento de la economía neoclásica, emerge el paradigma de la sostenibilidad y el capital natural (Caro-Caro & Torres-Mora, 2015). La globalización acentúa estos paradigmas en el discurso político y académico, y se pone en relieve la importancia de los ecosistemas, la biodiversidad y sus servicios (Gómez-Baggethun et al., 2010; Grima et al., 2016). De esta forma, a partir de los años 80, surgen los SSEE (Ehrlich & Mooney, 1983).

Los SSEE ingresan formalmente a la agenda política internacional a partir de la publicación del informe de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés) de las Naciones Unidas en el 2005 (Fisher et al., 2009). En éste se reconocen a los SSEE como los “beneficios netos para el bienestar humano y el desarrollo económico” (Reid et al., 2005, p. 5). A partir de este informe, Maris (2011, p. 29) sostiene que, “la naturaleza ya solamente es vista en términos de los beneficios que aporta a los seres humanos”. Este enfoque instrumental de los SSEE también ha sido impulsado por el fracaso del MEA para detener la degradación de los ecosistemas que proveen éstos servicios (Lomas et al., 2017).

Existen hasta tres enfoques de estudio para entender la evolución del concepto de los SSEE: ecológico; económico; y un híbrido entre ecológico-económico (Martín-López et al., 2009; Vandewalle et al., 2008). En el enfoque ecológico, los SSEE son “un amplio rango de condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que lo conforman, sostiene y nutren la vida humana” (Daily, 1997, p. 3). Bruckmeier (2016) sostiene que desde este enfoque no se requiere una aclaración teórica porque los SSEE están diseñados para la ecología aplicada. Desde el enfoque económico, la definición más citada corresponde a Constanza et al., (1997, p. 254) quienes entienden a los SSEE como “los flujos materiales, energéticos y de información obtenidos del capital natural que, combinado con el capital manufacturado y humano, producen bienestar humano”. En el enfoque híbrido se encuentra la definición de los SSEE presentado en el MEA (Vandewalle et al., 2008). Éste último ha permitido el desarrollo de herramientas más pragmáticas para la gestión de la conservación de los ecosistemas (Caro-Caro & Torres-Mora, 2015).

En consecuencia, Martín-López et al. (2009) sostienen que no existe un consenso sobre la definición de los servicios ecosistémicos. Este vacío conceptual caracteriza a los SSEE como insuficientes para describir la interacción sociedad-naturaleza (Bruckmeier, 2016). Esta falta de consenso ha exacerbado aún más su uso en la instrumentalización y mercantilización de la naturaleza para fines políticos y económicos (Gómez-Baggethun et al., 2010).

3.1.2. Enfoque interdisciplinario en los servicios ecosistémicos

Balvanera et al. (2011, p. 58) sostienen que el análisis de los SSEE “debe ser abordado desde la perspectiva de la complejidad y a través del trabajo interdisciplinario”. Para Bruckmeier (2016), la teoría de los sistemas socio-ecológicos (en adelante SSE) podría ayudar en esta reformulación de los SSEE. Sin embargo, añade que es necesario una clasificación de los SSE según sus formas de acoplamiento para obtener un concepto teórico más elaborado para este fin (Bruckmeier, 2016). Para esto último, el metabolismo social es un concepto central para la mostrar las diferentes formas de acoplamiento de los SSE (Bruckmeier, 2016).

Según Stuart Chapin III et al. (2009), el mundo como un sistema global y los sistemas insertados en él (sistemas regionales y locales), deben entenderse como SSE o sistemas

acoplados. En estas redes de sistemas interrelacionados, “las personas dependen de los recursos y servicios proporcionados por los ecosistemas, y la dinámica de los ecosistemas está influida, en diversos grados, por las actividades humana” (Stuart Chapin III et al., 2009, p. 6). De esta forma, Martín-López et al. (2009) definen a los SSEE como aquellos vínculos entre los sistemas ecológicos y los sistemas sociales. Vínculos que representan las interrelaciones multiescalares y multidimensionales de los sistemas complejos (Raskin, 2014). En la Figura 2 se representan estas escalas de análisis en los sistemas ecológicos y sociales, y las relaciones de producción y coproducción de los servicios ecosistémicos.

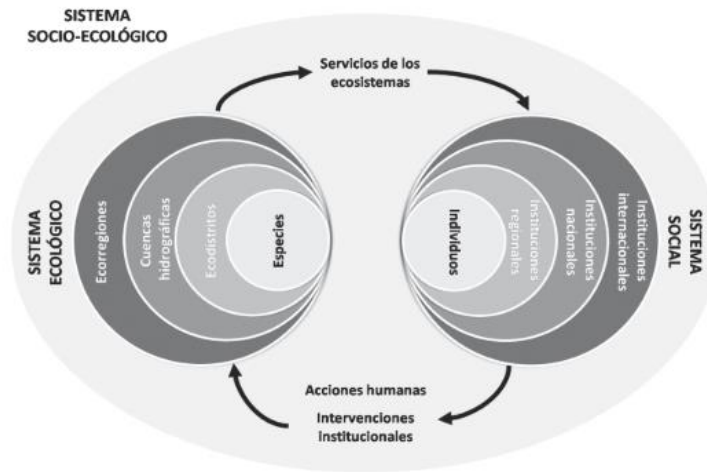


Figura 2. Modelo conceptual de los servicios ecosistémicos desde el enfoque de los sistemas socio-ecológicos.

Fuente. Tomado de Martín-López et al. (2009, fig. 1).

Esta visión reconoce el vínculo estrecho entre las funciones de los ecosistemas, los servicios que generan, y el bienestar humano (Martín-López et al., 2009). Si bien, algunos servicios ecosistémicos se generan a partir de las funciones de los ecosistemas, estos no necesariamente se corresponden entre sí (Song et al., 2014). Las funciones de los ecosistemas son propiedades naturales de los ecosistemas relacionados a la estructura y procesos ecológicos del mismo; los servicios son el uso humano de las funciones de los ecosistemas (Song et al., 2014). Es decir, “las funciones existen independientemente de su uso, demanda, disfrute o valoración social, traduciéndose en servicios sólo cuando son usadas, de forma consciente o inconsciente, por la población” (Martín-López et al., 2009, p. 238).

Por lo tanto, el valor se extiende a la existencia previa de la estructura del ecosistema porque su mantenimiento es necesario para la provisión de servicios (Fisher et al., 2009). Esta relación se completa con el bienestar humano, un término acuñado en el mismo MEA (Reid et al., 2005). Su relación con los servicios ecosistémicos es directamente proporcional, es decir, mientras se mejore o preserve el estado de los ecosistemas (estructura y procesos) y con ello se garantice la provisión de servicios (funciones de los ecosistemas), mejorará también el bienestar humano (Reid et al., 2005). De esta forma, nace el paradigma de la conservación para el bienestar humano (Martín-López et al., 2009). En la Figura 3 se grafican las relaciones descritas, y se añade para el bienestar humano, los cinco componentes o indicadores propuestos en el MEA.

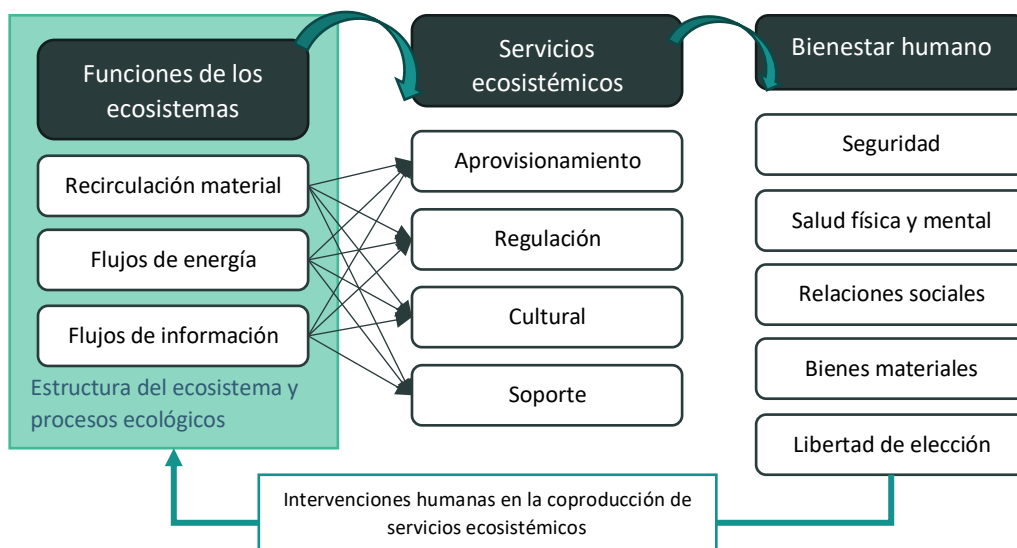


Figura 3. Relación entre las funciones de los ecosistemas, los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.

Fuente. Adaptado de Song et al. (2014); Martín-López et al. (2009); Reid et al. (2005).

En base a estas relaciones, es que se entenderá en esta investigación los SSEE. Es decir, aquellos beneficios producidos y coproducidos por los sistemas ecológicos y sociales para generar y mantener el bienestar humano. Esta definición adoptada permite enmarcar una doble vía de análisis, tanto a los sistemas sociales como naturales, que sustentan la problemática identificada.

3.1.3. El paradigma de la conservación bajo la lógica del mercado

Desde la perspectiva de la gestión de los SSEE, las funciones de los ecosistemas son importantes para distinguir qué estructura y proceso ecológico son fundamentales para mantener la provisión de estos servicios (Martín-López et al., 2009). Es decir, “al comprender las características clave [de los ecosistemas] podremos gestionar, mantener, restaurar o evaluar mejor los servicios de los ecosistemas” (Fisher et al., 2009, p. 646). En base a estos criterios, De Groot et al. (2002) sostienen que la clasificación correcta de los SSEE es a las funciones de los ecosistemas, cuyos aspectos útiles para el ser humano derivan en bienes o servicios de los ecosistemas. En la Tabla 1 se recopilan algunas de las relaciones entre las categorías propuestas por De Groot et al. (2002) y su relación con la clasificación más conocida de los SSEE realizada por la MEA (Reid et al., 2005).

Tabla 1. Funciones y servicios de los ecosistemas.

Funciones del ecosistema	Servicios ecosistémicos
Regulación	Regulación
Es la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos ecológicos esenciales como los ciclos biogeoquímicos y otros procesos biosféricos.	<ul style="list-style-type: none"> - Polinización. - Regulación del clima. - Regulación del agua. - Regulación de la erosión. - Regulación de la calidad del aire. - Regulación de peligros naturales.

	<ul style="list-style-type: none"> - Purificación del agua, tratamiento de aguas residuales.
	<p>Aprovisionamiento Cultural</p> <ul style="list-style-type: none"> - Valor científico, educativo o cognitivo.
<p>Sustrato o hábitat</p> <p>Es el refugio o hábitat que proporcionan los ecosistemas para la reproducción y preservación de la diversidad biológica y genética.</p>	<p>Soporte</p> <ul style="list-style-type: none"> - Producción primaria. - Fotosíntesis. - Provisión de hábitat. - Formación y retención del suelo. - Circulación de nutrientes. - Circulación de agua. <p>Cultural</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sentido de lugar o identidad. - Recreación y turismo.
<p>Producción</p> <p>Es la capacidad de los ecosistemas de proveer recursos gracias a la fotosíntesis y la cadena trófica.</p>	<p>Aprovisionamiento</p> <ul style="list-style-type: none"> - Alimentos, fibra, combustibles. - Recursos genéticos. - Plantas medicinales y ornamentales. - Agua. - Energía.
<p>Información</p> <p>Es una función de referencia que brinda oportunidades de reflexión y desarrollo cognitivo.</p>	<p>Culturales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Valores espirituales y religiosos. - Valores estéticos. - Recreación y ecoturismo. - Bienestar psicológico. - Paisaje. - Valor científico, educativo o cognitivo.

Fuente. Adaptado de De Groot et al. (2002); Reid et al. (2005).

En la toma de decisiones, generalmente, se priorizan los servicios de aprovisionamiento (Balvanera et al., 2012). Esto debido a que no todos los servicios se consumen o usan directamente, entre ellos los servicios culturales y de regulación que no requieren de capital de origen humano para su disfrute (Martín-López et al., 2009). De esta forma, los SSEE sirven también para apoyar decisiones políticas o esquemas de gestión acorde al paradigma de la conservación (Balvanera et al., 2012). Esto último se ve reflejado mucho en la gestión de los recursos hídricos que para esta tesis se entienden como servicios hídricos.

Los servicios hídricos son aquellos beneficios obtenidos del efecto de los ecosistemas terrestres sobre el agua dulce (Brauman et al., 2007). Los servicios hídricos derivan en cuatro aspectos útiles para el ser humano como se resume en la Tabla 2.

Tabla 2. *Servicios hídricos demandados por la sociedad.*

Tipo de servicio ecosistémico	Servicio hídrico demandados
Aprovisionamiento	Suministro de agua
Regulación	Regulación hídrica para la mitigación de daños causados por inundaciones, sedimentación, salinización de tierras.
Cultural	Uso espiritual, estético, turístico, identidad, y didáctico (científico)
Soporte	Crecimiento de alimentos, hábitat para organismos acuáticos

Fuente. Adaptado de Brauman et al. (2007); Martín-López et al. (2009).

A diferencia de otros servicios, éstos se definen por atributos de cantidad, calidad, ubicación, y tiempo de flujo (Brauman et al., 2007). Estos atributos se ven afectados a medida que el agua se desplaza por la cuenca hidrográfica, o cuando una perturbación, generalmente externa, afecta los procesos del ecosistema degradando el suministro del servicio (Brauman et al., 2007). El acceso desigual a estos servicios hídricos en uno de sus atributos óptimos da origen a los conflictos ecológico-distributivos por el agua (Rodríguez-Labajos & Martínez-Alier, 2015). Debido a ello, los servicios hídricos son uno de los SSEE que más ingresan a la lógica de conservación de mercado (Grima et al., 2016).

Entre los principales instrumentos de mercado utilizados por la conservación neoliberal están los Mercados de Servicios Ecosistémicos (MSE) y los esquemas de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) (Flores et al., 2018; Gómez-Baggethun et al., 2010). Los MSE se basan en el principio de “quien contamina paga”, es decir, aborda las externalidades ambientales negativas; en cambio los PSE se basan en las externalidades ambientales positivas (Grima et al., 2016). En este trabajo se analizará exclusivamente los esquemas de PSE.

a. Esquemas de pago por servicios ecosistémicos

Los PSE son un instrumento de mercado para corregir las externalidades ambientales positivas como los SSEE que la sociedad aprovecha pero que nadie paga por su uso (Grima et al., 2016; Kosoy & Corbera, 2010). Bajo este enfoque, aquellos que se benefician directa e indirectamente por un servicio ecosistémico deben pagar a quienes se encargan de preservarlo (Wunder, 2015). La finalidad es generar ingresos económicos para la conservación y protección de los ecosistemas que proveen servicios a la humanidad, a través de acuerdos de transacción de un servicio, mayormente voluntarios (Gómez-Baggethun et al., 2010). Es decir, bajo la lógica del mercado, se busca modificar el comportamiento humano hacia la conservación y protección de los ecosistemas (Balvanera et al., 2012).

Al respecto, Costanza et al. (1997) sostienen que los SSEE son flujos de capital natural que a menudo se infravaloran porque están fuera del mercado. Así, la atención de los SSEE se centra en la valoración económica para destacar los costos de la degradación ecológica y su impacto en el bienestar humano (Gómez-Baggethun et al., 2010; Grima et al., 2016). Bajo esta racionalidad, pensar en el valor de los ecosistemas es preguntarse “cómo los cambios en la cantidad o la calidad de diversos tipos de capital natural puede tener un impacto en el bienestar humano” (Costanza et al., 1997, p. 255).

Los esquemas de pagos por servicios hídricos son los que más se han regulado e implementado con “éxito” (Balvanera et al., 2012). Esto debido a la naturaleza dual del agua: como un servicio del entorno físico (Mulligan et al., 2012) y como un servicio ecosistémico como tal (Reid et al., 2005). Asimismo, la unidad de gestión de los recursos hídricos más común es la cuenca hidrográfica, y los esquemas de PSE también adoptan esta unidad ecológica.

Como territorio hidrosocial, los usuarios aguas abajo experimentan los impactos de los ecosistemas en los servicios hidrológicos aguas arriba (Brauman et al., 2007). En ese sentido, bajo los esquemas de PSE, los que ayudan en la generación del servicio hidrológico, a través de la protección y conservación de los ecosistemas, se encuentran en la partes medias y altas de la cuenca; y quienes se benefician directamente del servicio, en las partes bajas de la cuenca (Quintero & Pareja, 2015). Los beneficiarios del servicio deben pagar/compensar/retribuir a quienes contribuyen en la provisión del servicio. Éstos usuarios, generalmente son empresas de agua y saneamiento, hidroeléctricas, usuarios de riego, e industrias diversas; mientras que, los contribuyentes pueden ser actores individuales o comunales, ya sean pueblos indígenas o no (Grima et al., 2016).

b. Políticas de pago por servicios ecosistémicos

La racionalidad economicista de los SSEE se acentuó en los programas de políticas públicas con la publicación del MEA (Gómez-Baggethun et al., 2010). Con el surgimiento de la economía verde, muchas funciones de los ecosistemas se han caracterizado como servicios, han sido valorizados, y otros han sido incorporados a la lógica de mercado (Gómez-Baggethun et al., 2010). Estas distinciones en el uso de los términos pretenden diferenciar entre valoración y mercantilización. La valoración puede suponer una muestra del valor de un activo natural sin llegar a su mercantilización (Costanza et al., 1997), entendiendo la mercantilización como el “mecanismo autónomo que determina el precio en una economía de mercado, como un equilibrio entre la oferta y la demanda” (Hahn et al., 2015, p. 79).

Para llegar a la mercantilización, el primer paso es identificar un servicio; segundo, asignar un valor o cuantificación del mismo; tercero, la apropiación del servicio a través de la formalización de los derechos de propiedad (Gómez-Baggethun et al., 2010). Como cuarto y último paso, crear el mercado: de dónde provienen y a quién se destinan, o quiénes son los compradores potenciales (Kosoy & Corbera, 2010; Mulligan et al., 2012).

Al reconocer estas etapas o procesos hacia la mercantilización, las políticas de conservación bajo la lógica del mercado en Latinoamérica varían según las necesidades y características particulares de cada país (Flores et al., 2018). Debido a ello, Hahn et al. (2015) recomiendan utilizar grados de mercantilización como una forma más acertada de estudiar estos esquemas. En la Tabla 3 se definen los grados de mercantilización según las características del instrumento de política y se presentan algunos ejemplos de orientación.

Tabla 3. *Grados de mercantilización en términos de instrumentos de política para la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.*

Grado	Categoría	Definición	Ejemplos
0	No mercantilización	Apelan a la responsabilidad moral; es decir, "incluye la apreciación intrínseca o relacional de los ecosistemas, en la que la razón de ser de la protección de la naturaleza, es la propia naturaleza" (p.75).	Reconocimiento de la equidad social y el valor intrínseco de la naturaleza.
1	Regulaciones no monetarias basadas en argumentos instrumentales	Se basa en la separación de los seres humanos y la naturaleza y, por tanto, una visión instrumental de la naturaleza, aunque sin esfuerzos explícitos de valoración.	Las reservas naturales y otros planes de uso de la tierra que se centran en los argumentos de valor instrumental de la naturaleza.
2	Regulaciones no monetarias basadas en métricas físicas (unidades de naturaleza)	"Se produce cuando (..) introducen "nuevos" derechos de propiedad y responsabilidades que implican mediciones de la biodiversidad o de las unidades de servicios de los ecosistemas, pero sin valoración monetaria, ni señales de precios" (p.76).	Compensaciones ecológicas (p.ej. una empresa compensa la degradación de la biodiversidad y los SSEE invirtiendo en estos atributos en otro lugar) sin que intervengan las señales de precios o las transacciones del mercado.
3	Regulaciones no monetarias diseñadas para maximizar la eficiencia económica	Implica esfuerzos deliberados para expresar o "demostrar" el valor de la naturaleza en términos monetarios (...) es un paso a la mercantilización donde "la valoración monetaria allana el camino para la mercantilización" (p.76).	Introducción de los análisis de costo-beneficio en las reservas naturales.
4	Instrumentos económicos (sin negociación)	Se utilizan los impuestos y subsidios para mejorar los valores de los ecosistemas (...) se internalizan las externalidades y evocan el cambio de comportamiento, pero no crean mercados porque los impuestos y los subsidios no se negocian, se imponen desde una norma.	Impuestos y subsidios: subsidios como los esquemas de PSE pero pagados por el gobierno (p.ej. la compensación por servicios ecosistémicos)

5	Instrumentos económicos (negociación de mercado voluntaria)	Incluyen las compensaciones por la biodiversidad comercializada y otros MSE que se asemejen a los sistemas de comercio con fijación de límites máximos. La mayoría son obligatorios. El gobierno controla estos mercados.	Los PSE y MSE obligatorios y no obligatorios (p.ej. los PSE hídricos y las compensaciones por pérdida de la biodiversidad).
6	Instrumentos de financiación	Es la completa mercantilización. Los SSEE se convierten en un producto básico comercializado que se empaqueta (como bonos y derivados) y se vende como instrumento financiero. Se define como el proceso en el que "los actores financieros invierten en unidades de naturaleza conservada y convierten estas inversiones en instrumentos financieros que se negocian en los mercados financieros" (p.78).	La financiarización a través de los esquemas de PSE o MSE como garantías para los inversores (p.ej. los bonos de carbono, los programas REDD+).

Fuente. Traducido y adaptado de Hahn et al. (2005, tab.1, p.75-79).

En Latinoamérica es común encontrar el uso de términos como pago, retribución y compensación de forma indistinta para referirse especialmente a los esquemas de PSE (Derissen & Latacz-Lohmann, 2013). No obstante, la Tabla 3 sugiere una diferenciación de estos instrumentos según el propósito declarado y el marco de valoración utilizado. Los PSE financiados por el gobierno, tipo subsidios, se llaman también compensación por servicios ecosistémicos y tienen un menor grado de mercantilización que los PSE financiados por el usuario y centrados en un único servicio (Hahn et al., 2015). A pesar de esta primera aproximación en la diferenciación de términos, el uso de uno u otro puede no ser coherente con el diseño institucional real del programa (Hahn et al., 2015).

En el Perú los esquemas de PSE se encuentran regulados bajo la Ley n.º 30215, Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos (MRSE). De acuerdo a las características del diseño de la norma, ésta tendría un grado de mercantilización entre 4 y 6, dependiendo del tipo de servicio a transar y la modalidad de retribución acordada. Los servicios hídricos y sus acuerdos de retribución oscilan entre un grado de mercantilización 4 y 5. Servicios de secuestro y almacenamiento de carbono tendrían un grado 6 de mercantilización al estar más expuestos a los mercados internacionales de carbono.

Según la norma, los MRSE son manifestaciones voluntarias entre contribuyentes y retribuyentes para establecer acciones de conservación, recuperación y uso sostenible de los ecosistemas (Resolución de Consejo Directivo n.º 039-2019-SUNASS-CD). Sin embargo, actores gubernamentales diseñan e implementan los MRSE hídricos según el tipo de usuario del recurso. Así, por ejemplo, los acuerdos con empresas de agua potable tienen una regulación complementaria de carácter obligatorio (sin negociación). Mientras que, los acuerdos con otros

usuarios del agua como los comités de regantes o las hidroeléctricas todavía son voluntarios (negociación de mercado).

En ese sentido, Hahn et al. (2005, p.79) no sugieren que una configuración política sea mejor que otra, pero sí sostienen que, “es el diseño institucional de un instrumento de política particular el que determina el grado de mercantilización”. Con estos criterios, la investigación se centra en los acuerdos de retribución o pago por servicios hídricos, con énfasis en los arreglos con empresas de agua potable de acuerdo al caso de estudio.

c. Valoración de los servicios ecosistémicos

El enfoque metodológico de la valoración es de suma importancia en los grados de mercantilización de los instrumentos de política para la conservación economicista (Hahn et al., 2015). Costanza et al. (1997) sostiene que poner valor a un bien o servicio es parte de nuestra cotidianidad y naturaleza porque estamos obligados a tomar decisiones. Este proceso de valoración de los ecosistemas se divide en tres tipos: ecológico, sociocultural y económico (De Groot et al., 2002). Estos tipos de valores también se clasifican en valor intrínseco (ecológico) y valor instrumental o antropocéntrico (socio-cultural y económico) (Martín-López et al., 2009). La integración y ponderación de estos tipos de valores determina el diseño de las políticas de gestión y conservación de los ecosistemas (De Groot et al., 2002).

El valor ecológico o intrínseco del ecosistema está determinado por la integridad de las estructuras ecológicas, sus procesos y funciones, así como su complejidad y dinamismo (De Groot et al., 2002). El valor socio-cultural está asociado al bienestar no material de la sociedad (De Groot et al., 2002), a la percepción social y su relación con la tradición, cultura, identidad, espiritualidad y disfrute (Martín-López et al., 2012). Ambas evaluaciones se pueden realizar en paralelo y son necesarias para la valoración económica (Martín-López et al., 2012).

Según De Groot et al. (2002), la valoración económica se divide en cuatro métodos: valoración directa de mercado; valoración indirecta de mercado; valoración contingente; y valoración de grupo. En la Tabla 4 se resume estos métodos.

Tabla 4. *Métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos.*

Método	Definición
Valoración directa de mercado	Se basa en el valor de intercambio que tienen los servicios de aprovisionamiento (bienes) en el mercado. Algunos servicios culturales (recreación) y de regulación también se pueden valorar con este método.
Valoración indirecta de mercado	Los servicios que no tienen mercados explícitos de intercambio se valoran de forma indirecta. Se basan en la disposición a pagar y la disposición a aceptar una compensación por la disponibilidad o la pérdida de estos servicios. Técnicas: <ul style="list-style-type: none"> - Costo evitado. - Costo de sustitución. - Ingreso por factores. - Costo de viaje. - Precios hedónicos.
Valoración contingente	Es el método más usado en la valoración ambiental de un recurso que no tiene un mercado definido. Plantea escenarios hipotéticos para valorar la disposición a pagar del usuario.

Valoración de grupo	Se basa en los principios de la democracia deliberativa y en la toma de decisiones colectiva por encima de la individual.
----------------------------	---

Fuente. Adaptado de De Groot et al. (2002, p.403-404).

En términos generales, la valoración económica es la transformación del valor intrínseco y socio-cultural en un valor intercambiable (Martín-López et al., 2012). Esto implica tres requisitos: la compartimentalización de los elementos y funciones de los ecosistemas (reducción); la formalización del propietario, individual o colectivo, sobre los bienes o servicios (apropiación); y el establecimiento de un valor equivalente o de cambio (sustitución) (Maris, 2011). Precisamente, en la valoración económica y su lógica de reducción, apropiación y sustitución, surgen las principales críticas a los esquemas de PSE.

En la normativa peruana, la estimación del valor económico del servicio ecosistémico es uno de los elementos centrales en el diseño del MRSE o esquema de PSE (Ley n.º 30215, 2014). Asimismo, ningún método de valoración económica se señala como exclusivo; la norma recomienda realizar estos estudios en función a las características del servicio y los ecosistemas. Sin embargo, en el proyecto normativo sobre los *Lineamientos para el Diseño e Implementación de MRSE*, se resalta que, “los estudios de valoración económica no son obligatorios ni restrictivos (...) estos estudios son referenciales, y las partes pueden definir la retribución, tomando en cuenta otros factores” (Resolución Ministerial n.º 160-2020-MINAM, p. 25). Dentro de los otros factores se encuentran los costos necesarios para el mantenimiento del flujo del servicio, la voluntad de pago, y otros procesos de negociación que las partes consideren.

Estas generalizaciones que caracterizan el marco de valoración de la Ley de MRSE, terminan por definir el diseño institucional de esta política. De esta forma, se sostiene que la política de PSE en el Perú es una política de conservación de carácter económico muy general. Así, el grado de mercantilización de este instrumento está en función al tipo de servicio, y a la estimación y modalidad de la retribución que se acuerde en la práctica. Esta investigación no se centra en los métodos de valoración económica más utilizados en los esquemas de MRSE porque la misma norma señala que no son obligatorios, ni restrictivo. En cambio, se incluyen como una variable más dentro del marco de análisis de las limitaciones del diseño de los MRSE. Asimismo, las dinámicas sociales se centran en el valor social del servicio ecosistémico y su interacción dentro del marco político-institucional. El valor social se entiende desde esta tesis como la importancia relativa que pueda tener un ecosistema o servicio para la sociedad en función a la percepción social y la capacidad intrínseca de los ecosistemas de proveer servicios (Liévano et al., 2015).

3.1.4. El metabolismo social en el estudio interdisciplinario de los servicios ecosistémicos

Desde campos especializados de las ciencias naturales y las ciencias sociales se han gestado esfuerzos por analizar de forma integral las interacciones entre la sociedad y la naturaleza (Bruckmeier, 2016). Sin embargo, estos intentos basan su comprensión en paradigmas de conocimiento muy disciplinarios que se han desarrollado muy bien por separado, pero que “se caracterizan tanto por lo que omiten como por lo que incluyen” (Wesselink et al., 2017, p. 2). Ante ello, Bruckmeier (2016, 2019), sostiene que, una teoría socio-ecológica interdisciplinaria debe contar con varios niveles de abstracción y formas de integración de los conocimientos

científicos sociales y naturales. Así, un modelo teórico útil para este propósito, que requiere una mayor reflexión a nivel epistemológico y metodológico, es el metabolismo social (Bruckmeier 2016).

El metabolismo social (en adelante, MS) es un marco conceptual útil para el estudio interdisciplinario de los servicios ecosistémicos (Balvanera et al., 2011). El término emerge como una metáfora del metabolismo biológico para analizar críticamente el proceso social del trabajo en el ambiente, tomando como base la teoría clásica de Karl Marx (Fischer-Kowalski, 1998; Toledo, 2013). A nivel teórico, bajo el enfoque del MS, los sistemas sociales son estructuras metabólicas cuyas dimensiones y procesos metabólicos condicionan su relación con los sistemas ecológicos (Toledo, 2013). De esta forma, un modo de relación son los servicios ecosistémicos apropiados y utilizados por los sistemas sociales (Bruckmeier, 2016).

En la actualidad, el MS es utilizado como un enfoque de contabilidad de los flujos de materia y energía provistos por los ecosistemas a los sistemas sociales para la subsistencia de estos últimos (Balvanera et al., 2011). No obstante, el uso del término en la literatura científica contemporánea no proporciona una discusión teórica, ni epistemológica del concepto para el análisis cuantitativo de flujos (Giampietro et al., 2014). En rechazo a la reducción del término como una simple metáfora del metabolismo biológico, Giampietro et al. (2014) desarrollaron el MS de los sistemas socio-ecológicos, integrando bases teóricas del estudio de los sistemas complejos autoorganizados y de la bioeconomía.

Con la integración de los análisis multiescalares de los sistemas socio-ecológicos surge el *Análisis Multiescalar del Metabolismo de la Sociedad y de los Ecosistemas* (en adelante, MuSIASEM) (González de Molina & Toledo, 2014). El MuSIASEM es una herramienta de diagnóstico integral de las pautas metabólicas de la sociedad (Giampietro et al., 2014). Los detalles de las bases metodológicas del MuSIASEM se describen en el marco metodológico de esta investigación.

A efecto de este trabajo de investigación, es importante resaltar la relación entre el MS y las externalidades o “fallas del mercado” que sustentan los instrumentos de conservación neoliberal como los PSE. Martínez-Alier (2008) sostiene que al utilizar el enfoque del MS, las externalidades ambientales (negativas y positivas) adquieren un carácter sistémico inevitable. Por lo tanto, la lógica del mercado aferrado en los servicios ecosistémicos, “no garantiza que la economía encaje en la ecología” (Martínez-Alier, 2008, p. 13). Esto convierte al enfoque del MS en un marco de análisis que al menos despierta el interés por comprender los procesos sociales y ecológicos desde el pensamiento complejo, a pesar de algunas controversias en el uso del término en la ciencia contemporánea (González de Molina & Toledo, 2014; Infante-Amate et al., 2017).

a. Metabolismo social hídrico

En la investigación se utiliza el enfoque del MS para analizar los patrones metabólicos del agua a través de la producción, coproducción, y el uso y aprovechamiento de los servicios hídricos. La aplicación de este enfoque exclusivamente al agua se le conoce también como el metabolismo hídrico de los sistemas socio-ecológicos.

El metabolismo hídrico es un marco de análisis de los procesos del agua en los sistemas sociales y ecológicos. Abarca variables biofísicas, pero también cuestiones de derechos humanos, políticas hídricas, cadenas de producción, componentes de los ecosistemas, entre otros (Madrid-López, 2014). Estos procesos están determinados por el metabolismo de la tierra (como el ciclo hidrológico) y los ecosistemas, así como las dinámicas del metabolismo de la sociedad (Madrid-López, 2014).

Según Madrid-López (2014), la complejidad del acoplamiento entre sistemas hidrológicos y sociales ha retrasado la inclusión del agua en los estudios del MS. Esta complejidad se debe a los diversos discursos dominantes entorno al agua, formados de narrativas no equivalentes de corte social, económico, político y científico que han dado origen a diferentes definiciones del agua y, por lo tanto, a diferentes formas de estudio y gestión (Madrid-López, 2014; Madrid-López et al., 2013).

El metabolismo hídrico reconoce cada narrativa entorno al agua como un dominio descriptivo que representa la identidad de un sistema socio-ecológico (Madrid-López, 2014). Gracias a la multiescalaridad de este sistema, este enfoque exclusivo del MS para el flujo agua acepta la coexistencia de distintos dominios descriptivos (Madrid-López, 2014). De esta forma, al aplicar el enfoque del metabolismo hídrico, cada dominio descriptivo cambia de acuerdo a los objetivos del analista (Madrid-López et al., 2012). Es aquí donde la adopción del MuSIASEM, precisamente, proporciona un lenguaje común de esas narrativas no equivalentes o dominios descriptivos en una gramática del agua (Madrid-López et al., 2012).

3.2. Marco metodológico

El metabolismo social ha tenido un rápido auge a partir de los años 90 (Infante-Amate et al., 2017). Esta evolución ha sido paralela al desarrollo epistemológico y metodológico de las ciencias para la sustentabilidad, un nuevo campo en la práctica científica que se caracteriza por su multidisciplinariedad (González de Molina & Toledo, 2014). De esta forma, el *Análisis Integrado a Múltiples Escalas del Metabolismo de la Sociedad y de los Ecosistemas* (Giampietro et al., 2014) ofrece una amplia complementariedad metodológica para estudiar el metabolismo hídrico (Madrid-López, 2014).

El MuSIASEM es un instrumento de diagnóstico que permite caracterizar el patrón metabólico del sistema socio-ecológico analizado (Giampietro et al., 2013). Como instrumento de simulación, permite modelar escenarios y analizar la factibilidad y viabilidad del patrón metabólico (Giampietro et al., 2014). El MuSIASEM se fundamenta en la integración de diversos conceptos teóricos derivados de los sistemas complejos y la bioeconomía (Giampietro et al., 2013).

Del estudio de los sistemas complejos, se reconoce la compatibilidad de los sistemas metabólicos con los sistemas complejos abiertos, lo que hace difícil definir un límite único y claro para su análisis (Giampietro et al., 2014). Como sistemas complejos están organizados en varios niveles jerárquicos y todos son especiales o particulares (Giampietro et al., 2014). Así, de este marco teórico se toman aquí tres herramientas conceptuales principales: las gramáticas multipropósito; la contabilidad multiescalar; y el análisis de bucle impredicativo (Giampietro et al., 2013). De la bioeconomía, el MuSIASEM toma el modelo de flujo-fondo introducido por

Georgescu-Roegen para “representar el metabolismo endosomático y exosomático del proceso socioeconómico de producción y consumo de bienes y servicios” (Giampietro et al., 2009, p. 314).

Al respecto, Giampietro et al. (2013) afirman que:

La aplicación de estos conceptos permite el uso simultáneo de variables técnicas, económicas, sociales, demográficas y ecológicas en el análisis de la pauta metabólica de las sociedades modernas, aunque estas variables se definan dentro de diferentes dimensiones de análisis y dominios descriptivos no equivalentes y se refieran a diferentes niveles y escalas jerárquicas. (p.3)

Es decir, la principal ventaja del MuSIASEM es que se aleja del enfoque reduccionista de la ciencia tradicional que solo es capaz de adoptar una escala y dimensión de análisis a la vez (Giampietro et al., 2014).

Un punto clave para esta investigación son las gramáticas multipropósito. Una gramática “proporciona una descripción basada en un conjunto esperado de relaciones sobre categorías semánticas” (Giampietro et al., 2013, p. 6). Las categorías semánticas son los esquemas de contabilidad de las gramáticas y definen la identidad de los flujos (Giampietro et al., 2014). Esto significa que, “la organización de la información en el MuSIASEM no sigue una estructura de modelo, sino la de una gramática” (Madrid-López, 2014, p. 91).

Las gramáticas son importantes porque se emplean para la contabilidad de flujos en el MuSIASEM (Giampietro et al., 2014). Es decir, “proporcionan las reglas del juego de los análisis cuantitativos de los patrones metabólicos en el MuSIASEM” (Madrid-López, 2014, p. 104). De esta forma, existen gramáticas que describen flujos metabólicos como alimentos, energía y agua, principalmente (Giampietro et al., 2014). En esta investigación se utiliza la gramática del agua para analizar el metabolismo hídrico.

3.2.1. Gramática del agua en el MuSIASEM

La gramática del agua en el MuSIASEM combina distintas perspectivas o narrativas no equivalentes del agua para contabilizar coherentemente la dimensión societal y ecosistémica del metabolismo hídrico (Madrid-López & Giampietro, 2014). Asimismo, gracias al modelo flujo-fondo, se puede describir el papel de agua en diferentes niveles y escalas de análisis (Madrid-López & Giampietro, 2014). Cuando el agua cumple una función de mantenimiento del sistema social actúa como flujo, y cuando cumple una función estructural dentro del ecosistema, actúa como fondo (Madrid-López, 2014). Las características de los elementos de flujo y fondo definen la organización interna del sistema metabólico, organización que, además, regula el intercambio biofísico con el exterior (Madrid-López & Giampietro, 2015). Esto implica una diferenciación entre los procesos internos y externos del sistema metabólico; los procesos internos corresponden al metabolismo societal que están condicionados a los procesos externos de la actividad de los ecosistemas (Madrid-López & Giampietro, 2015).

De esta forma, existen dos narrativas no equivalentes utilizadas en la gramática del agua: la visión interna y la visión externa del sistema socio-hidrológico (Madrid-López & Giampietro,

2014). La visión interna del metabolismo hídrico estudia al metabolismo societal donde el agua se comporta como un flujo social determinado por los fondos sociales que lo utilizan (Madrid-López & Giampietro, 2014). En la visión externa se analiza el metabolismo del ecosistema y el agua actúa como fondo ecológico (lagos, ríos, acuíferos, etc.) del sistema hidrológico (Madrid-López et al., 2013). Para estabilizar los procesos hídricos de los ecosistemas, Madrid-López (2014) añade un tercer holón en el marco de análisis: el ciclo del agua. De esta forma, “el análisis del metabolismo hídrico requiere la integración de los tres niveles [ciclo del agua, ecosistemas y actividad humana], sus dominios descriptivos asociados y las dimensiones pertinentes del agua” (Madrid-López, 2014, p. 79). La integración de los niveles, dominios y dimensiones del agua se representan en categorías semánticas (Giampietro et al., 2014). Las categorías semánticas que usa el MuSIASEM son cerradas y fijas, y se formalizan con métodos procedentes de diferentes narrativas científicas (Madrid-López, 2014). La formalización de las categorías semánticas con diferentes narrativas científicas “generan un conjunto de relaciones forzadas de congruencia” (Giampietro et al., 2013, p. 6). Estas relaciones no son lineales ni deterministas, por lo que, su comprobación permite emplear representaciones multidimensionales (uso simultáneo de distintas variables) y multiniveles (uso de diversos niveles jerárquicos de análisis) del patrón metabólico de un sistema socio-ecológico (Giampietro et al., 2014).

Para representar gráficamente estas categorías semánticas multidimensionales y multiniveles, el MuSIASEM utiliza los dendrogramas. En la Figura 4 se representa la gramática del agua según el enfoque del MuSIASEM. Cada compartimento funcional representa un nivel jerárquico, y dentro de cada compartimento se encuentran las categorías semánticas del sistema metabólico. Los niveles más altos ($e+2$; $e+1$; e) hacen una distinción del agua como elemento de fondo (cuerpos de agua) en la escala externa (metabolismo ecosistémico). Los niveles más bajos (n ; $n-1$; $n-2$) se centran en los flujos de agua en la escala interna (metabolismo societal). En el compartimento e/n se da la interfaz entre las dos visiones del metabolismo hídrico: externa e interna. Es decir, en este compartimento el agua pasa de ser un elemento de fondo a un elemento de flujo al ser apropiado por los sistemas sociales (Madrid-López & Giampietro, 2015).

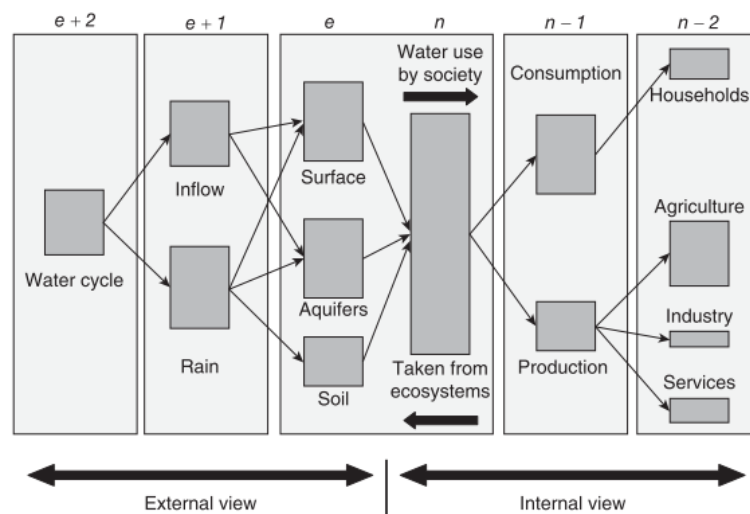


Figura 4. Dendrograma de la gramática del agua, según el MuSIASEM. Fuente. Tomado de Madrid-López & Giampietro (2014, fig. 9.1).

a. Categorías semánticas de la gramática del agua

Son los distintos niveles de significación lingüística que tiene el agua (Madrid-López, 2014). Se utilizan para clasificar los usos y significados sociales y ecológicos del agua que conforman la gramática del agua en el metabolismo hídrico (Madrid-López, 2014). En ese sentido, la semántica del agua es un sistema de categorización para la contabilidad de los flujos y fondos del agua (Madrid-López & Giampietro, 2015). Es equivalente a una operacionalización de variables para descomponer los conceptos que forman parte de un problema de investigación y de esta forma, evaluar sus dimensiones, indicadores, y formas de medición (Canales, 2006).

Las categorías semánticas para el agua utilizadas en el MuSIASEM son:

1. Recarga de agua del ecosistema:

Es el agua que recarga los fondos de agua (Madrid-López, 2014). Es decir, corresponde a las entradas de agua al sistema ecológico necesarios para su estabilidad. Esta categoría incluye el agua de la precipitación y la afluencia externa de ríos o acuíferos a la cuenca hidrográfica de estudio (Madrid-López & Giampietro, 2015).

2. Apropiación social del agua

Es el agua desviada de los fondos ecológicos para ser extraída o apropiada por los sistemas sociales (Madrid-López, 2014). Incluye también los daños infligidos por la sociedad a los fondos ecológicos del agua (vertimiento de aguas residuales, contaminación, etc.). Generalmente, esta categoría semántica se encuentra dentro del compartimento funcional de interfaz porque conecta los fondos ecológicos del agua con el uso por la sociedad (Madrid-López & Giampietro, 2015).

3. Uso bruto del agua

Es categoría semántica se encuentra en la visión interna del metabolismo hídrico. Representa el flujo de agua manejado por los sistemas sociales y es la suma del agua consumida más el agua perdida (Madrid-López & Giampietro, 2015).

4. Uso neto del agua

Son los flujos de agua evaluados a nivel local que llegan al usuario final y les proporcionan un servicio ecosistémico (Madrid-López & Giampietro, 2015). Se contabilizan por función social o actividad económica neta.

3.2.2. Una gramática del agua para el estudio de las políticas de PSE

*“El agua es utilizada por las sociedades y los ecosistemas de diferentes maneras y su conceptualización en cada uno de los holones debe ser diferente”
(Madrid-López, 2014, p. 71).*

La gramática del agua bajo el enfoque del MuSIASEM se ha empleado para evaluar la integración de políticas hídricas y agrícolas en sistemas rurales (Cabello & Madrid-Lopez, 2014). Si bien todavía son escasos los estudios que utilizan la gramática del agua del MuSIASEM en el metabolismo social del agua, su aplicación en este estudio evidencia la utilidad y flexibilidad de la herramienta para integrar aspectos biofísicos y sociales en un mismo marco de análisis. En

ese sentido, se propone en esta sección, una gramática del agua para evaluar políticas de PSE en cuencas glaciares.

Como se ha detallado en las secciones anteriores, dependiendo de la narrativa subyacente, el agua tiene muchas definiciones y cada una es semánticamente cerrada (Madrid-López et al., 2013). Es decir, cada narrativa se restringe a una única forma de estudio. En cambio, las gramáticas permiten utilizar narrativas no equivalentes que son semánticamente abiertas (Madrid-López, 2014). Estas definiciones no equivalentes están en función a los objetivos del investigador.

El MuSIASEM permite integrar estas narrativas para estudiar lo que el agua es y lo que el agua hace a distintos niveles y escalas jerárquicas de un sistema metabólico (Madrid-López & Giampietro, 2015). En ese sentido, es posible darle una identidad a los flujos y fondos hídricos en un sistema socio-hidrológico donde se pretende implementar esquemas de PSE hídricos.

a. Narrativas no equivalentes en el uso de la gramática del agua

Para la conceptualización del metabolismo social del agua se utilizan dos enfoques: la cuenca hidrográfica y la cuenca problemática (Madrid-López, 2014). La cuenca hidrográfica delimita el sistema ecológico del MS; la cuenca problemática define los elementos sociales que afectan los flujos de agua, es decir, comprende al sistema societal del MS.

Estos enfoques determinan los dominios descriptivos de análisis. En cada dominio se definen los niveles de análisis del sistema metabólico. Estos niveles de análisis son compartimentos que representan una estructura jerárquica anidada del ecosistema a nivel superior (e+i) o la sociedad a nivel inferior (s-i) (Giampietro et al., 2013).

- **Dominio descriptivo para la cuenca hidrográfica**

Este dominio descriptivo se centra en los procesos a gran escala que caracterizan el sistema ecológico. A este dominio también se le llama visión externa del metabolismo hídrico porque los procesos ecológicos están más allá del control humano (Madrid-López et al., 2013). “La visión externa se centra en los procesos que hacen que el agua esté disponible para el sistema social” (Madrid-López, 2014, p. 97). Bajo este enfoque, la prestación de servicios hídricos comienza con el ciclo del agua y continúa hasta los niveles inferiores (Madrid-López, 2014).

En un sistema hidrológico, el ciclo del agua es un proceso ecológico a gran escala que estabiliza los fondos hídricos de la cuenca a través del aporte regular de agua (Giampietro et al., 2014). Este proceso corresponde a un nivel de análisis e+2. En el nivel e+1 se describen las funciones del ecosistema que regulan la recarga de los cuerpos de agua (Madrid-López et al., 2012). Ambos niveles describen la categoría semántica de la recarga de los ecosistemas (Madrid-López, 2014).

El nivel jerárquico e, describe los fondos de agua disponibles en los diferentes cuerpos hídricos para la apropiación social del agua (Madrid-López & Giampietro, 2015). La categoría semántica utilizada en este nivel es la apropiación social del agua (Madrid-López

& Giampietro, 2015). En este nivel se da el vínculo o la intersección entre la visión externa e interna del MS.

- **Dominio descriptivo para la cuenca problemática**

Los procesos sociales describen los niveles de análisis en este dominio descriptivo. Este dominio también es conocido como la visión interna del metabolismo hídrico (Madrid-López et al., 2013). El vínculo entre ambas visiones empieza en el nivel jerárquico s . En este nivel el agua pasa de ser un elemento de fondo ecológico a un flujo social. Un flujo que representa ese servicio hídrico apropiado por la sociedad para su disfrute. A partir del nivel $s-1$, se describen los compartimentos socioeconómicos que definen las funciones sociales o actividades humanas sobre el agua (Madrid-López & Giampietro, 2015).

- **Niveles de análisis complementarios**

Hasta este punto, los niveles externos e internos descritos corresponden a un sistema metabólico estándar dentro del marco del MuSIASEM. Los niveles complementarios son los que proporcionan terrenos semánticos distintivos para analizar fenómenos indirectos que puedan influir en la visión interna y externa del sistema metabólico (Madrid-López, 2014; Madrid-López et al., 2013). Estos niveles se representan fuera de los niveles jerárquicos de la cuenca hidrográfica y la cuenca problemática. Comprenden niveles sociales superiores ($s+i$) y niveles ecosistémicos inferiores ($e-i$) y sirven para entender mejor la integración del agua como flujo y fondo (Madrid-López, 2014).

En un sistema metabólico hídrico que se ve influenciado por procesos sociales externos como la implementación de diferentes políticas nacionales de gestión del agua, es pertinente añadir un nivel social complementario que represente la influencia de estas políticas. En ese sentido, se añade un nivel $s+1$ que representa las políticas de PSE hídrico. Las categorías semánticas para estudiar este nivel pueden ser muchas, dependiendo de los objetivos del investigador.

De esta forma, la Figura 5 representa una gramática del agua para el estudio de la influencia de políticas de PSE hídricos en el metabolismo social del agua para una cuenca. La intersección entre los sistemas ecológicos y sociales se conoce también como nivel focal (e/s). Este nivel se representa como un solo nivel porque sus procesos interactúan entre sí y son estabilizados por los niveles contiguos de la jerarquía desde arriba ($s+i$, $e+i$) y desde abajo ($s-i$, $e-i$) (Madrid-López, 2014, p. 95).

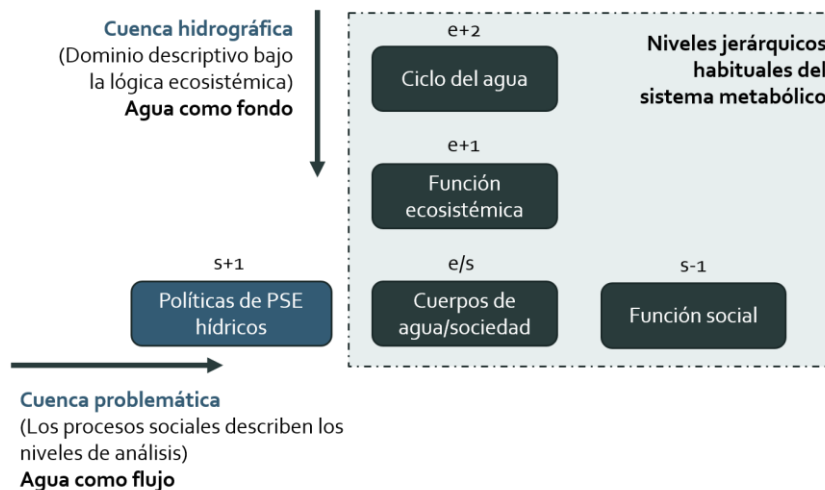


Figura 5. Niveles analíticos de un sistema metabólico influenciado por un esquema de PSE hídrico.

Fuente. Elaboración propia.

La definición de estas categorías analíticas en base al metabolismo social del agua, son el marco de referencia central de esta investigación. El nivel de análisis complementario que se propone, sirve para profundizar en las relaciones de poder político, económico y cultural que median en la integración ecológica y social del agua (Madrid-López, 2014; Madrid-López et al., 2013).

IV. Diseño de la investigación

En la problematización se define ya la principal estrategia de investigación de esta tesis: el estudio de caso. Se trata del caso de estudio de un MRSE hídrico para la subcuenca de Quillcay en proceso de implementación. Según Eisenhardt (1989, p. 534) esta estrategia “se centra en la comprensión de la dinámica presente en un solo entorno”. Para Yin (2003) se trata de una investigación empírica sobre un fenómeno dentro de un contexto. Su enfoque es más cualitativo, y permite captar mejor la heterogeneidad del proceso por el cuales ocurren estos fenómenos (P. Martínez, 2006).

Esta estrategia se caracteriza porque puede emplear múltiples niveles de análisis, lo que permite combinar diversos métodos de recopilación de evidencias, tanto cualitativas como cuantitativas (Eisenhardt, 1989; P. Martínez, 2006). Esto permite posicionar al estudio de caso como una estrategia de investigación acorde al marco metodológico descrito en el fundamento teórico de la tesis.

En ese sentido, se opta por seguir un diseño de investigación multimétodo. La modalidad multimétodo es un enfoque y, a la vez, una estrategia de investigación que utiliza dos o más procedimientos para estudiar un mismo fenómeno desde la complejidad (Ruiz, 2008).

P. Martínez (2006) señala que el estudio de caso es una estrategia poco deseable en la práctica científica, especialmente porque proveen poca evidencia para la generalización científica. No obstante, Yin (2003) defiende que el estudio de caso no representa una muestra porque su objetivo es la generalización analítica, no estadística. Asimismo, la legitimidad de la

integración de diversos enfoques para esta investigación se fundamenta en los criterios de la gramática del agua del MuSIASEM (Madrid-López & Giampietro, 2014). De esta forma, a continuación, se sintetiza el esquema metodológico con el cual se evaluó el estudio de caso de la investigación.

4.1. Fases de la investigación

El proceso se dividió en tres fases o etapas centrales según se aprecia en la Figura 6. La fase conceptual corresponde a la aplicación del marco metodológico de la gramática del agua del MuSIASEM para definir los niveles de análisis del sistema metabólico de la subcuenca del río Quillcay. Esta fase permitió seleccionar los métodos y técnicas de recopilación de información de la segunda fase de la investigación. Por último, en la fase de análisis se procesaron los datos recopilados para responder a los objetivos del estudio.

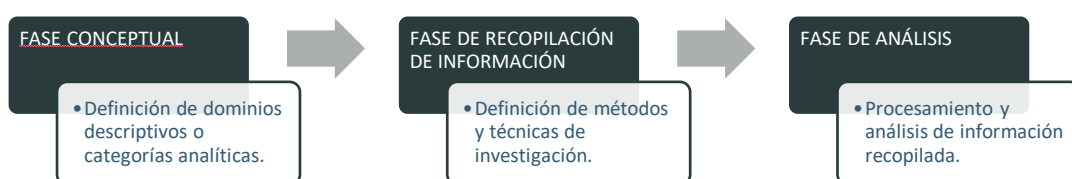


Figura 6. Procesos del diseño de la investigación.

Fuente. Elaboración propia.

4.2. Métodos y técnicas de recopilación de información

El primer paso para caracterizar el patrón metabólico de un sistema es definir el conjunto de categorías semánticas para formalizar la gramática del agua propuesto en la Figura 5. El conjunto de categorías semánticas proporcionan un medio de contabilidad del agua como fondo y flujo (Madrid-López & Giampietro, 2015).

Para las categorías semánticas comunes de la gramática del agua del MuSIASEM, la Tabla 5 contiene un resumen las variables e indicadores de contabilidad del agua para el caso de estudio.

Tabla 5. *Categorías semánticas para el análisis del metabolismo del agua en la subcuenca Quillcay.*

Función	Nivel jerárquico	Categoría semántica	Variables	Indicadores
Agua como fondo	Ciclo del agua (e+2)	Recarga del ecosistema	Precipitación	Balance hídrico
	Funciones Ecosistémicas (e+1)		Recarga	
			Escorrentía	
			Evapotranspiración	
			Aporte glaciar	
Requerimientos ecológicos	Caudal ecológico			

Agua como flujo	Cuerpos de agua (e)	Apropiación social del agua	Pérdidas cualitativas	Volumen de agua contaminada naturalmente
			Agua superficial	Volumen extraído por cuerpo de agua
			Agua subterránea	
			Humedad del suelo	
			Pérdidas cualitativas	Volumen de agua contaminada
	Sociedad (s)	Uso bruto del agua	Agua desviada	Volumen de agua apropiada
			Agua in situ	Volumen de agua perdida en la distribución
			Pérdidas cuantitativas	
	Funciones sociales (s-1)	Uso neto del agua	Consumo humano	Volumen de agua para consumo
			Uso agrícola	Volumen de agua para riego
Otros usos			Volumen de agua para otros usos	

Fuente. Adaptado de las categorías semánticas del agua de Madrid-López (2014).

La definición de cada categoría semántica se encuentra en el marco metodológico de la investigación. Algunas variables e indicadores se han definido exclusivamente para el caso de estudio. Al tratarse de una subcuenca glaciar, se añade dentro de la categoría de recarga del ecosistema, el aporte glaciar y las pérdidas de la calidad del agua por el retroceso glaciar. No obstante, la permanencia de cada variable e indicadores que formalizan estas categorías todavía se han determinado con el procesamiento la información disponible.

Para caracterizar el patrón metabólico del agua como fondo ecológico, se ha hecho un esfuerzo por sintetizar la información de estudios de evaluación hidrológica en el sector de estudio. Los datos vinculados al sistema social para estimar el uso bruto y neto del agua se han extraído de las licencias de uso de agua en el subsector Quíllcay. Los demás indicadores se han elaborado a partir de información recopilada de diversa tipología: datos y reportes hidrológicos, datos y reportes de monitoreo, datos geoespaciales, publicaciones científicas, entre otros. La lista de organización de la información secundaria utilizada se encuentra en las siguientes secciones.

Respecto al nivel complementario s+1, éste se presenta en forma de políticas y arreglos institucionales para la gestión de la conservación de los servicios hídricos. De la Mora (2019) sostiene que esta clase de políticas “son [el] resultado de procesos sociopolíticos complejos que se construyen y transforman a lo largo del tiempo y a distintas escalas, en los que participan diferentes actores sociales tanto en su formulación y aplicación, como en su refutación y transformación” (p.4-5). Por lo tanto, para analizar la convergencia de estas políticas con el metabolismo hídrico, la categoría semántica de este nivel se centra en los procesos sociopolíticos que caracterizan los arreglos institucionales de las políticas de PSE.

Este nivel tiene un importante grado de complejidad en la investigación como para limitarlo a única variable de análisis que formalice la categoría semántica definida. De la Mora (2019) sostiene que, bajo un determinado instrumento de política, las interacciones entre actores sociales se orientan en base a su diseño institucional. Asimismo, en la implementación y funcionamiento de estos instrumentos también inciden elementos socio-culturales (De la Mora, 2019). En ese sentido, se considera únicamente a la percepción social de los diversos actores como variable de estudio.

En la Figura 7 se sustenta el procedimiento metodológico para la caracterización de los procesos sociopolíticos que median en la integración de políticas de pago por servicios ecosistémicos.

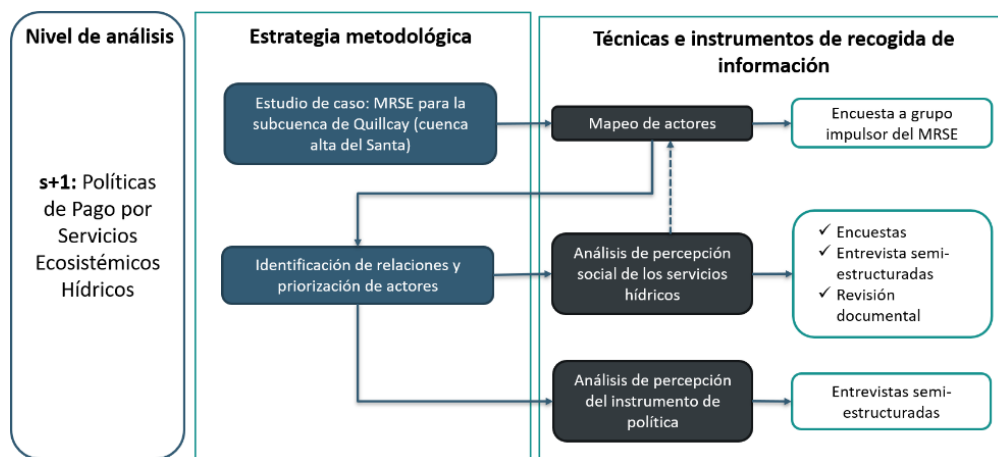


Figura 7. Procedimiento metodológico para el nivel jerárquico s+1.

Fuente. Elaboración propia.

Esta investigación se ha desarrollado en un contexto de emergencia sanitaria a nivel mundial (Covid19). En ese sentido, se ha optado por diseñar instrumentos de recogida de datos que faciliten la inamovilidad física y promuevan el uso de las tecnologías de la información y comunicación. Los criterios para cada técnica e instrumento de recopilación de información planteado, se exponen a continuación:

a. Mapeo de actores

El mapeo de actores “es una herramienta metodológica de tipo estructural” (Tapella, 2007, p. 2). Esto significa que su uso permite pensar la realidad social en formas, estructuras o tramas de relaciones entre actores sociales (Alberich, 2008). Un actor social, grupo de interés o *stakeholder* “es toda unidad generadora de acción y relación social” (Tapella, 2007, p. 3), y puede ser un individuo, grupo, entidad u organización afectada por un proyecto.

Hendriks (2011) sostiene que, un grupo de interés siempre actúa en relación con otros actores, y esto puede medirse a través de las correlaciones de fuerza entre actores. Los instrumentos para medir estas correlaciones son muy variados y tienen un carácter de interpretación subjetivo y estático (Alberich, 2008; Hendriks, 2011). No obstante, en un contexto determinado, esta herramienta es muy útil para representar gráficamente la influencia, interés y las relaciones entre los actores (Tapella, 2007).

En ese sentido, la investigación utilizó esta herramienta para identificar y caracterizar a los actores sociales que participan del diseño del MRSE para la subcuenca de Quillcay. Se diseñó un cuestionario que fue enviado por correo electrónico a los miembros del grupo impulsor. En este cuestionario se pidió a cada actor evaluar, según su experiencia y criterio, el nivel de interés e influencia de la institución u organización que representa y de los demás actores. Asimismo, de una lista de selección de alternativas, se les pidió evaluar en nivel de relación entre ellos, y qué limitaciones habían podido percibir durante el proceso. La Tabla 6 resume los criterios que se tuvieron en cuenta para la aplicación de esta herramienta.

Tabla 6. *Criterios de evaluación en el mapeo de actores.*

Instrumento	Público objetivo
Cuestionario de evaluación y caracterización de actores clave	Miembros del grupo impulsor de la iniciativa de MRSE para la subcuenca de Quillcay.
Criterios de evaluación^a	
<p>a. Nivel de interés: capacidad de organización y articulación de redes de los miembros del comité impulsor del MRSE hídrico en la subcuenca Quillcay, los retribuyentes y potenciales contribuyentes del MRSE.</p> <p>b. Nivel de influencia: influencia en la toma de decisiones o la capacidad de veto/bloqueo de acciones en la implementación del MRSE hídrico para la subcuenca Quillcay. Los criterios a y b se valoran mediante la asignación de escalas: alto, medio y bajo.</p> <p>c. Nivel relacional: tipos relacionales que existen entre los actores clave, de acuerdo a las siguientes categorías: confianza, colaboración; tensión/conflicto, intermitencia, ausencia de relación, influencia sobre.</p>	

Fuente. Elaboración propia.

Nota. ^a Variables tomadas de Ortiz et al. (2016, pp. 6–10).

El resultado fue una lista priorizada de actores y sus relaciones. Debido a esto, el mapeo de actores es considerado también como un medio para otro fin (Ortiz et al., 2016). En este caso, la aplicación de esta herramienta permitió complementar el estudio de caso con otros instrumentos de recolección de información más diferenciados por tipo de actor y sus relaciones.

La revisión de información preliminar, así como los resultados del mapeo de actores, permitió determinar a los actores clave según la estructura de los esquemas PSE contemplado en la normativa peruana. Estos actores se agrupan en contribuyentes, retribuyentes y grupo impulsor. Para cada tipo de actor se diseñó instrumentos de recogida de datos diferenciados para analizar la percepción social entorno a los servicios hídricos y los esquemas de PSE.

b. Encuesta de percepción social

Para el análisis de la percepción social entorno a los servicios hídricos, se seleccionó técnicas de recogida de datos dirigida a dos tipos de actores: potenciales contribuyentes y retribuyentes indirectos. Estos actores agrupan a la población rural y urbana de la subcuenca.

El primer instrumento es un cuestionario de selección de alternativas y algunas preguntas abiertas dirigido a aquellos actores clasificados como retribuyentes indirectos del MRSE. En ese sentido, el muestreo es no probabilístico. Asimismo, evaluando los recursos, tiempo y viabilidad

del instrumento, junto a las limitaciones de movilidad por el estado de emergencia a nivel mundial, se seleccionó la modalidad de la encuesta vía electrónica (Cea D’Ancona, 1996).

Respecto a los potenciales contribuyentes, se decidió no incluirlos en la encuesta de percepción social por tener limitado acceso a internet y aparatos tecnológicos, y por el alto grado de incertidumbre que esto representaba (debido a la pandemia). En ese sentido, se optó por efectuar una revisión documentaria de información secundaria de estudios relacionados a la percepción del cambio climático en la subcuenca de estudio (Vergara, 2015).

En la Tabla 7 se resumen los criterios de evaluación de la encuesta de percepción sobre los servicios hídricos. A la encuesta se añadió una pregunta sobre la percepción que los retribuyentes indirectos del MRSE tienen hacia los grupos de interés dedicados a la gestión y conservación de los recursos hídricos. La finalidad fue complementar y comparar los resultados del mapeo de actores.

Tabla 7. *Criterios de evaluación del análisis de percepción sobre los servicios hídricos.*

Variables	Definición^a	Criterio
Valor biofísico	Suministra conocimiento sobre la percepción del estado de los componentes de los ecosistemas y su biodiversidad para suministrar servicios.	1. Identificación de componentes de los ecosistemas de montaña 2. Cantidad y calidad de los SEH de la subcuenca.
Valor socio-cultural	Suministra conocimiento sobre las necesidades de los actores sociales que usan, disfrutan y gestionan los servicios ecosistémicos.	3. Grado de conocimientos previos. 4. Preferencias hacia los SEH y su conservación. 5. Importancia para el bienestar.

Fuente. Elaboración propia.

Nota. ^a Definiciones tomadas de Martín-López et al., (2012, p. 49).

c. Entrevistas semi-estructuradas

Para el análisis de percepción sobre la política de MRSE se realizaron entrevistas semi-estructuradas. Como técnica de investigación cualitativa, las entrevistas se distinguen por el grado de estructuración (Canales, 2006). Para este caso, se orientó las preguntas hacia las características del diseño de la norma y el impacto de su implementación. En la Tabla 8 se resume los criterios de evaluación.

Tabla 8. *Criterios de evaluación para el análisis de percepción.*

Instrumento	Público objetivo
Guía de preguntas para entrevistas semi-estructuradas	Miembros del grupo impulsor del MRSE que han o vienen trabajando en el territorio directa o indirectamente.
Criterios de evaluación^a:	
a. Diseño de los MRSE: limitaciones instrumentales de la norma; tipos de arreglos o acuerdos institucionales; cuellos de botella.	
b. Impacto de los MRSE: Contraste entre el propósito declarado de la norma y los resultados de su implementación en la práctica.	

Fuente. Elaboración propia.

Nota. ^a Definiciones tomadas de Hahn et al. (2015); Castro-Díaz (2014).

En este tipo de instrumentos se desarrolla un muestreo abierto. Esto significa que, “el muestreo está abierto a toda persona, lugar y situación que nos ofrezca la mayor oportunidad de descubrimiento” (Strauss & Corbin, 2016, p. 225). En ese sentido, se tomó la decisión de recoger información del grupo impulsor de los MRSE conformado por actores gubernamentales, de la academia y ONG. En estudios realizados en Latinoamérica, especialmente la academia y las ONG son actores intermediarios muy importantes en la negociación e integración de políticas de PSE (Balvanera et al., 2012; Martín-Ortega et al., 2013). En ese sentido, se priorizó la intervención con estos actores.

4.3. Procesamiento y análisis de datos

Las concepciones teóricas y la revisión de información previa en el área de estudio guiaron la selección de datos de esta investigación. A través del método de estudio de caso, la investigación adopta un carácter descriptivo de las dinámicas presentes que podrían ayudar a responder la pregunta de investigación; y explorativo, al intentar acercar las concepciones teóricas y la práctica social (Eisenhardt, 1989; P. Martínez, 2006).

La aplicación secuencial de los distintos métodos explicados en la sección anterior, provienen de un enfoque predominantemente cualitativo. Los criterios para el procesamiento y análisis de datos de cada técnica e instrumento de recolección de información, se describen a continuación:

a. Revisión documental

Para la caracterización del patrón metabólico del agua el MuSIASEM recomienda utilizar datos de fuentes oficiales (Giampietro et al., 2013). Estos datos corresponden a estudios de caracterización hidrológica cuya validez está en función a la calidad y temporalidad de los datos utilizados y al modelo hidrológico aplicado.

Desarrollar un estudio de este tipo para la investigación, a fin de reducir la incertidumbre, sería como realizar otra tesis. En ese sentido, a pesar de las deficiencias de los reportes oficiales, fue posible ajustar espacialmente los resultados de estos estudios para construir el dendrograma del agua. En la Tabla 9, se sintetiza las fuentes de información utilizadas.

Tabla 9. Organización de la información secundaria recopilada.

Tipo de información	Descripción	Autor(es)	Estado
Reportes	Evaluación de Recursos Hídricos en la cuenca Santa.	Autoridad Nacional del Agua (2015)	No público
Publicaciones académicas	Impacto del cambio climático en los recursos hídricos del río Quillcay, Perú	Muñoz, Randy (2017)	Público
	Estudio de la influencia de los componentes del balance hídrico de un pajonal altoandino en la dinámica del agua edáfica de un bofedal, en la quebrada Llaca - Parque Nacional Huascarán 2016-2017	Jiménez García, Yenifer (2018).	Público

Datos de monitoreo	Monitoreo de la calidad de agua de la microcuenca de Quillcayhuanca (17 punto de monitoreo; 8 metales totales analizados; 6 parámetros ambientales analizados).	INAIGEM (2019)	No público
	Monitoreo participativo de la calidad del agua superficial en la cuenca del río Santa. Informe Técnico n.º 001-2020-ANA.AAA.HCH-ALA.HZ-AT/HEGA	Autoridad Nacional del Agua (2019)	No público
Datos geoespaciales	– Delimitación de la UH Quillcay.	INAIGEM (2019)	No público
	– Área glaciar.		
	– Comunidades campesinas (procesado según criterios de INAIGEM).		
	– Puntos de monitoreo.		
	– Bloques de riego.	Autoridad Local del Agua-Huaraz (2019)	Público
	– Bocatomas.		
– Canales.			
– Captaciones.			

Fuente. Elaboración propia.

La información recopilada, mayormente, no excede los cuatro años de antigüedad. Se ha considerado estudios más antiguos con la finalidad de complementar el análisis. Un aspecto fundamental son los datos geoespaciales para representar la interacción de la sociedad con su contexto espacial a través de los SIG.

Asimismo, éstos no son los únicos estudios de carácter biofísico que se han realizado en este sector de la cuenca alta del Santa. La cordillera Blanca, es el sistema ecológico glaciar más estudiado a nivel mundial desde disciplinas muy especializadas como la hidrología, climatología, y la glaciología (Carey et al., 2017; McDowell et al., 2019). En ese sentido, se aprovecha este bagaje científico para el análisis del metabolismo hídrico.

b. Mapeo de actores

En la literatura se han elaborado muchas guías de orientación para el desarrollo de mapeo de actores o “stakeholder analysis” en la gestión organizacional. Esta herramienta incluso se utiliza en el proyecto de lineamientos para la implementación de los MRSE en Perú, y en guías oficiales de la Organización de Estados Americanos (OEA) para el diseño de esquemas de PSE en Latinoamérica (R. Martínez, 2008).

Los criterios para el diseño del mapeo de actores en esta investigación se basaron en una estructuración propuesta por Tapella (2007) y en la guía de Ortíz et al. (2016). El primer paso fue enumerar una lista de actores de acuerdo a la información preliminar provista por un grupo pequeño de actores, e identificar sus funciones y roles, según el marco normativo de los MRSE. El segundo paso fue el análisis de actores según los criterios de evaluación descritos en la Tabla 6. Después de hacer un seguimiento a los actores para que respondan el formulario de caracterización de actores (ver Anexo 1), el tercer paso fue elaborar el mapa de actores y reconocer las relaciones sociales.

Este último paso fue el más importante para contactar a actores más específicos y profundizar en la recolección de información. Para la presentación de resultados se utilizó la escala de valoración “alto, medio, bajo” de los niveles de influencia e interés, para generar un mapa de posicionamiento de actores. Las relaciones sociales se representaron en un cuadro de doble entrada.

c. Encuesta de percepción social

Esta encuesta fue diseñada exclusivamente para los retribuyentes indirectos del MRSE para la subcuenca de Quillcay. En ese sentido, el método de muestreo fue no probabilístico, y el criterio del tamaño de la muestra fue por saturación. La ficha del formulario se encuentra en el Anexo 2 de este trabajo.

Las preguntas formuladas fueron mixtas, es decir, se plantearon preguntas abiertas y cerradas. Para las preguntas cerradas, se codificaron las categorías de respuestas previo recojo de información. Solo las respuestas a las preguntas abiertas fueron codificadas después de la recolección de información.

Jansen (2013) sostiene que, a menudo el uso de datos cuantitativos genera confusión en encuestas de este tipo. La información recogida de las preguntas cerradas puede analizarse como un conteo de frecuencias, propio de los análisis de distribución de las encuestas cuantitativas. Sin embargo, la finalidad de este instrumento es explorar la percepción de los actores, es decir, se busca “la diversidad empírica de las propiedades de los miembros, incluso si estas propiedades se pueden expresar en números” (Jansen, 2013, p. 45).

d. Entrevistas semi-estructuradas

La decisión de utilizar entrevistas semi-estructuradas para la recopilación de información, se basó en la ventaja de esta técnica para definir de antemano, algunas dimensiones y categorías de análisis acorde al fundamento teórico (Jansen, 2013). En ese sentido, la técnica de análisis de las entrevistas sigue un proceso de codificación (Strauss & Corbin, 2016) según criterios preestablecidos.

El uso de estas técnicas permitió obtener información variada pero complementaria para responder a la pregunta de investigación. El procesamiento y análisis de esta información en conjunto se han seguido tres niveles: una descripción unidimensional para responder a los objetivos de cada dominio descriptivo de la gramática del agua propuesto; una descripción multidimensional para sintetizar las dimensiones que convergen; y una explicación final de estas categorías al contexto estudiado.

V. Resultados

La cuenca del Santa es un sistema metabólico fuertemente influenciado por los ecosistemas de montaña, especialmente la vertiente occidental de la cuenca alta. En ella, la ciudad de Huaraz es el principal centro dinamizador de la zona altoandina de la cuenca. La subcuenca que provee de servicios hídricos a la ciudad de Huaraz es la unidad hidrográfica menor de Quillcay. La subcuenca de Quillcay es una de las 29 subcuencas tributarias del río Santa, y la segunda subcuenca más extensa dentro del alto Santa con 247,35 km².

En la Figura 8 se representan las principales características hidrológicas de este sistema metabólico. Los cuerpos de agua en Quillcay están modelados por tres quebradas que forman

tres microcuencas con sus respectivos ríos: Cojup, Quillcayhuanca y Shallap. La confluencia de todos estos ríos forma el río Quillcay que atraviesa la ciudad de Huaraz, antes de desembocar en el río Santa.

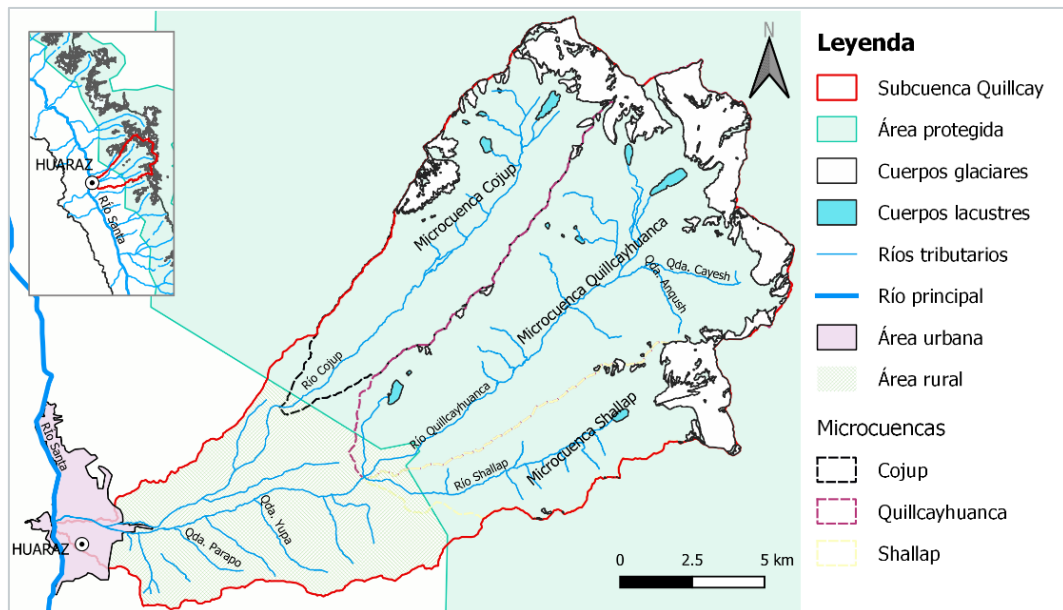


Figura 8. Mapa de caracterización hidrológica de la subcuenca del río Quillcay. Fuente. Elaboración propia.

Asimismo, en la Figura 9 se presentan las principales características sociales de la subcuenca de Quillcay como la distribución de la población en la zona urbana y rural (Figura 9.a) y los principales usos del agua apropiada (Figura 9.b).

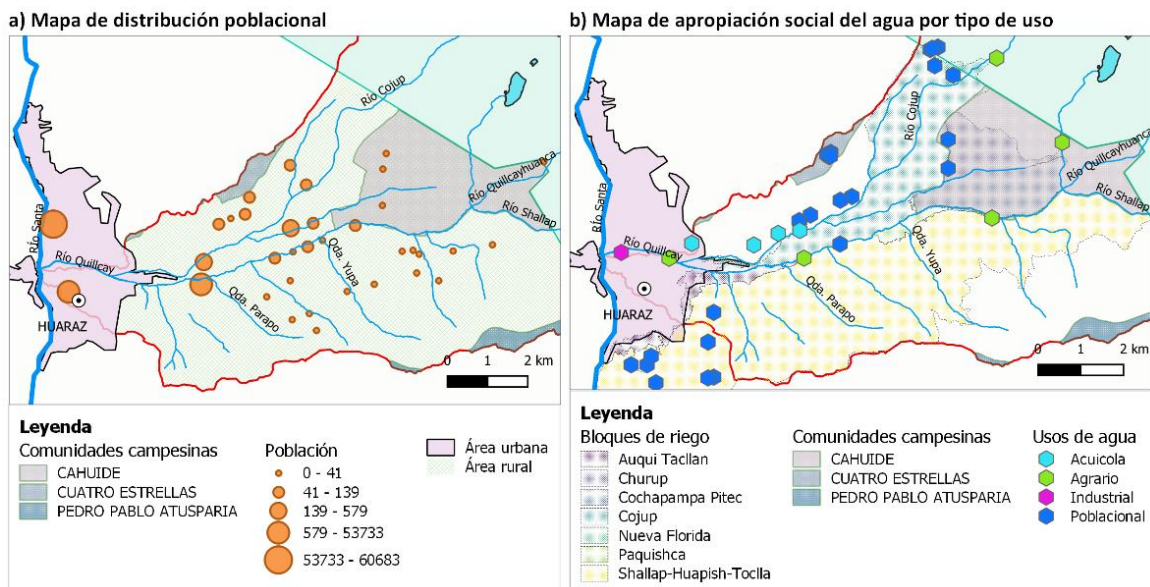


Figura 9. a) Mapa de distribución poblacional; b) Mapa de apropiación social del agua por tipo de uso. Fuente. Elaboración propia.

Estos procesos ecológicos y sociales del agua dentro de los límites hidrográficos de la subcuenca se han considerado para describir el patrón metabólico de este sistema. En la Figura 10 se muestran los resultados de la contabilidad de los flujos de agua, de acuerdo al marco

metodológico del metabolismo hídrico. En los niveles e+2 y e+1 donde tiene lugar la recarga hídrica de los ecosistemas, algunas variables del balance hídrico (evapotranspiración, recarga y escorrentía) han sido incluidas en la gráfica solo con fines prácticos. Esto debido a que no fue posible adaptar sus formatos de presentación para este análisis. Asimismo, se ha excluido los procesos ecológicos de los demás ecosistemas (pastizales, bofedales, etc.) en la regulación del flujo hídrico al no encontrar estudios de este tipo.

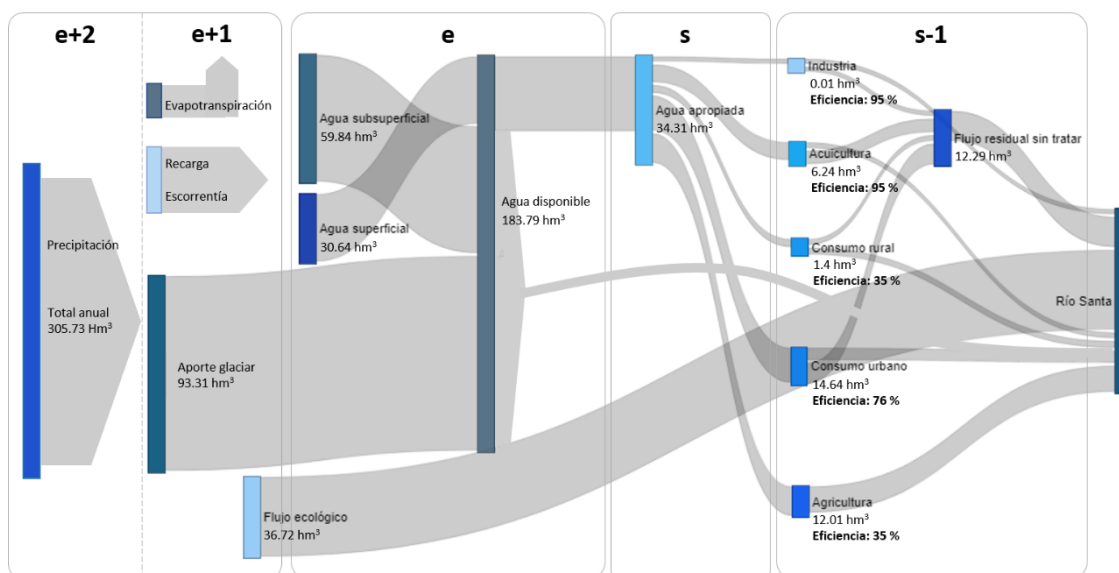


Figura 10. Dendrograma del patrón metabólico del agua en la subcuenca Quillcay. Fuente. Elaboración propia con datos de Randy Muñoz (2017), ANA (2015), y las licencias de derecho de uso del ANA hasta el 2020¹ utilizando el programa PowerBI. Nota. hm³= hectómetro cúbico o un millón de metros cúbicos.

A partir del nivel e, la información es más robusta. La cantidad de flujo disponible en los cuerpos de agua corresponde a estimados teóricos de oferta hídrica. Solo hay estudios de fuentes superficiales (ríos y quebradas) y subsuperficiales (puquios y manantiales). No obstante, en la apropiación social del agua, se han utilizado solo las asignaciones en los permisos de aprovechamiento para determinar el uso bruto del servicio. Así, legalmente, solo se aprovecha el 18,67 % del total de agua disponible en la subcuenca.

En el nivel s-1, la función social que tiene mayor orden de priorización en la asignación del servicio hídrico es el consumo humano. Se divide el consumo humano por área urbana y rural ya que la infraestructura hidráulica en la parte rural es más precaria. La segunda función social más importante es la agricultura. Las áreas de riego pueden ser predios privados o comunales, y se encuentran agrupados en bloques de riego que son la unidad básica de la demanda de agua como se aprecia en la Figura 9.b. Los otros derechos de aprovechamiento encontrados están para la acuicultura e industria. Esta última se refiere a los derechos de uso de las aguas de un manantial dentro de la ciudad para el camal municipal. En todas estas funciones se resalta que

¹ ANA (2020). Sistema Nacional de Información en Recursos Hídricos (SNIRH). Consulta pública por derechos de uso de agua. Fecha de consulta 21.10.2020. Disponible en: <http://snirh.ana.gob.pe/consultassnirh/ConsDua2.aspx>

ni una cuenta con un sistema de recuperación de aguas residuales. De esta forma, todo el flujo contaminado regresa a los cuerpos de agua de la subcuenca o se vierte directamente al río Santa.

Para calcular el uso neto del agua se ha tenido que utilizar estimaciones de fuentes de información secundaria. Esto último debido a problemas burocráticos por la pandemia dentro de la EPS Chavín y otras instituciones para brindar esta información. Para el consumo humano en la zona urbana, desde la captación hasta las plantas de tratamiento de la EPS Chavín se pierde aproximadamente el 24 % del recurso (Rivas et al., 2014). Es decir, el uso neto del agua corresponde solo al 76 % restante que logra tratarse, sin restar las pérdidas en la red de distribución hasta los hogares. Para la agricultura, teóricamente, se estima que la demanda bruta de agua para riego es de 32,13 millones de m³ (Santiago & Mallqui, 2019). Cifra que duplica la demanda teórica de agua potable. Sin embargo, se han formalizado solo 12,01 millones de m³. Por otro lado, la eficiencia de riego es muy baja. Muñoz (2017) estima una eficiencia entre el 30-35 %.

La contabilidad del agua representada en el dendrograma de la Figura 10, muestra un patrón metabólico con un superávit de la oferta hídrica en términos de volumen histórico anual. Generalmente, el objetivo para implementar un esquema de PSE o MRSE hídrico en una cuenca, es incrementar la disponibilidad del servicio. Si solo se considerara la contabilidad del agua como datos en bruto, no habría justificación para implementar un MRSE en la subcuenca de Quillcay. Estos resultados de la caracterización del patrón metabólico confirman los principales fundamentos teóricos del marco metodológico sobre la complejidad de los sistemas metabólicos.

Bajo el enfoque del metabolismo hídrico, es posible representar gráficamente la importancia de la dimensión ecológica y social del agua. Sin embargo, es el nivel complementario que no se encuentra dentro del dendrograma, el que proporciona fundamentos para entender las complejas relaciones entre los sistemas sociales y ecológicos. Si bien, en la subcuenca de Quillcay, a nivel ecológico, puede haber un superávit de la oferta hídrica, a nivel institucional, las asignaciones forman parte de un proceso de negociación con la Administración Local del Agua-Huaraz, encargada de otorgar derechos de aprovechamiento.

El resultado del análisis de estas relaciones complejas dentro del sistema metabólico de Quillcay con procesos externos como la implementación de políticas de PSE se explican a continuación.

5.1. Dinámicas ecológicas que influyen en la implementación de políticas de PSE

En el dendrograma de la Figura 10, no todas las dinámicas ecológicas de los fondos hídricos se encuentran representados. Si bien, la recarga del sistema hidrológico se da a través de la precipitación, son los ecosistemas de montaña y sus propiedades biofísicas los que contribuyen con la provisión de servicios hídricos. Cuando la provisión de un servicio hídrico empieza a ser irregular o pierde su calidad, puede estar ocurriendo una degradación biofísica de los ecosistemas aguas arriba. Así, un flujo casi imposible de representar en el dendrograma por la falta de datos, ha sido el volumen de agua contaminada de forma natural.

Subcuenas como Quillcay en la parte alta del Santa, están sufriendo un proceso de contaminación natural por Drenajes Ácidos de Roca (DAR). Estudios geofísicos han determinado que el retroceso glaciar deja expuesto grandes cantidades de rocas con materiales sulfurosos que se oxidan al entrar en contacto con la atmósfera (Grande et al., 2019). Estos metales desprendidos son arrastrados con la escorrentía superficial a los cuerpos de agua. En la Figura 11 se presenta un mapa del estado ecológico de las aguas superficiales de la subcuenca, elaborado con los valores de pH promedio encontrados en los reportes de monitoreo desarrollados por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM) hasta el 2019.

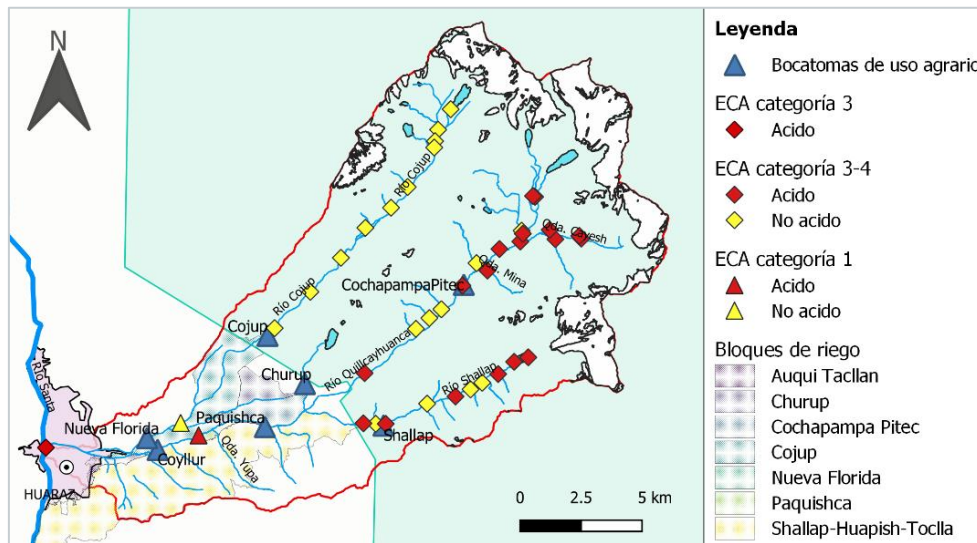


Figura 11. Mapa del estado ecológico de los cuerpos de agua superficiales en la subcuenca de Quillcay.

Fuente. Elaboración propia con datos de monitoreo de la ANA (2020) y el INAIGEM (2020).

Según los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua, el INAIGEM ha evaluado la calidad de agua para riego y bebida de animales (categorías 3 del ECA), y para la conservación del ambiente acuático (categorías 4 del ECA), dentro de los límites del Parque Nacional Huascarán. En la parte media y baja de la subcuenca, la ANA ha evaluado la calidad del agua para consumo humano en los ríos Auqui y Paria (categoría 1 del ECA). Para las categorías 3 y 4, el rango óptimo de los valores de pH oscila entre 6.5 y 9.0, mientras que, para la categoría 1, el pH no debe exceder el rango entre 5.5 y 9.0. Valores menores a estos rangos significan que el agua está ácida.

En la Figura 11, los rombos y triángulos en rojo significan que el agua analizada en ese punto tiene valores de pH por debajo del rango óptimo. Es decir, estos flujos tienen un pH muy ácido. Un pH ácido en el agua puede deberse a muchos factores, pero principalmente, a una alta concentración de metales producto de los DAR. De esta forma, los fondos ecológicos en estas microcuenas no son apta para su apropiación social.

Más abajo, en la parte media de la subcuenca, la calidad del agua no mejora. Según los resultados del monitoreo de la ANA (2020), el río Auqui que se forma de la confluencia de estas microcuenas contaminadas, presenta un valor fuera de los rangos permitidos para consumo

humano según los ECA (pH=4.3). Precisamente, la EPS Chavín captaba aguas del río Auqui y Paria para el abastecimiento de Huaraz. Con los problemas que tiene en la eficiencia del tratamiento, han dejado de usar, solo parcialmente, las aguas del Auqui.

Estas dinámicas ecológicas muy particulares en la subcuenca de Quillcay, han sido el principal agente impulsor de las iniciativas de MRSE en la cuenca alta del Santa. A diferencia de otras iniciativas y proyectos ya implementados en el resto del Perú, un MRSE para Quillcay y en general para la cuenca alta del Santa, tiene como expectativa central mejorar la calidad del servicio hídrico.

5.2. Dinámicas sociales que median en la integración de políticas de PSE

Bajo la lógica de los esquemas de MRSE, un proceso fundamental es la identificación de potenciales agentes dispuestos a retribuir por el servicio hídrico, y otros dispuestos a proveerlos. En la subcuenca de Quillcay, se ha identificado a los agricultores locales, los comités de usuarios de pastos, las comunidades campesinas y el Parque Nacional Huascarán (PNH) como potenciales contribuyentes del servicio hídrico. Aguas abajo, todos los usuarios del servicio son potenciales retribuyentes, desde empresas e industrias, hasta la misma población.

La Tabla 10 resume las características de los actores identificados y el rol que tienen en el diseño del MRSE para la subcuenca de Quillcay. Se ha incluido a la población urbana y rural en la matriz, a pesar de que formalmente no tienen ninguna representación directa en este proceso. Asimismo, actores gubernamentales como la EPS y el PNH juegan un doble rol en esta etapa del proceso: como miembros del grupo impulsor, y a la vez, como retribuyente y potencial contribuyente del MRSE, respectivamente.

Tabla 10. *Matriz de identificación de actores que participan en el diseño del MRSE para Quillcay.*

Rol MRSE	Sector (código)	Organización/ institución	Función dentro del MRSE
Retribuyente directo	Público (GO)	EPS Chavín	Diseñar el MRSE hídrico; la incorporación de la tasa de pago por RSE en la tarifa de agua; la implementación de proyectos en el marco del MRSE; el monitoreo y ejecución de acciones; y la difusión del MRSE. En teoría, la EPS lidera el grupo impulsor del MRSE para la subcuenca de Quillcay.
Retribuyente indirecto	Población urbana	Sin definir	Todavía no tienen representación dentro del grupo impulsor del MRSE para Quillcay.
Grupo impulsor	Grupo de expertos (TEC)	Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM)	Conforma la Plataforma de Buena Gobernanza del MRSE de la región Ancash y el grupo impulsor del MRSE para la subcuenca de Quillcay. Su función es brindar asistencia técnica y científica en la identificación de los servicios hídricos.

		Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo (UNASAM)	Miembro del grupo impulsor del MRSE. Su función es brindar asistencia técnica y científica en la identificación de los servicios hídricos de la subcuenca.
		Servicio de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP)	Miembro del Comité Ejecutivo de la Plataforma de Buena Gobernanza del MRSE de la región Ancash y del grupo impulsor del MRSE para Quillcay a través de la jefatura del Parque Nacional Huascarán (PNH).
		Autoridad Nacional del Agua (ANA)	Miembro del Comité Ejecutivo de la Plataforma de Buena Gobernanza del MRSE de la región Ancash y del grupo impulsor del MRSE de Quillcay a través de su Área de Evaluación de Glaciares y Lagunas.
	Público (GO)	Gobierno regional de Áncash (GORE Áncash)	El GORE Ancash en papel, es líder del Comité Ejecutivo de la Plataforma de Buena Gobernanza, a través de la Gerencia de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente (GRRNGMA) (Ordenanza Regional n.º 001-2017-GRA/CR).
		Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS)	SUNASS a través de su filial en Huaraz, es miembro del Comité Ejecutivo de la Plataforma de Buena Gobernanza del MRSE de la región Ancash y brinda asistencia técnica a la EPS Chavín en el diseño de su MRSE hídrico.
		Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS)	Se incorpora como miembro del grupo impulsor del MRSE para la subcuenca de Quillcay.
	ONG (ONG)	Instituto de Montaña (IM)	Conforma el Comité Ejecutivo de la Plataforma de Buena Gobernanza del MRSE de la región Ancash. Es la primera ONG que impulsa la iniciativa. Provee de recursos financieros indirectos (asesorías técnicas, logística, facilitadores, otros).
Contribuyentes	Población rural	Sin definir	Todavía no tienen representación dentro del grupo impulsor del MRSE para Quillcay.

Fuente. Elaboración propia con información de la Ordenanza Regional n.º 001-2017-GRA/CR que aprueba y reconoce la conformación de la Plataforma de Buena Gobernanza de los MRSE para la región Áncash.

Tomando como base esta matriz de identificación, las dinámicas sociopolíticas que se describen a continuación, son el resultado del análisis de percepción que tienen estos actores sobre los procesos de implementación de las políticas de PSE y los servicios hídricos. Se han

categorizado las opiniones vertidas en las entrevistas en percepciones sobre las dinámicas relaciones que generan los arreglos institucionales de los MRSE y sobre el diseño instrumental de estos mecanismos. Los resultados de la encuesta han permitido complementar la información recopilada en las entrevistas, pero, además han ayudado a identificar los elementos socioculturales que inciden en el funcionamiento de estos esquemas.

Cabe precisar que, para las entrevistas, se ha conversado con actores vinculados directamente con el MRSE de Quillcay y a otras experiencias similares en el país donde ejercen el mismo rol dentro de otros MRSE. En la Tabla 10, se ha añadido un código de identificación a la columna correspondiente al sector del que proviene cada actor. La finalidad es presentar los hallazgos de las entrevistas, preservando la identidad de los participantes.

5.2.1. Arreglos institucionales y dinámicas relacionales

Dentro de la evolución de las políticas de PSE en Perú, un hito importante ha sido la inclusión obligatoria de las empresas de agua potable (en adelante EPS) como retribuyentes directos en los MRSE hídricos. Estas reformas responden a un proceso de modernización del servicio de saneamiento en todo el Perú promovido desde el Estado. De esta manera, los MRSE hídricos para agua potable tienen un arreglo institucional diferente a otros MRSE hídricos. La principal característica es que estos MRSE son obligatorios, contradiciendo la definición de los MRSE en la normativa, donde se establece que son acuerdos voluntarios entre actores para establecer acciones de conservación y recuperación de ecosistemas.

En este tipo de arreglos institucionales, un actor con un alto grado de influencia, poder e interés en el diseño e implementación de estos esquemas, es la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS). Así lo expresaron los mismos actores que participan del diseño del MRSE para la subcuenca de Quillcay. De las 9 instituciones que todavía siguen participando, 6 aceptaron colaborar con esta investigación para construir un mapa de influencia vs. interés, según sus percepciones. En la Figura 11, los valores de los ejes x e y representan el nivel de interés e influencia de cada actor, desde 1 (más bajo) hasta 3 (más alto). Los actores que se encuentran dentro del cuadrante (3:3) son aquellos que tienen un alto grado de influencia e interés en el diseño e implementación del MRSE para Quillcay.

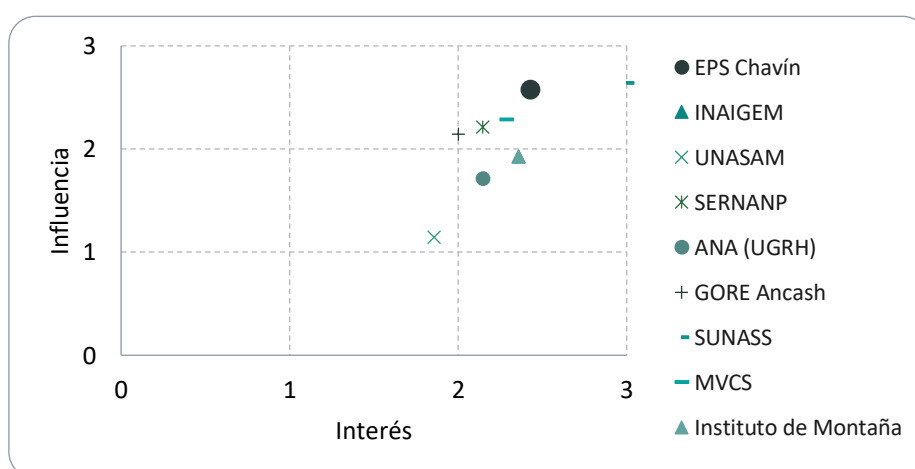


Figura 12. Mapa de influencia vs. Interés de los actores del MRSE de Quillcay. Fuente. Elaboración propia.

La SUNASS es la entidad con mayor grado de influencia e interés en el proceso, incluso más que la EPS Chavín. Asimismo, los actores evalúan el interés e influencia de la ANA como medio, a pesar de ser éste el ente rector de la gestión del agua en todos los niveles de gobierno del país.

Entre actores gubernamentales, las diversas relaciones que generan los arreglos institucionales de los MRSE hídricos está en función a las competencias de su estructura orgánica. En los resultados de la evaluación de relaciones entre actores, la SUNASS y el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS), tienen un poder de influencia sobre la EPS Chavín. Otras instituciones como el INAIGEM y el Instituto de Montaña (IM) tienen una relación más de colaboración, como sucede a menudo entre una institución gubernamental y una ONG. Todos estos actores, con excepción del IM, manifiestan una relación intermitente o inexistente con el GORE Áncash y con la población, tanto urbana como rural.

La norma establece la conformación de una *Plataforma de Buena Gobernanza*, un espacio formal de diálogo y concertación entre todos los actores vinculados al MRSE. Sin embargo, los hallazgos de estas dinámicas relaciones evidencian la exclusión de actores importantes en el proceso de diseño del MRSE, y tensiones entre los actores participantes.

Así, las ONG, quienes hasta antes de la promulgación de la Ley de MRSE eran actores centrales en la promoción de los MRSE hídricos, perciben tensiones entre los actores gubernamental que hoy lideran estos procesos.

“El único empuje venía del IM porque la SUNASS quería hacer su check con sus planes y sus metas. A la EPS no le importaba nada. La SUNASS no quería pelear con la EPS porque no querían ponerse mal con ellos. El Gobierno Regional, ¡PFF! con los cambios políticos se fueron al fondo. El Parque [Nacional Huascarán] estaba con 50 mil cosas encima, no sé que pasaba, y si insistías no vienen a las reuniones” (ONG-2 videollamada, 04.09.2020).

“A mi parecer, había mucho por trabajar en una coyuntura super complicada en Huaraz, en Áncash, en la cuenca del Santa en general. ¿Por qué?, porque tienes una EPS super débil, y no es la única (...) No tengo la menor idea si la EPS sigue teniendo esa mirada recontra estrecha, que suele ser así, les cuesta salir de ese esquema, y es un dolor de cabeza ver cómo van administrar esos fondos” (ONG-1 videollamada, 04.09.2020).

Esta percepción es compartida por actores gubernamentales con injerencia nacional, especialmente hacia las EPS:

“las EPS nunca han tenido experiencia de conservación, de recuperación. Su trabajo siempre ha sido asegurar el mantenimiento de la infraestructura del servicio de agua potable y saneamiento, nunca habían escuchado hablar de ecosistemas, de servicios ecosistémicos. Entonces para ellos es todo muy nuevo. No tienen la experiencia. Desde un punto de vista les genera una responsabilidad que no querían asumir” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

Asimismo, una vez implementado estos mecanismos, las EPS se encargan de administrar los fondos recaudados. En experiencias donde se ha logrado establecer estos acuerdos, la

percepción del desempeño de las EPS evidencia problemas más estructurales dentro de estas empresas.

“hay una falta de voluntad [en] la dirigencia de las EPS en ejecutar este fondo, o simplemente no ha habido una motivación desde el grupo impulsor de empujar este proceso para presionar a la empresa. Entonces si la empresa no siente presión de las instituciones, va poniendo en última prioridad eso, porque es lo que menos sabe hacer y tampoco es como que se [les] haya roto la tubería y hay que atender urgentemente [porque te va dejar sin agua]” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

En contraste, las ONG son percibidas por los actores gubernamentales como actores estratégicos dentro del diseño e implementación de los MRSE. Las ONG colaboran con los actores gubernamentales para crear las condiciones necesarias para implementar estos esquemas. La colaboración se da a través de asesorías técnicas y con la provisión de recursos financieros.

“el rol de las ONG es importante porque ayudan mucho, ellos tienen mucha expertiz en trabajos de conservación, entonces eso ayuda a que puedan orientar desde una mirada técnica a la empresa, desde la formulación del proyecto hasta la priorización de actividades, el diseño de actividades, etc. (...) hay como un rol complementario, y además una ONG puede aprovechar el mecanismo para poder apalancar fondos desde la cooperación” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

Es decir, dentro de la institucionalidad de los MRSE, la norma ha centralizado el diseño e implementación de estos esquemas en los aparatos gubernamentales, pero las ONG no han dejado de tener un rol protagónico. Siguen concentrado poder en forma de conocimiento técnico y recursos económicos. Asimismo, son actores más cercanos a la población. Los resultados de la encuesta realizada en Huaraz muestran que, el Instituto de Montaña goza de un nivel de confianza en la población mayor (50 %) que la EPS chavín (36 %) y el gobierno regional de Áncash (14 %) para gestionar y conservar los servicios hídricos de las montañas.

Como se mencionó al inicio de esta sección, la población urbana y rural de la subcuenca no tienen una participación ni siquiera indirecta en este proceso, a pesar de ser los actores más importantes para lograr acuerdos institucionales bajo el enfoque del MRSE. Asimismo, las instituciones gubernamentales han manifestado tener una relación intermitente con ellos. No obstante, la percepción que estos actores tienen del rol de las comunidades en estos mecanismos, reproduce el uso discursivo de la pobreza y la ignorancia como impulsores de la degradación de los ecosistemas.

“(...) uno de los grandes problemas en el campo es que justamente por el proceso de mal uso de la tierra [se] ha generado un proceso de pérdida de regulación del agua, y los primeros afectados de esta pérdida de regulación son ellos [las comunidades]. Sus manantes [manantiales] se secan, sus quebradas se secan, porque ellos dependen de fuentes muy pequeñas, y estas fuentes muy pequeñas son muy sensibles a los cambios de uso de suelo (...) estamos hablando de zonas donde el problema principal es la pobreza y producto de esta pobreza es la degradación de la cuenca, y eso es lo que hay que atender justamente con los mecanismos” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

Asimismo, en casos donde se han encontrado prácticas comunales de manejo sostenible de los recursos, estos no terminan por ajustarse a las soluciones tecnicistas de los ingenieros, biólogos o ecólogos.

“Con las comunidades sí hemos encontrado unas prácticas de manejo de recursos, no todas tampoco, pero algunas tienen alguna idea (...) Ahora no es que sean la super organización y que todo sea perfecto, porque si no tampoco habría degradación, pero sí en algunas comunidades hay algunas prácticas que podrían rescatarse” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

Este discurso incluso es utilizado por el Instituto de Montaña que trabaja de forma más directa con las comunidades de las partes altas de la subcuenca:

“entre las comunidades mismas hay que hacer un trabajo de fondo bien importante y en detalle porque nos encontramos con gente que no cuida los bofedales, que contamina el agua, con gente que no le importa nada y va a los canales a lavar su ropa y la gente de abajo bebe jabón, entonces ahí si te vas al campo, escuchas de esta clase de conflictos que la gente de arriba ensucia el agua y tienen menos agua porque hay sobrepastoreo” (ONG-2 videollamada, 04.09.2020).

Sin bien, en la subcuenca de Quillcay existen presiones antrópicas sobre los ecosistemas, los hallazgos muestran cómo estos discursos se encuentran muy internalizados en actores que trabajan en conjunto para implementar los MRSE. En cambio, desde la academia, especialmente desde las ciencias sociales, se cuestiona el uso de estos discursos para justificar la intervención de esta clase de proyectos.

“La pregunta debería tener dos dimensiones: ¿lo que es bueno para el país es bueno para el mercado?, y otro ¿para quién es bueno?, para la gente que está en la parte alta de la cuenca, o para la gente pobre que está en la parte media y baja (...) el problema es que el Estado no lo ve porque su idea de lo que es bueno para el país es diferente a lo que piensa la gente local (...) cuando ahí hay una lógica de solidaridad, de equidad, de compartir” (ACA-1, videollamada, 09.09.2020).

Con la población urbana, las dinámicas relacionales son distintas porque estos actores son quienes pagan por el servicio de agua potable. Es decir, indirectamente, son ellos los retribuyentes del MRSE. Para lograr estos acuerdos institucionales, los actores gubernamentales y ONG coincidan en que es más importante promover acciones de concientización con la población urbana que su participación activa en los procesos de toma de decisión.

“nos dimos cuenta que había mucha gente que no sabía de dónde venía el agua, no sabían que viene de la montaña, porque si tu le preguntabas a un niño, te decía: viene del caño” (ONG-2, videollamada, 15.09.2020).

“la población urbana es mucho más compleja, las poblaciones son más grandes y ahí hay que ver mucho trabajo de sensibilización, primero en el adecuado uso del agua de consumo y luego en la necesidad del pago que se tenga que hacer eso, y no solamente para tener agua potable, sino para conservar en la cuenca y garantizar la disponibilidad del recurso” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

Los resultados de estas dinámicas relacionales son importantes para entender por qué ha sido complicado implementar un MRSE en la cuenca alta del Santa, y por qué algunos acuerdos en ejecución todavía no tienen garantizada una sostenibilidad en el tiempo. Sobre esto último, influye además el diseño instrumental de la norma. En la siguiente sección se presentan los resultados de la percepción de los actores sobre las limitaciones en el diseño instrumental de los MRSE.

5.2.2. Diseño instrumental de los esquemas de PSE: limitaciones percibidas

En el diseño de un MRSE hídrico, la norma exige el desarrollo de un estudio técnico denominado Diagnóstico Hídrico Rápido (DHR). Este estudio es una caracterización del estado de los ecosistemas que proveen servicios hídricos de interés para la EPS. La finalidad es tener un fundamento técnico para elaborar un plan de intervenciones en el ecosistema. Estas acciones deben estar orientadas a la conservación, protección o mejoramiento del servicio. Sin embargo, se han encontrado cuestionamientos a estos instrumentos técnicos.

Las ONG y actores gubernamentales de corte técnico como el INAIGEM coinciden en que los estudios que exige la norma son muy simples como para caracterizar todas las funciones complejas que tienen lugar en los sistemas ecológicos. Más aun para determinar un plan de acciones que realmente sirvan para conservar, mantener o mejorar el servicio hídrico.

“Hasta ahora lo que yo he visto, te dicen de dónde viene el agua, en qué se usa, oferta-demanda un poco, pero está muy lejos de ser una valoración precisa (...) ni siquiera los diagnósticos hidrológicos rápidos, bien lo dice ‘rápidos’ son pues una foto muy ajustada de la realidad, pero me parece que hay que comenzar por algo y se va monitoreando en el camino” (ONG-6, videollamada, 21.09.2020).

“Tiene que haber como un [estudio de] pre-inversión antes de los MRSE, antes de [que] haya la recaudación por decirlo así, para saber qué es lo que yo voy hacer, a dónde voy atacar, y si lo que voy hacer ahí va ser beneficioso, porque la concepción de los mecanismos es que tú recaudas y luego inviertes, pero cómo estas seguro que lo que estas invirtiendo es verdaderamente lo que se necesita, si verdaderamente estas capturando más agua” (TEC-1, videollamada, 18.09.2020).

El siguiente paso en el diseño del MRSE es la identificación y caracterización de los contribuyentes y retribuyentes del servicio. Cabe resaltar que, en los MRSE hídricos de agua potable, la norma no exige la participación de los contribuyentes ni retribuyentes indirectos del MRSE en el diseño del esquema. En experiencias con mayores recursos financieros, se ha encontrado un involucramiento más activo de estos actores. Buena parte de este trabajo lo realizan las ONG porque son quienes tienen más experiencia trabajando con la población y las comunidades vulnerables.

Las acciones de intervención con las comunidades están orientadas a la preparación de la población para el ingreso de estos mecanismos. Los hallazgos sugieren que estos proyectos generan una alta expectativa en las comunidades porque finalmente no todos los actores de la cuenca son necesarios para suscribir un MRSE.

“La idea del proyecto en este componente tiene que ver directamente con el trabajo con los grupos comunales [para que] puedan fortalecer sus capacidades, para que cuando entren los MRSE, ellos estén listos y capacitados para poder hacer algo como lo que han hecho a través de este proyecto. Entonces esa lógica también la han entendido. Y claro, ahora en realidad lo complicado es que como se genera expectativa, hay compromiso con muchas comunidades, los recursos de lo MRSE, por lo menos los iniciales, estos acuerdos que estamos tratando de conseguir, obviamente no van a poder abarcar el trabajo con todas las comunidades con las que hemos trabajado eventualmente” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

Una vez identificados los potenciales contribuyentes y retribuyentes, se procede a la valorización del servicio hídricos y a la definición de una estrategia de financiamiento. La valorización es otra característica de la norma que tiene más de una crítica. Se ha identificado que, en la práctica, importa muy poco qué metodología de valoración del servicio se utilice. Si bien, la población puede mostrar una actitud receptiva a los esquemas de MRSE, un estudio económico no es suficiente para captar los diversos lenguajes de valoración presentes.

“Independientemente de la metodología, [de] los resultados que se puedan sacar en la valoración o el análisis, eso realmente no determina el monto que se tiene que establecer para invertir. Determina la cantidad que está dispuesta la población a aportar y es voluntad pura, incluso el mecanismo que va ser implementado por la EPS tampoco se rige por la valoración, sino por la voluntad de pago de la población, por la disponibilidad a pagar” (ONG-5, videollamada, 15.09.2020).

“creo que esa es otra pata coja de los MRSE, esta efectivamente en la parte del diseño. Eventualmente puedes hacer una valoración, pero finalmente esta valoración no termina reflejándose en el acuerdo. O sea, podrías no tener la valoración e igual hacer el acuerdo. No se va poder pagar [siempre] lo que la valoración determina, a menos que hagas un análisis de disposición a pagar, eso podría ser una valoración más cercana” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

Sobre la estrategia de financiamiento, los arreglos institucionales con las EPS garantizan una recaudación continua de recursos para sostener estas actividades de conservación. Sin embargo, los resultados demuestran que una recaudación segura de fondos no necesariamente garantiza la sostenibilidad del proceso. Se puede llegar a establecer un acuerdo de MRSE, pero sin el compromiso de los grupos de interés para monitorear, controlar y fiscalizar el mecanismo, el proceso se cae.

“Lo que generalmente siempre ha traído problemas después de que terminan los proyectos [es que] las instituciones no terminan de asumir del todo las responsabilidades que asumieron cuando los proyectos se estaban ejecutando. Y claro, puede ser porque efectivamente cambian las autoridades y las nuevas autoridades no estuvieron involucrados en el proceso, y les parece algo nuevo, raro y se desentienden un poco del asunto” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

“un rol importante es del grupo impulsor, quienes tienen que realzar la presión a la empresa para que puedan avanzar rápido en el diseño y la ejecución de estos mecanismos, entonces la presión social y de las instituciones y las comunidades es

importante también para que la empresa pueda avanzar en este proceso” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

Asimismo, es importante señalar que tanto actores gubernamentales, como ONG y expertos técnicos coinciden en que las necesidades de conservación en las cuencas son muy grandes que los MRSE de las EPS por sí solas, no logran cubrir esta brecha. En general, todos los actores entrevistados coinciden en que los MRSE no pueden ser la única vía para la conservación de los ecosistemas y los servicios que proveen.

“En verdad creo que el MINAM [Ministerio del Ambiente del Perú] es bastante consciente de que en realidad el MRSE lo que está haciendo es ayudar, pero que definitivamente no puede ser la única vía (...) su diseño e implementación, como lo hemos estado conversando, no es sencillo, encierra muchas complejidades, y la verdad es que tampoco es que los recursos que puedan recaudarse bajo este concepto sean demasiado (...) Entonces, obviamente no es, creo no sería serio pensar que esta podría ser la única solución. Creo que deberíamos ir pensando en sistemas complementarios” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

“No creo que sean lo suficientes, pero al mismo tiempo, digamos son los mínimos necesarios, porque si queremos hacer una aplicación muy técnica a estos MRSE, al menos desde mi punto de vista, todavía falta hacer muchas cosas” (TEC-1, videollamada, 18.09.2020).

Finalmente, un actor gubernamental y una ONG terminan por reconocer que es complicado implementar MRSE multipropósito. Es decir, aquellos esquemas que tienen como finalidad conservar los ecosistemas y mejorar los medios de vida de la población altoandina.

“uno de los objetivos que tenía el proyecto era que producto de las intervenciones mejorara la calidad [de vida]. Era el objetivo principal del proyecto (...) Pero el objetivo propiamente dicho no estaba traducido en un indicador. Iba a ser complejo identificar que ese incremento había estado dado por la ejecución del proyecto, porque había muchísimos factores. [Entonces] se eliminó este objetivo porque no teníamos cómo medirlo y cómo ponderar adecuadamente la intervención del proyecto” (GO-3, videollamada, 10.09.2020).

“Cuando se emprenden experiencias de este tipo, queremos resolver la vida en pleno, pero tenemos que ser conscientes de que no es posible. Si queremos meternos en el campo social, dejaríamos de lado nuestro foco, que es la recuperación de los ecosistemas. Nosotros estamos totalmente convencidos de que recuperándolos, este tema por añadidura va venir la misma mejora de la calidad de vida, no solamente la cantidad del agua, sino la calidad del agua, también. Y eso va repercutir directamente en la salud de la población, y los niños y niñas en particular. Va a mejorar con esto su rendimiento académico también, porque van a tener menos enfermedades de parasitosis, menos anemia, porque los parásitos te conllevan a la anemia de todas maneras. Entonces, por eso, es que nosotros, a propósito, dijimos no vamos a describir absolutamente ningún indicador de la parte social” (ONG-5, videollamada, 15.09.2020).

Esta última característica de las dinámicas sociopolíticas analizadas, evidencia la veracidad de las críticas que se han hecho a los esquemas de PSE desde la ecología política. La doble intencionalidad de estos esquemas todavía es un discurso orquestado por los organismos que implementan estos acuerdos. Es decir, en la práctica, hay poca evidencia que sustente los paradigmas más positivos de los PSE como una herramienta de inclusión social. Asimismo, los arreglos que se institucionalizan con los MRSE no garantizan una relación de beneficio recíproco entre los actores. En estos procesos también se entrelazan elementos socioculturales. Para analizar estos elementos socioculturales, la siguiente sección presenta los resultados del análisis de percepción social de los actores centrales en el MRSE de Quillcay.

5.2.3. Dinámicas socioculturales

En la problematización de este trabajo ya se había señalado por qué esta región, y especialmente, la cuenca del Santa es un área muy conflictiva en la gestión del agua. Sin embargo, algunos entrevistados atribuyen estas dinámicas sociopolíticas a problemas más estructurales como la ruptura sistemática del tejido social en la región. Áncash, y especialmente el valle interandino del Callejón de Huaylas en la cuenca alta del Santa, es una zona que ha sufrido muchos desastres naturales, desde terremotos hasta aluviones: el último evento catastrófico fue en 1970. Asimismo, los movimientos migratorios dentro del país, de la sierra hacia la costa y la selva, y desde las zonas rurales a la zona urbana, han afectado la cohesión social en la región.

“yo he vivido también en Arequipa y ahí pues si encuentras la ‘high society’ de verdad que viaja en su avión, pero no están tan fragmentados como en Huaraz, en Áncash. Hay teorías de que el terremoto afectó mucho a la gente más pudiente, la llevó a una fundición terrorífica, [y] a los más pobre los llevó a otra situación mucho peor. En fin, creo que hay muchas cosas que sanar” (ONG-1, videollamada, 04.90.2020).

Esto ha desencadenado en problemas de corrupción, falta de cooperación, escasa identidad local y regional, discriminación, entre otros. Si bien, no es el objetivo de esta investigación abordar aspectos etnográficos, estos sentires no se visibilizan mucho en los estudios de corte social. Solo French (2015) hace referencia a la corrupción como uno de los principales cuellos de botella en la conformación de un consejo de cuenca para el Santa. En ese sentido, pareciera que la estructura social de la región también tiene un importante grado de influencia en la introducción de esta clase de políticas.

Algunas características de las organizaciones sociales en la región podrían explicar relaciones donde hay excesivos lazos familiares, étnicos o comunales que impiden generar vínculos o redes extracomunales. Esto impide que muchas comunidades colaboren entre sí, se autoorganicen y exijan una mayor representatividad en los procesos de toma de decisión. Esto pasa incluso entre provincias de la sierra y la costa, como lo expresa el siguiente actor:

“Cuando se hacen las estadísticas, y por los medios de difusión dicen, por ejemplo: el índice de conflictividad en asuntos ambientales a nivel nacional, ¿quién está a la cabeza?, si no está primero Áncash, está segundo; ¿quiénes tienen problemas de corrupción?, si no es el primero, es el segundo Áncash. Entonces es una cuestión de idiosincrasia, es la forma de pensar de la gente (...) Cuando en el 2008 estaba

trabajando en Yungay y convocamos a una reunión a los candidatos a la alcaldía de Yungay, hubo un médico que dijo esto: “lo mejor que encontramos en Huaraz es un letrado que dice a Yungay”. Eso me dolió, ¡por qué tanta división! Los Caracinos andan diciendo que los Huaracinos son de la puna, son los serranos, se discriminan de acuerdo al clima. Entonces hay una división tremenda; los Chimbotanos dicen “los serranos”, y los serranos dicen que los Chimbotanos son otro tipo de gente” (GO-1, videollamada, 03.09.2020).

Las zonas urbanas, en cambio, son polos de atracción migratoria campo-ciudad y es más difícil reconocer lealtades étnicas o comunales, por lo tanto, la confianza es una característica que se pierde en estos entornos y prima el individualismo. Algunos académicos de la región atribuyen la ruptura del tejido social en las ciudades del Callejón de Huaylas a los desastres naturales que han sufrido a lo largo de la historia (Wegner, 2014). El poeta Marcos Yauri Montero culpa al proceso de reconstrucción de la ciudad de Huaraz después del terremoto de 1970, porque se hizo sin respetar las costumbres e idiosincrasia de la gente. Además, quienes se beneficiaron fueron migrantes de otras partes del Perú que se hicieron pasar por damnificados (Rosa Muñoz, 2020). Así, sostiene que los huaracinos oriundos, que sobrevivieron y se quedaron, ya no pudieron recuperar sus tradiciones y costumbres.

Sin duda, estos procesos históricos han moldeado la estructura social de la población en la zona altoandina. No obstante, otro factor que podría explicar también por qué hay una débil cohesión social para demandar mejoras a las instituciones del Estado, está en el nivel de confianza que tienen los ciudadanos con sus autoridades. De acuerdo a los resultados de la encuesta desarrollada en Huaraz, poco más de la mitad de encuestados (51 %) respondió que no confía en el gobierno regional. Las instituciones de corte técnico son las que más confianza genera en la población como el INIAGEM (76 %) o el Parque Nacional Huascarán (75 %).

Con un proceso de diseño e implementación de un MRSE en marcha, el análisis de estas dinámicas socioculturales debe entenderse también como procesos sociales aguas arriba y aguas abajo. Esto significa reconocer que los problemas de disponibilidad y acceso al agua no afectan por igual a todos los actores del MRSE. Esto influye en el valor que les dan éstos a los servicios hídricos, sus fuentes, y la forma en que deben gestionarse.

De la revisión bibliográfica, se sabe que la escasez hídrica es un proceso socialmente percibido en mayor grado por la población rural, aguas arriba de la subcuenca. Vergara (2015) desarrolló una encuesta y *focus group* en las comunidades de la subcuenca de Quillcay. Los resultados de su trabajo concluyen que los pobladores perciben una disminución de las lluvias, la desaparición de manantiales, y la desaparición cada vez más de sus glaciares. Estos cambios lo atribuyen, principalmente, a la contaminación y los cambios en el clima. Asimismo, perciben una mala calidad del agua, especialmente en los ríos. Zimmer (2016) identifica, además, que estos problemas, son factores latentes para los conflictos entre comunidades y pueblos vecinos que compiten por acceder a agua de calidad.

En la población urbana sí fue posible recoger información directa de la percepción que tienen sobre los ecosistemas, los servicios que generan y el estado en el que se encuentran. En un estudio similar del 2014 pero con un tamaño de muestra mayor, se preguntó a los ciudadanos si conocían qué eran los servicios ambientales (o ecosistémicos), y el 78,2 % respondió que no

los conocían. Hoy pareciera que la problemática ambiental se encuentra más internalizada en la ciudadanía. En la encuesta realizada para esta investigación, solo el 42 % respondió no conocer qué son los servicios ecosistémicos. Ahora bien, es importante considerar que el intervalo de edades del 46 % de los participantes oscila entre los 18 a 32 años. Es decir, se trata de una población joven con mayor acceso a información ambiental por las redes sociales.

Si bien la población puede no conocer el significado del término “servicios ecosistémicos”, sí reconoce la importancia de los ecosistemas en sus vidas. Los resultados de la encuesta muestran un sentido de identidad con las montañas y sus ecosistemas. Se pidió a los participantes asociar un sentimiento con un ecosistema de la subcuenca y valorar a este último según su nivel de preferencia. En la Figura 13 y Figura 14 se muestran los resultados de estas preguntas. Las lagunas, bosques y ríos están asociados a sentimientos de tranquilidad y tienen un mayor nivel de preferencia junto a los glaciares que están asociados a un sentimiento de respeto.

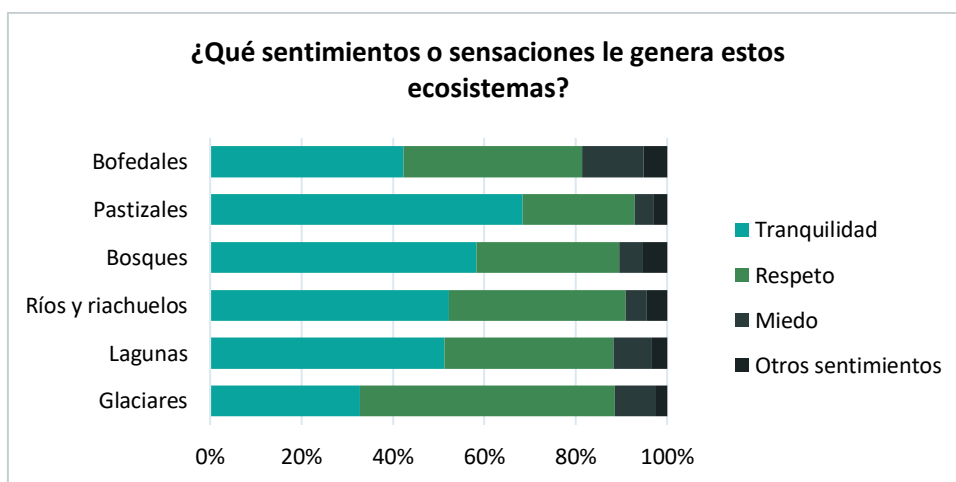


Figura 13. Valor sociocultural de los principales ecosistemas de montaña, medidos a través de los sentimientos.

Fuente. Elaboración propia.

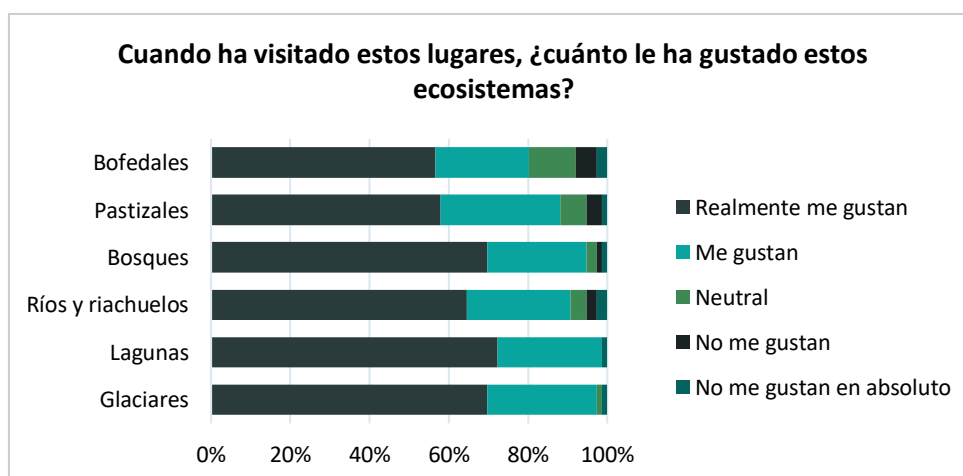


Figura 14. Valor sociocultural de los ecosistemas de montaña según el nivel de preferencia.

Fuente. Elaboración propia.

Asimismo, se pidió a los participantes valorar una lista de beneficios que reciben de estos ecosistemas (o servicios ecosistémicos) según el nivel de importancia. En la Figura 15 se presentan los resultados de los beneficios de los ecosistemas evaluados como esenciales. El gráfico radial compara las múltiples variables según el porcentaje de respuestas obtenidas en cada una de ellas. La provisión de agua es el servicio ecosistémico más esencial (91 % de casos) para los habitantes de la ciudad de Huaraz, seguido por la provisión de alimentos (64 % de casos).

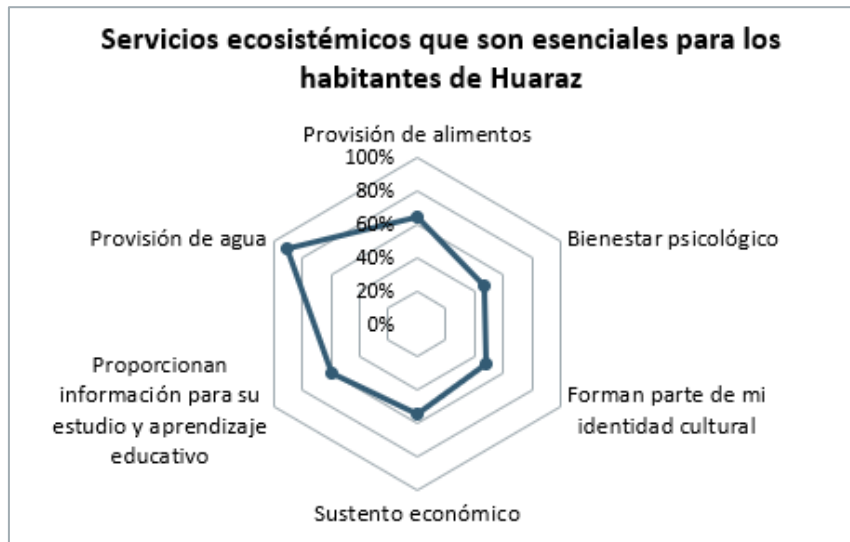


Figura 15. Valoración de los servicios ecosistémicos como esenciales.
Fuente. Elaboración propia.

Seguidamente, se pidió a los encuestados evaluar la importancia de los usos que se le da al agua. La Figura 16 muestra que los usos más esenciales para la población son para consumo humano (76 % de casos) y para la agricultura y ganadería (54 % de casos).



Figura 16. Valoración de los servicios hídricos como esenciales.
Fuente. Elaboración propia.

Algo muy importante que arrojan estos resultados es el desconocimiento del agua como parte de las festividades culturales locales. Probablemente, una cultura del agua centrada en el

uso racional del recurso, ampliamente difundido por los medios locales, podría explicar por qué algunas tradiciones relacionadas al agua ya no son percibidas como esenciales como para que se sigan manteniendo.

Sobre el estado de los ecosistemas, los resultados determinan que, el 86 % de encuestados ha percibido cambios en la disponibilidad del agua potable, de los cuales el 54 % lo asocia con la desaparición de fuentes de agua. Asimismo, 68 % de los encuestados manifestó cambios en la calidad del agua: 62 % ha notado presencia de partículas y sedimentos en el agua que bebe. Estos resultados identifican que la ciudadanía ya está percibiendo problemas de escasez con el agua.

Respecto al servicio de agua potable ofrecido por la EPS Chavín, los encuestados evaluaron la calidad del servicio como regular (53 %). Este aspecto es muy importante dentro del esquema de los MRSE ya que podría afectar la disponibilidad de los usuarios para pagar un poco más, teniendo en cuenta que el 63 % de encuestados reconoció no saber qué son los MRSE.

Otra dinámica sociocultural identificada proviene de la EPS Chavín. Se trata de la persistencia de una cultura hídrica tecnocrática en estas empresas. Esto se complementa con las dinámicas relaciones identificadas en la sección anterior y la EPS Chavín no está exenta de estos problemas. Así, por ejemplo, un actor entrevistado del IM reconoce que las prioridades de la empresa siguen siendo construir infraestructuras hidráulicas para solucionar los problemas de escasez hídrica en la subcuenca.

“Esta bien que la Sunass tomara [el] liderazgo (...) iba a presionar a la EPS Chavín, porque para que la EPS Chavín aceptara que se suba la tarifa de agua y que se invierta la plata había que presionar muchísimo, porque la gente de la EPS no le importa nada [de] los ecosistemas, querían hacer su planta de tratamiento y [para eso] querían más plata” (ONG-2 videollamada, 15.09.2020).

Para esta investigación se trató más de una vez conversar con un actor de la EPS Chavín para recoger su opinión respecto a este proceso, pero la solicitud fue denegada. Sin embargo, la EPS participó de la identificación y caracterización de actores, y como resultado de ese proceso se pudieron recoger algunas opiniones muy escuetas sobre las limitaciones a nivel institucional que percibían para el desarrollo del MRSE. El actor que participó a nombre de la EPS manifestó que la empresa no cuenta con una oficina de gestión ambiental que se dedique exclusivamente a estos temas.

En base a estos resultados, se puede determinar que las acciones de estas empresas de agua potable siguen parametrizadas en procesos muy técnicos. Asimismo, el perfil de los profesionales está dominado por ingenieros, técnicos y operarios. Hay poca visión a nivel de gestión de los servicios hídricos. Incluso actores entrevistados con perfiles de ingenieros civiles y agrícolas que trabaja en el sector público reconocen las limitaciones de implementar soluciones burocráticas y tecnicistas a los problemas de escasez de agua.

“Negociar con una comunidad no es como poner tuberías o cemento, se necesita tener especialidad para llegar a acuerdos con otros usuarios del agua (...) Las poblaciones siguen creciendo, la demanda de agua siguen aumentando, el cambio climático se

espera que, o al menos donde hay seguridad, las temperaturas van a seguir aumento y eso va hacer seguramente que la demandas sigan aumentando. Entonces una empresa de agua buena, con buena gestión, debería pensar en otros aspectos relacionados con la gestión del recurso más allá de tubos y cemento, está en meterse, involucrarse, ser un actor principal de la gestión de los recursos hídricos en la cuenca” (GO-2, videollamada, 23.09.2020).

Esta cultura tecnicista no solo se observa en las EPS. En la cuenca del Santa se han perpetuado esta clase de soluciones para disminuir los riesgos de desborde de las lagunas de origen glaciar sobre las poblaciones. Sin embargo, estas obras han generado disputas por el derecho de aprovechamiento de los flujos desaguados de las lagunas.

“Las obras no resuelven los problemas sociales. Ahí tenemos el ejemplo de Parón, esa obra la hicimos con tanto cariño, hasta SIDER Perú intervino en el financiamiento de la obra, 45 millones de m³ pudieron regularse ahí, y acabo en conflicto social y ahora nadie controla las compuertas de Parón (...) Entonces, esto es una demostración de que las obras no resuelven los problemas, al contrario, pueden generar conflictos sociales.” (GO-1, videollamada, 03.09.2020).

Estas evidencias muestran solo algunos de los tantos procesos socioculturales relacionados a la gestión del agua, y de qué forma convergen con los esquemas que se quieren introducir para gestionar la conservación de los servicios hídricos bajo la lógica del mercado. Todas las dinámicas socioculturales descritas muestran cómo cada actor central en los MRSE tiene una visión distinta de los problemas de escasez hídrica. Y en un contexto social tan particular como la subcuenca de Quillcay, y en general la cuenca alta del Santa, la escasa participación e involucramientos de la ciudadanía y las comunidades en la toma de decisiones, genera una incertidumbre respecto a la efectividad de estos mecanismos.

VI. Discusiones

El patrón metabólico del agua en la subcuenca de Quillcay muestra una apropiación social de los flujos hídricos exclusivamente para consumo humano y para el desarrollo de la agricultura local. Bajo la lógica de los esquemas de PSE (o MRSE), en una cuenca hidrográfica con este patrón metabólico, es difícil encontrar una cantidad considerable de actores dispuestos a pagar o retribuir por conservar las fuentes de estos servicios hídricos. De esta forma, en cuencas con un patrón metabólico similar, las empresas de agua potable son el actor social mejor constituido a nivel organizacional para ingresar a estos esquemas de conservación de mercado.

A primera vista, los acuerdos institucionales que se generan a través de las EPS podrían resultar más sencillos porque la recaudación de los fondos para conservación se haría a través de los pagos por el servicio de agua potable. Sin embargo, el análisis de las dinámicas sociopolíticas que influyen en la integración de estos esquemas sugiere que las ambigüedades del paradigma de la GIRH introducido en la Ley de Recursos Hídricos, se hereda también a los esquemas de PSE hídricos.

Bajo los esquemas de PSE hídricos, la responsabilidad de la gobernanza del agua, incluyendo ahora la conservación de los servicios hídricos, recae en los gobiernos regionales y

en las oficinas desconcentradas del gobierno central. Estas responsabilidades sin recursos terminan por convertirse en responsabilidades que muy pocos quieren asumir. Las consecuencias de estos procesos débiles, ya sea por una falta de recursos financieros que repercuten en el nivel de interés e influencia de los actores, así como las relaciones entre ellos, genera exclusiones de otros grupos de interés directamente impactados por estos mecanismos como las poblaciones vulnerables. Asimismo, se ha podido evidenciar que, aunque las responsabilidades se hayan descentralizado, el poder se sigue centralizando en actores con mayor capacidad técnica y financiera.

Estas evidencias terminan por corroborar los fundamentos de la problematización de este trabajo. Lynch (2012), sostiene que, en la implementación de las políticas hídricas, las responsabilidades han llegado a los gobiernos regionales y locales con pocos recursos y esto no garantiza una transparencia en la aplicación de la norma. Es por eso que, en la práctica, todavía hay actores como la población urbana y rural que no se encuentran representados en el diseño de estos esquemas. Asimismo, otros actores como el gobierno regional con legitimidad para influir en las decisiones, no tienen el mismo interés. De cualquier forma, la norma tampoco exige que el diseño del PSE sea participativo y abierto a todos los interesados.

En síntesis, después de la promulgación de la Ley de Recursos Hídricos, académicas como Urteaga (2010) ya advertían algunas ambigüedades en la norma relacionadas a los principios de participación de la población y el respeto de los usos del agua de las comunidades campesinas y nativas. Poco después, Lynch (2012) se cuestionaba si la nueva norma podría devolver la participación de los usuarios del agua más vulnerables en procesos de toma de decisión, o seguirían dependiendo de organizaciones externas como las ONG. Ahora, las directivas especiales para implementar los PSE hídricos en el Perú siguen el mismo patrón de exclusión de la política hídrica central.

Asimismo, las evidencias de este trabajo sugieren que las políticas de PSE, especialmente los esquemas desarrollados para los servicios hídricos, también están diseñados para que de forma paulatina el Estado se ahorre la facultad de regular la dinámica social del agua, dejando todo en manos del mercado. Del mismo modo, en estos esquemas se evidencia la persistencia de una burocracia hidráulica en la gestión del agua. Es decir, no solo está presente en el sector agrario a través de las infraestructuras hidráulicas para lograr el uso eficiente del recurso, como lo sostiene Oré & Rap (2009). Si no, además, se encuentra muy internalizado en las empresas de agua potable que solo ven soluciones tecnicistas a la escasez hídrica, como lo han manifestado los actores entrevistados.

Respecto a los diversos tipos de arreglos institucionales que se generan en el marco de los PSE y cómo se establecen las reglas del juego para analizar si efectivamente todos “ganan”, aún se sabe poco. La literatura sugiere que más allá del tipo de acuerdo que se genere, lo que garantiza el éxito de un PSE, es la manifestación voluntaria de los actores para organizarse bajo estos esquemas (Grima et al., 2016). Sin embargo, las evidencias recopiladas para esta investigación sugieren que los PSE implementados no son producto de una manifestación voluntaria, sino más bien impuesta. Primero, por las ONG quienes crean las condiciones necesarias en el territorio para introducir estos esquemas, y segundo, por el Estado con los PSE de las empresas de agua potable donde el proceso está regulado de forma obligatoria.

Sin bien, estos esquemas empezaron a crearse aun cuando no había una norma, las características que han adoptado a lo largo del tiempo, sugieren un grado de mercantilización baja. Incluso autores como Quintero & Pareja (2015) prefieren llamar a estos esquemas como mercados segmentados porque no surgen exclusivamente por fuerzas del mercado, sino más bien de negociaciones. En ese sentido, el principal problema con estas estrategias de intervención son las falencias en el diseño de la norma que heredan las ambigüedades de la GIRH y no garantizan resultados en los que todos los actores se beneficien por igual.

Estas limitaciones identificadas a nivel instrumental corroboran algunas de las reflexiones críticas a los PSE presentados el estado del arte de esta investigación que se ha hecho desde la ecología política. Ya se ha mencionado que la forma en la que está diseñada la implementación de estos esquemas, reduce o simplifica los procesos ecológicos que brindan estos servicios ecosistémicos. No obstante, los procesos sociales, igual o incluso más complejos que los procesos ecológicos, también se reducen a relaciones causales muy simplistas. Es decir, reducir las causas de la creciente degradación de los ecosistemas de montaña a las actividades antrópicas de las poblaciones rurales, sin visibilizar los factores de presión global a nivel político y económico, solo generan prejuicios sobre estas poblaciones.

Finalmente, en cuencas complejas como el Santa, tanto a nivel geográfico como social, las buenas intenciones para generar estos acuerdos y negociaciones entre la cuenca alta, media y baja, no bastan. La gobernanza hídrica se ha convertido en el lenguaje discursivo de todas las instituciones vinculadas a la gestión del agua y la conservación de los servicios hídricos. Estos actores reconocen muy poco los problemas estructurales de la sociedad en estos discursos. Las dinámicas socioculturales son los elementos más complejos que han configurado el patrón metabólico de esta región, donde los problemas del agua se siguen tratando como problemas físicos, como problemas en términos de calidad y cantidad, desconociendo la naturaleza social del agua.

VII. Conclusiones y recomendaciones

A partir del caso de estudio y su comparación con otras iniciativas en desarrollo, ha sido posible analizar la convergencia entre la integración de estas políticas de PSE con el metabolismo hídrico de la cuenca alta del Santa. La integración de políticas de conservación bajo la lógica del mercado corresponde a un nivel de análisis dentro del sistema social. Sin embargo, estas relaciones son multiescalares y multidimensionales. En ese sentido, las políticas de PSE convergen con el sistema metabólico en sus dimensiones tanto ecológicas como sociales.

En la dimensión ecológica, los factores que facilitan la adopción de estos esquemas están relacionado a un aumento acelerado de las áreas degradadas en el país, ya sea por causas antrópicas o naturales. Sin embargo, la dimensión ecológica no es un sistema aislado, se encuentra interconectado con la dimensión social. Un nexo entre ambos sistemas que presiona más a los sistemas ecológicos está relacionado a una baja voluntad política para fomentar una mayor inversión pública en conservación y protección de los ecosistemas. Asimismo, una débil conciencia pública sobre el estado de los ecosistemas y los riesgos que representa su degradación, no permite que se demande acciones concretas para preservar estos sistemas ecológicos.

En la dimensión social, se concluye que, diversos procesos sociopolíticos relacionados a la gestión del agua están repercutiendo en la institucionalidad de las políticas de PSE en el Perú. Asimismo, la forma en que finalmente terminan implementándose en el territorio está determinado por factores socioculturales presentes a distintas escalas.

Los procesos sociopolíticos identificados no son excluyentes al caso de estudio analizado. Estos procesos describen también las diversas dinámicas relacionales que se presentan en cada etapa del diseño e implementación de un esquema de PSE hídrico. Asimismo, vislumbran a un Estado con una estructura de gobernanza hídrica jerarquizada y burocratizada que es ineficaz para implementar los mismos instrumentos de política que diseña. Al dibujar a la sociedad como una realidad homogénea, el diseño instrumental de los PSE ya presenta fallas. De esta forma, las legislaciones especiales como los PSE hídricos que regulan acuerdos institucionales más específicos, podrían generar más cuellos de botellas en la implementación de estos esquemas si no se reconoce la existencia una gran variedad de dinámicas socioculturales presentes en el territorio. Peor aún, esto podría agudizar relaciones de poder desigual entre los actores involucrados.

En la unidad hidrológica de la subcuenca de Quillcay no hay grandes industrias que impacten con el patrón metabólico de este sistema, como sí existen en otras subcuencas altonadinas, y en la parte baja de la cuenca del Santa. Ahora, por el hecho de que, en la zona altoandina, hacia la cordillera Blanca, exista un área protegida por el Estado, no significa que la conservación y preservación de los ecosistemas este totalmente garantizado, ya que la capacidad hidrológica de las lagunas de origen glaciario es muy atractiva para los *lobbies* energéticos y mineros. Así, por ejemplo, los *lobbies* energéticos siempre han estado detrás del régimen de descarga de las lagunas con alto riesgo de desborde por su alto potencial hidroenergético, como ya ha ocurrido con la laguna de Parón. En la cuenca baja, las grandes agroindustrias de la costa, así como las mega ciudades costeras de Trujillo y Chimbote, presionan cada vez más sobre las aguas del río Santa. Con políticas de gestión del agua y gestión de la conservación de sus fuentes enmarcadas en una lógica de mercado, y, además, ambiguas en su diseño instrumental, se podría agudizar los intereses de estos actores más hegemónicos, y, de esta forma, aumentar la vulnerabilidad de la población local.

De igual manera, los procesos socioculturales descritos en este trabajo, muestran un aspecto de la estructura social de la población interandina y las instituciones que representan al Estado para gestionar y conservar los ecosistemas de la cuenca del Santa. Sin embargo, estas características particulares del territorio estudiado, sirven también para entender cómo funcionan las estructuras de gobernanza comunitaria. La sociedad organizada es quien demanda y exige mejoras al Estado. En un territorio donde la cohesión social es débil o recién se está construyendo, es difícil garantizar un balance de poderes entre el Estado y la sociedad, e incluso con las sombras del mercado. Estos aspectos no deberían invisibilizarse en los estudios de gobernanza hídrica, así como tampoco los procesos históricos que han moldeado estas estructuras sociales.

Para cerrar, se ha intentado con el desarrollo de esta tesis, estudiar la mayor cantidad de relaciones entre los sistemas ecológicos y sociales de la cuenca alta del Santa para tener una

visión holística del problema de investigación. Sin embargo, han quedado muchos aspectos fuera de este trabajo.

Debido a la pandemia, fue imposible recoger información directa de la población rural y las comunidades campesinas dentro del área de estudio. En ese sentido, a nivel social no se ha podido identificar de qué forma podría converger la introducción de estos esquemas con las prácticas locales o tradicional de gestión del agua. No obstante, la experiencia compartida por algunos actores entrevistados en otros proyectos implementados a nivel nacional, sugieren que las nuevas relaciones de poder y control sobre el recurso hídrico cambian las prácticas culturales, de una mala práctica a una de cuidado, en lugares donde hay una débil integración comunitaria y niveles altos de pobreza como el caso de Moyobamba. En regiones como la selva donde la cohesión social de las comunidades nativas es más fuerte, se garantiza la sostenibilidad de estos mecanismos en la medida en que se respeten los acuerdos establecidos. De cualquier forma, estas dinámicas merecen un mayor nivel de análisis para establecer los verdaderos impactos sociales y culturales de estos mecanismos, por lo tanto, se recomienda que en futuros estudios se aborden estos aspectos.

A nivel ecológico, la evidencia científica sobre los resultados de estas intervenciones sobre los ecosistemas que se implementan bajo los esquemas de PSE, son todavía inciertos. Las experiencias de PSE ya implementados en el país todavía no cuentan con resultados a nivel ecológico porque estos procesos pueden demorar años. Asimismo, los resultados de las intervenciones sobre los ecosistemas para mejorar y en algunos casos más ambiciosos, recuperar las estructuras y funciones que proveen estos servicios, son muy complicados de monitorear. En ese sentido, se recomienda abordar en futuros estudios el grado de conocimiento actual que se tiene sobre los ecosistemas andinos que certifiquen una mejora en la provisión de servicios hídricos gracias a estas intervenciones. Esto es muy importante para determinar la efectividad de los esquemas de PSE.

Hasta que no haya evidencias concretas, estos esquemas siguen siendo una suerte de experimento cuyos resultados todavía se sabrán con mayor certeza después de implementarlos y tras años de monitoreo continuo de los procesos ecológicos. Asimismo, los impactos a nivel social también están sujetos a estas políticas, y si bien, algunas experiencias en el Perú sugieren impactos positivos en zonas donde la organización comunal era inexistente, todavía surgen algunas interrogantes que se recomienda abordar en futuros estudios como, por ejemplo: ¿de qué forma evitar que la balanza de beneficios bajo la lógica de estos esquemas se incline hacia un lado?, ¿cómo garantizar la participación de todos los actores interesados si existen asimetrías de poder entre ellos?, ¿cómo garantizar la sostenibilidad del mecanismo sin cambiar la lógica de cooperación y colaboración que prima en las comunidades?, ¿por qué solo se responsabiliza a las comunidades aguas arriba por el cuidado de los ecosistemas?, y ¿qué alternativas hay para conservar los ecosistemas sin acudir a estos mecanismos?.

Anexos

Anexo 1. Ficha de encuesta para el mapeo y caracterización de actores

ANÁLISIS DE ACTORES QUE PARTICIPAN EN EL DISEÑO DEL MRSE DE LA SUBCUENCA DE QUILLCAY-PERÚ

Estimado/a este breve cuestionario tiene como finalidad identificar y caracterizar a los actores clave que participan en el diseño del esquema de Mecanismo de Retribución por Servicios Ecosistémicos (MRSE) de la subcuenca de Quillcay; iniciativa conducida por la EPS Chavín S.A., y la SUNASS.

Cada sección cuenta con instrucciones previas para su llenado. El objetivo de la metodología empleada es brindar una “perspectiva de lo que está pasando en el momento presente” (Tapella, 2007, p. 5), para ello, lo invitamos a sentirse con la total libertad de expresar su percepción sobre este proceso. La información proporcionada será tratada de forma confidencial y será utilizada solo con fines de investigación.

¡Muchas gracias por su colaboración!

1. Nombres y Apellidos: _____

2. Institución a la que representa:

- EPS Chavín
- INAIGEM
- UNASAM
- SERNANP
- ANA
- GORE Áncash
- SUNASS
- MVCS
- Instituto de Montaña
- Otro

3. Cargo: _____

I. IDENTIFICACIÓN DE ACTORES

1.1 ¿Qué organizaciones de la sociedad civil cree que podrían representar mejor los intereses de la población urbana como retribuyentes indirectos del MRSE y deberían añadirse la matriz de identificación de actores?

1.2 ¿Qué grupos sociales de la población rural cree que necesariamente deberían considerarse dentro de la caracterización de contribuyentes del MRSE?

II. CARACTERIZACIÓN DE ACTORES

Esta sección tiene como finalidad caracterizar a los actores que participan en el diseño del MRSE para la subcuenca de Quillcay según su percepción, utilizando los siguientes criterios: nivel de interés, nivel de influencia, y por el tipo de relaciones entre ellos. Con las siguientes preguntas también puede autoevaluar el desempeño de su institución en el desarrollo de este proceso. Asimismo, solicitamos pueda hacer una evaluación prospectiva de cómo sería

el nivel de interés, influencia y el tipo de relación que tendrían los retribuyentes indirectos (población urbana) y los potenciales contribuyentes (población rural) del MRSE.

2.1 Nivel de Interés

Se refiere al nivel de interés del actor identificado, su capacidad de organización y articulación de redes para la implementación del MRSE hídrico en la subcuenca Quillcay.

Actor/nivel de interés	Alto	medio	bajo	No sabe
EPS Chavín	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INAIGEM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UNASAM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SERNANP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GORE Áncash	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SUNASS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MVCS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Instituto de Montaña	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

2.2 Nivel de influencia

Se refiere al grado de influencia del actor identificado en la toma de decisiones, ya sea de forma positiva o negativa (veto/bloqueo) que se ha mostrado hasta ahora en el diseño del MRSE hídrico para la subcuenca Quillcay.

Actor/nivel de influencia	Alto	medio	bajo	No sabe
EPS Chavín	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INAIGEM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UNASAM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SERNANP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GORE Áncash	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SUNASS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MVCS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Instituto de Montaña	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

2.3 Tipo de relaciones entre actores

Para esta sección solicitamos considerar los siguientes tipos o niveles relacionales para caracterizar las relaciones que existen entre los actores identificados según su percepción:

- a. Colaboración: Trabajo conjunto, se generan redes de comunicación, comparten información.
- b. Intermitencia: Débil comunicación y colaboración interrumpida por diversos factores.

- c. Ausencia de relación: No hay una relación, está inactiva, o todavía no puede distinguirse una relación entre los actores en esta etapa del diseño del MRSE.
- d. Influencia sobre: Esta institución influye, o tiene un alto grado de influencia sobre los demás actores.
- e. Tensión/conflicto: Se presentan conflictos, diferencias que impiden el intercambio de información y la colaboración.

2.3.1. ¿Cómo califica la relación de este actor clave con la institución que representa?

Actor/nivel de influencia	Colaboración	Intermitencia	Ausencia de relación	Influye sobre	Tensión	No sabe
EPS Chavín	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INAIGEM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UNASAM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SERNANP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GORE Áncash	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SUNASS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MVCS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Instituto de Montaña	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

4. ¿Cuáles cree que son las principales limitaciones para el diseño e implementación de este MRSE?

Anexo 2. Ficha de encuesta de percepción social sobre los servicios hídricos en la ciudad de Huaraz

ENCUESTA DE PERCEPCIÓN SOCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICO HÍDRICOS DE LA SUBCUENCA DEL RÍO QUILLCAY-HUARAZ

1. Nombres y Apellidos: _____
2. DNI o carnet de extranjería: _____
3. Género: _____
4. Edad: _____
5. Profesión u ocupación: _____
6. ¿Podría ubicar en el siguiente mapa dentro de la ciudad de Huaraz el barrio o sector donde vive?
7. ¿Cuánto tiempo tiene viviendo en esta zona?
 - Menos de 5 años
 - Entre 5 a 10 años
 - Entre 10 a 20 años
 - Más de 20 años

8. ¿Acostumbra hacer actividades al aire libre en las afueras de Huaraz?

- Sí
 No

9. Dentro de la subcuenca del río Quillcay, ¿cuál de estos lugares ha visitado al menos una vez?

- Quebrada de Quillcayhuanca
 Quebrada de Shallap
 Quebrada de Cojup
 Laguna de Churup
 Otro

10. Cuando ha visitado estos lugares, ¿cuánto le ha gustado estos ecosistemas?

	Realmente me gustan	Me gustan	No me gustan	No me gustan en absoluto	No sabe
Glaciares	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Lagunas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ríos y riachuelos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bosques	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pastizales	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bofedales	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

11. ¿Qué sentimientos o sensaciones le genera estos ecosistemas?

	Tranquilidad	Miedo	Respeto	Otros
Glaciares	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____
Lagunas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____
Ríos y riachuelos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____
Bosques	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____
Pastizales	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____
Bofedales	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	_____

12. ¿Cree que se deberían conservar o proteger estos ecosistemas?

<input type="checkbox"/> Sí	¿por qué?: _____
<input type="checkbox"/> No	¿por qué?: _____

13. ¿Cómo evalúa los siguientes beneficios (directos e indirectos) que proporcionan estos ecosistemas según su nivel de importancia?

	Esencial	Muy importante	Necesario	Importante, pero no necesario	No necesario	No sabe
Provisión de alimentos y medicinas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bienestar psicológico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Forman parte de mi identidad cultural	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Generan actividades económicas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Proporcionan información para su estudio	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Proveen agua	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

14. La provisión de agua es uno de los principales servicios que proveen los ecosistemas de la subcuenca del río Quillcay ¿Qué significado tiene para ti este recurso hídrico?

15. ¿Qué tan importante son las fuentes de agua para ti?

16. ¿Cómo evalúas los principales usos que se le da al agua en el ámbito rural y urbano de la subcuenca del río Quillcay?

	Esencial	Muy importante	Necesario	Importante, pero no necesario	No necesario	No sabe
Agua potable	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Uso agropecuario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Festividades culturales	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Recreación	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Actividades productivas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

17. Según el uso para agua potable ¿cree que la disponibilidad del agua ha cambiado en los últimos años?

<input type="checkbox"/> Sí	<p>¿Cómo cree que ha cambiado la disponibilidad del agua en los últimos 5, 10 ó 20 años?:</p> <p><input type="checkbox"/> Ha aumentado</p> <p><input type="checkbox"/> Ha disminuido</p> <p><input type="checkbox"/> Han desaparecido fuentes de agua</p> <p><input type="checkbox"/> No sabe</p>
<input type="checkbox"/> No	

18. ¿Ha percibido algún cambio en la calidad del agua potable?

<input type="checkbox"/> Sí	¿Qué tipo de cambio?: _____
<input type="checkbox"/> No	

19. ¿Cómo evalúa su servicio de agua potable?

- Excelente
- Bueno
- Regular

- Deficiente
- Malo
- No sabe

20. ¿Conoce o ha oído hablar de las siguientes instituciones relacionadas a la gestión y conservación de los recursos hídricos de la subcuenca del río Quillcay?

Actor	Sí	No
EPS Chavín	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INAIGEM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UNASAM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SERNANP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GORE Áncash	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SUNASS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MVCS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Instituto de Montaña	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

21. ¿Usted confía en las siguientes instituciones relacionadas a la gestión y conservación de los recursos hídricos de la subcuenca del río Quillcay?

Actor	Confiable	No confiable	No sabe
EPS Chavín	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INAIGEM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UNASAM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SERNANP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GORE Áncash	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SUNASS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MVCS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Instituto de Montaña	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

22. ¿Sabe qué son los servicios ecosistémicos?

<input type="checkbox"/> Sí	¿Cómo define a los servicios ecosistémicos?: _____
<input type="checkbox"/> No	

23. ¿Sabe qué son los mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos o MRSE?

<input type="checkbox"/> Sí	¿Cómo define a los MRSE?: _____
<input type="checkbox"/> No	

24. ¿Por qué medio se enteró de esta encuesta?

Bibliografía

- Alberich, T. (2008). IAP, Redes y Mapas Sociales: Desde la investigación a la intervención social. *Portularia*, VIII(1), 131–151.
- Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. *Ecological Economics*, 54(1), 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.020>
- ANA. (2015). *Evaluación de recursos hídricos en la cuenca del río Santa: Informe final*.
- ANA. (2020). *Monitoreo participativo de la calidad del agua superficial en la cuenca del río Santa* (H. Garcia (Ed.)).
- Ayres, R. U. (1997). Industrial Metabolism: Work in Progress. In *Center for the Management of Environmental Resources*.
- Balvanera, P., Castillo, A., Lazos Chavero, E., Caballero, K., Quijas, S., Flores, A., Galicia, C., Claudio, M., Saldaña, A., Sánchez, M., Mass, M., Ávila, P., Martínez, Y., Galindo, L. M., & Sarukhán, J. (2011). Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. *El Valor Ecológico, Social y Económico de Los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Estudio de Casos*, August.
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2007). Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica*, 84–85, 8–15.
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., DeClerck, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Laterra, P., Peña-Claros, M., Silva Matos, D. M., Vogl, A. L., Romero-Duque, L. P., Arreola, L. F., Caro-Borrero, Á. P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., de Oliveira Xavier, R., ... Vallejos, M. (2012). Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2, 56–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>
- Baraer, M., Mark, B. G., Mckenzie, J. M., Condom, T., Bury, J., Huh, K. I., Portocarrero, C., Gómez, J., & Rathay, S. (2012). Glacier recession and water resources in Peru's Cordillera Blanca. *Journal of Glaciology*, 58(207), 134–150. <https://doi.org/10.3189/2012JoG11J186>
- Barles, S. (2010). Society, energy and materials: The contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53(4), 439–455. <https://doi.org/10.1080/09640561003703772>
- Bauer, C. J. (2010). Dams and markets: Rivers and electric power in Chile. *Natural Resources Journal*, 49(3–4), 583–651.
- Berkes, F., Coldign, J., & Folke, C. (2003). Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change. In *Biological Conservation*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.01.010>
- Boelens, R. (2014). Cultural politics and the hydrosocial cycle: Water, power and identity in the Andean highlands. *Geoforum*, 57, 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.02.008>
- Boelens, R., Gentes, I., Guevara Gil, A., & Urteaga Crovetto, P. (2006). Agua, identidad y legislación especial. Las “políticas de reconocimiento” en los países andinos. In R. Boelens, D. Getches, & Guevara Gil (Eds.), *Agua y Derecho. Políticas hídricas, derechos consuetudinarios e identidades locales* (pp. 131–189). Instituto de Estudios Peruanos (IEP).
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Ka'eo Duarte, T., & Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of

- Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 325(32–6), 6.1–6.32.
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Bruckmeier, K. (2016). *Social-Ecological Transformation: Reconnecting Society and Nature*. Palgrave Macmillan.
- Bruckmeier, K. (2019). *Global Environmental Governance: Social-Ecological Perspectives*. Palgrave Macmillan.
- Budds, J. (2013). Servicios Ambientales y Justicia Hídrica. In A. Arroyo & R. Boelens (Eds.), *Aguas Robadas: Despojo Hídrico y Movilización Social* (pp. 267–276). Justicia Hídrica, IEP y Abya Yala (serie Agua y sociedad, Sección Justicia Hídrica, 19).
- Budds, J., & Hinojosa, L. (2012). Las industrias extractivas y los paisajes hídricos en transición en los países andinos: análisis de la gobernanza de recursos y formación de territorios en Perú. In E. Isch L., R. Boelens, & F. Peña (Eds.), *Agua, injusticia y conflictos* (Primera ed, pp. 45–62). Justicia Hídrica; CBC; Fondo Editorial PUCP; Instituto de Estudios peruano (IEP). (Serie Agua y Sociedad, Sección Justicia Hídrica, 2).
- Cabello, V., & Madrid-Lopez, C. (2014). Water use in arid rural systems and the integration of water and agricultural policies in Europe: The case of Andarax river basin. *Environment, Development and Sustainability*, 16(4), 957–975. <https://doi.org/10.1007/s10668-014-9535-8>
- Campos, A., Chang, L., Mariluz, J., Mejía, F., Fonseca, S., Pacherras, M., & Pantoja, G. (2016). *Priorización de cuencas para la gestión de Recursos Hídricos*. Autoridad Nacional del Agua del Perú (ANA).
- Canales, M. (2006). *Metodologías de investigación social: Introducción a los oficios* (Primera). Lom Ediciones. www.lom.cl
- Carey, M. (2005). Living and dying with glaciers: People's historical vulnerability to avalanches and outburst floods in Peru. *Global and Planetary Change*, 47(2-4 SPEC. ISS.), 122–134.
- Carey, M., Jackson, M., Antonello, A., & Rushing, J. (2016). Glaciers, gender, and science: A feminist glaciology framework for global environmental change research. *Progress in Human Geography*, 40(6), 770–793. <https://doi.org/10.1177/0309132515623368>
- Carey, M., Molden, O. C., Rasmussen, M. B., Jackson, M., Nolin, A. W., & Mark, B. G. (2017). Impacts of Glacier Recession and Declining Meltwater on Mountain Societies. *Annals of the American Association of Geographers*, 107(2), 350–359.
<https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1243039>
- Caro-Caro, C., & Torres-Mora, M. (2015). Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socioecológicos: aplicación en agroecosistemas. *Orinoquia*, 19(2), 237–252.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-37092015000200011&lang=pt
- Castillo, G. (2015). Visión y Manejo Tecnocrático de los Glaciares Andinos. Entre Amenaza y Oportunidades: el caso de la laguna Parón en el Perú. In C. Yacoub, B. Duarte, & R. Boelens (Eds.), *Agua y Ecología Política: el extractivismo en la agroexportación, la minería y las hidroeléctricas en Latinoamérica* (Primera ed, pp. 231–238). Abya-Yala, Justicia Hídrica, (Serie Agua y Sociedad, Sección Justicia Hídrica, 22).
- Castro-Díaz, R. (2014). Implicancias territoriales de los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) en cuencas norandinas. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana*

de *Geografía*, 23(1), 61–74.

- Cea D'Ancona, M. de los Á. (1996). *Metodología Cuantitativa: Estrategias y técnicas de investigación social*. Editorial Síntesis S.A.
- Celleri, R. (2010). Estado del conocimiento técnico-científico sobre los servicios ambientales hidrológicos generados en los Andes. In M. Quintero (Ed.), *Servicios ambientales hidrológicos en la región andina. Estado del conocimiento, la acción y la política para asegurar su provisión mediante esquemas de pago por servicios ambientales* (pp. 25–45). Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN). Instituto de Estudios Peruanos (IEP).
- Chafla, P., & Cerón, P. (2016). Pago por servicios ambientales en el sector del agua: el Fondo para la Protección de Agua. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, VII(6), 25–40.
- Costanza, R., de Groot, R., Farberll, S., Grassot, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., & Suttonllll, P. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15), 253–260.
- Crespo-Marín, Z., & Perez-Rincón, M. A. (2018). El metabolismo social en las economías andinas y centroamericanas, 1970-2013. *Sociedad y Economía*, 36, 53–81. <https://doi.org/10.25100/sye.v0i36.5866>
- Daily, G. C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? In *Daily, G.C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press.
- Damonte, G. (2015). Redefiniendo Territorios Hidrosociales: Control Hídrico En El Valle De Ica, Perú (1993-2013). *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 12(76), 109. <https://doi.org/10.11144/javeriana.cdr12-76.rthc>
- Damonte, G., & Lynch, B. (2016). Cultura, Política y Ecología Política del agua: una presentación. *Anthropologica*, 34(35), 5–21.
- Dávila, L., Loarte, E., Medina, K., Ocaña, R., & Santiago, A. (2018). *Inventario Nacional de Glaciares: Las cordilleras glaciares del Peru* (B. Morales Arnao, R. J. Gómez López, R. Villanueva, A. Guerrero Villar, & G. Garcia Alamo (Eds.); Primera ed). Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM).
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. In *Ecological Economics* (Vol. 41). www.elsevier.com/locate/ecocon
- De la Mora, G. (2019). Aproximación sociopolítica para el análisis de políticas de conservación en contextos urbanos: entre servicios ambientales y áreas naturales protegidas. *Perfiles Latinoamericanos*, 27(53), 1–24. <https://doi.org/10.18504/pl2753-003-2019>
- Delgado, G. C. (2003). Privatización y saqueo del agua en Mesoamérica. *Nueva Sociedad*, 185, 91–105.
- Derissen, S., & Latacz-Lohmann, U. (2013). What are PES? A review of definitions and an extension. *Ecosystem Services*, 6, 12–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.002>
- Dijst, M., Worrell, E., Böcker, L., Brunner, P., Davoudi, S., Geertman, S., Harmsen, R., Helbich, M., Holtslag, A. A. M., Kwan, M. P., Lenz, B., Lyons, G., Mokhtarian, P. L., Newman, P., Perrels, A., Ribeiro, A. P., Rosales Carreón, J., Thomson, G., Urge-Vorsatz, D., & Zeyringer, M. (2018). Exploring urban metabolism—Towards an interdisciplinary perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 132(October 2017), 190–203.

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.014>

- Drenkhan, F., Carey, M., Huggel, C., Seidel, J., & Oré, M. T. (2015). The changing water cycle: climatic and socioeconomic drivers of water-related changes in the Andes of Peru. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(6), 715–733. <https://doi.org/10.1002/wat2.1105>
- Duarte, B., Boelens, R., & Yacoub, C. (2015). Hidroeléctricas, ¿energía limpia o destrucción socioecológica? In C. Yacoub, B. Duarte, & R. Boelens (Eds.), *Agua y Ecología Política: el extractivismo en la agroexportación, la minería y las hidroeléctricas en Latinoamérica* (pp. 199–204). Abya-Yala, Justicia Hídrica, (Serie Agua y Sociedad, Sección Justicia Hídrica, 22).
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4), 248–254. <https://doi.org/10.2307/1309037>
- Eisenhardt, K. M. (1989). Building Theories from Case Study Research Published by : Academy of Management Stable. *The Academy of Management Review*, 14(4), 532–550.
- Eschenhagen, M. L. (2014). *Los servicios ambientales desde una perspectiva del pensamiento ambiental y la ecología política* (Working Paper).
- Fischer-Kowalski, M. (1998). Society's Metabolism: The Intellectual History of Material Flow Analysis, Part 1, 1860-1970 [Artículo de revista]. *Journal of Industrial Ecology*, 2(1), 61–78.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flores, A., Aguilar, M., Reyes, H., & Guzmán, M. G. (2018). Gobernanza ambiental y pagos por servicios ambientales en América Latina. *Sociedad y Ambiente*, 16(6), 7–31.
- French, A. (2015). Hacia una institucionalidad del agua más participativa e integrada: el complejo proceso de establecer los Consejos de Recursos Hídricos de Cuenca en el Perú. In P. Urteaga & A. Verona (Eds.), *Cinco Años de la Ley de Recursos Hídricos en el Perú* (pp. 146–163). Fondo Editorial, Pontificia Universidad Católica del Perú.
- French, A. (2016a). ¿Una nueva cultura de agua?: inercia institucional y gestión tecnocrática de los recursos hídricos en el Perú. *Anthropologica*, 37, 61–86.
- French, A. (2016b). El Desborde del Conflicto por la Laguna Parón. In P. Urteaga, A. Guevera Gil, & A. Verona (Eds.), *El Estado frente a los conflictos por el Agua. Terceras Jornadas de Derecho de Aguas* (Issue 511, pp. 141–157). Centro de Investigación, Capacitación y Asesoría Jurídica del Departamento Académico de Derecho (CICAJ-DAD).
- French, A. (2019). Webs and Flows: Socionatural Networks and the Matter of Nature at Peru's Lake Parón. *Annals of the American Association of Geographers*, 109(1), 142–160. <https://doi.org/10.1080/24694452.2018.1484682>
- French, A., Baraer, M., Bury, J. T., Carey, M., Mark, B. G., MacKenzie, J. M., Young, K. R., & Polk, M. H. (2016). Coyuntura Crítica: Cambio Climático, Globalización y Doble Exposición en el Sistema Socio-Hidrológico de la Cuenca del Río Santa, Perú. In J. C. Postigo & K. R. Young (Eds.), *Naturaleza y Sociedad: Perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en América Latina* (pp. 303–340). Desco, IEP e INTE-PUCP.
- Frey, H., Huggel, C., Chisolm, R. E., Baer, P., McCardell, B., Cochachin, A., & Portocarrero, C. (2018). Multi-Source Glacial Lake Outburst Flood Hazard Assessment and Mapping for Huaraz, Cordillera Blanca, Peru. *Frontiers in Earth Science*, 6(November), 1–16. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00210>

- Gandy, M. (2004). Rethinking urban metabolism: water, space and the modern city. *City*, 8(3), 363–379. <https://doi.org/10.1080/1360481042000313509>
- Gandy, M. (2018). Cities in deep time: Bio-diversity, metabolic rift, and the urban question. *City*, 22(1), 96–105. <https://doi.org/10.1080/13604813.2018.1434289>
- Giampietro, M., Aspinall, R. J., Bukkens, S. G. F., Benalcazar, J. C., Diaz-Maurin, F., Flammini, A., Gomiero, T., Kovacic, Z., Madrid, C., Ramos-Martin, J., & Serrano-Tovar, T. (2013). An Innovative Accounting Framework for the Food-Energy-Water Nexus: Application of the MuSIASEM approach to three case studies. In *Environment and Natural Resources* (Issue March 2015).
- Giampietro, M., Aspinall, R. J., Ramos-Martin, J., & Bukkens, S. G. F. (Eds.). (2014). *Resource accounting for sustainability assessment: The nexus between energy, food, water and land use*. Earthscan from Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315866895>
- Giampietro, M., & Mayumi, K. (2000). Multiple-scale integrated assessment of societal metabolism: Introducing the approach. *Population and Environment*, 22(2), 109–153. <https://doi.org/10.1023/A:1026691623300>
- Giampietro, M., Mayumi, K., & Ramos-Martin, J. (2009). Multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism (MuSIASEM): Theoretical concepts and basic rationale. *Energy*, 34(3), 313–322. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.07.020>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gonzales, G., & Gómez, R. J. (2003). *Monitoreo de los Recursos Hídricos en la Cuenca del Río Santa: Cordillera Blanca (Perú)*.
- González Acevedo, A., & Toledo, V. (2016). Metabolismos Rurales: Indicadores económico ecológicos y su aplicación a sistemas cafeteros. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica (REVIBEC)*, 26(26), 223–237.
- González de Molina, M., Soto-Fernández, D., Guzmán-Casado, G., Infante-Amate, J., Aguilera-Fernández, E., Vila-Traver, J., & García-Ruiz, R. (2020). *The Social Metabolism of Spanish Agriculture, 1900-2008* (Issue 10). Springer Nature Switzerland AG. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-20900-1>
- González de Molina, M., & Toledo, V. M. (2014). *The Social Metabolism* (Vol. 3). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-06358-4>
- Grande, J. A., Loayza-Muro, R., Alonso-Chaves, F. M., Fortes, J. C., Willems, B., Sarmiento, A. M., Santisteban, M., Dávila, J. M., de la Torre, M. L., Durães, N., Diaz-Curiel, J., & Luís, A. T. (2019). The Negro River (Ancash-Peru): A unique case of water pollution, three environmental scenarios and an unresolved issue. *Science of the Total Environment*, 648, 398–407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.068>
- Grima, N., Singh, S. J., Smetschka, B., & Ringhofer, L. (2016). Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services*, 17, 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.010>
- Gudynas, E. (2003). El Impacto de la Mercantilización de la Naturaleza en la Investigación y la Sustentabilidad. In C. Miranda Larrea (Ed.), *Simposio Internacional "Prioridades de Investigación Científica sobre Recursos Naturales Renovables para el Desarrollo*

- Sostenible*" (pp. 147–155). Ministerio Desarrollo Sostenible (Bolivia) e Instituto Conservación Biodiversidad, Academia de Ciencias de Bolivia.
- Hahn, T., McDermott, C., Ituarte-Lima, C., Schultz, M., Green, T., & Tuvendal, M. (2015). Purposes and degrees of commodification: Economic instruments for biodiversity and ecosystem services need not rely on markets or monetary valuation. *Ecosystem Services*, 16, 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.012>
- Hajek, F. (2012). Inversión en esquemas de Incentivos por Servicios Ecosistémicos como motor de desarrollo e inclusión social en el Perú. In *¿Gratis?: los Servicios de la Naturaleza y Cómo Sostenerlos en el Perú* (Primera ed, p. 419).
- Hendriks, J. (2011). Análisis de Grupos de interés. In R. Boelens (Ed.), *Justicia Hídrica: acumulación, conflicto y acción social*.
- Hendriks, J., & Boelens, R. (2016). Acumulación de derechos de agua en el Perú. *Anthropologica*, 34(37), 13–32. <https://doi.org/10.18800/anthropologica.201602.001>
- Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2006). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resour Manage*. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9039-x>
- Höhl, J. (2017). ¿Lucha por recursos o lucha por territorio? In S. Blanke & S. Kurtenbach (Eds.), *Violencia y desigualdad: ADLAF Congreso 2016* (Primera ed). Nueva Sociedad; Friedrich-Ebert-Stiftung; ADLAF.
- Holle, K., & Huayca, J. (2012). Pagos por Servicios del Paisaje en Áreas Naturales del Perú: efectivos pero limitados. In *¿Gratis?: los Servicios de la Naturaleza y Cómo Sostenerlos en el Perú* (Primera, pp. 227–234).
- INAIGEM. (2019). *Informe de la situación de los glaciares y ecosistemas de montaña 2018*.
- INAIGEM. (2020). *Informe: calidad de Agua de la unidad hidrográfica Quillcay-microcuenca Quillcayhuanca*.
- Infante-Amate, J., González de Molina, M., & Toledo, V. M. (2017). El metabolismo social. Historia, métodos y principales aportaciones [Artículo de revista]. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 27, 130–152.
- Jansen, H. (2013). La lógica de la investigación por encuesta cualitativa y su posición en el campo de los métodos de investigación social. *Paradigmas*, 5(1), 39–72. <http://publicaciones.unitec.edu.co/ojs/%0A>
- Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2006). *Governing social-ecological systems*. [https://doi.org/10.1016/S1574-0021\(05\)02030-7](https://doi.org/10.1016/S1574-0021(05)02030-7)
- Julián, C., & Álvarez, D. (2014). Metabolismo urbano: herramienta para la sustentabilidad de las ciudades / Urban metabolism: a tool for the sustainability of cities. *Interdisciplina*, 2(2), 51–70. <http://revistas.unam.mx/index.php/inter/article/viewFile/46524/41776>
- Kennedy, C. A. (2015). Industrial ecology and cities. In *Taking Stock of Industrial Ecology* (pp. 69–86). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-20571-7>
- Kosoy, N., & Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69(6), 1228–1236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.002>
- Kosoy, N., Martínez-Tuna, M., Muradian, R., & Martínez-Alier, J. (2007). Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases

- in Central America. *Ecological Economics*, 61(2–3), 446–455.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.016>
- León-Morales, F., & Renner, I. (2012). Moyobamba: un resumen de la primera experiencia de compensación por servicios ecosistémicos hídricos en el Perú. In F. Hajek & P. Martínez de Anguita (Eds.), *¿Gratis?: los Servicios de la Naturaleza y Cómo Sostenerlos en el Perú* (Primera ed, pp. 149–158). Wust Ediciones: Servicios Ecosistémicos Perú.
- Ley n.º30215, Ley de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos [Law n.º30215, Law on Mechanisms for the Remuneration of Ecosystem Services], Diario Oficial El Peruano (2014).
- Liévano, A., León, N., Helena, B., Sarmiento, C., Santander, J., Ernesto, C., Andrés, C., Duarte, J., Pérez, M., García, A., Camilo, J., Adame, D., & Gutiérrez, D. (2015). *Caracterización de actores, análisis de redes y de servicios ecosistémicos en el ámbito local del complejo de páramos Iguaque-Merchán en jurisdicción de la CAR y Corpoboyacá* (Vol. 014, Issue 14). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Estudios Ambientales (IDEA).
<http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/9561>
- Linton, J. (2008). Is the hydrologic cycle sustainable? A historical-geographical critique of a modern concept. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(3), 630–649.
<https://doi.org/10.1080/00045600802046619>
- Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57, 170–180.
<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A. N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C. L., Schneider, S. H., & Taylor, W. W. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317(5844), 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Llambi, L., & Lindemann, T. (n.d.). *¿De qué manera los Pagos (o la Compensación) por Servicios Ambientales pueden mejorar la calidad de vida de los pequeños agricultores en tanto mecanismos financieros vinculados al manejo de los recursos naturales?* (D. Morra (Ed.)).
- Lomas, P. L., Carpintero, Ó., Ramos-Martin, J., & Giampietro, M. (2017). *El gran fallo de la valoración de los servicios de los ecosistemas* (Primera ed). Foro Transiciones.
- Lorenzo, C., & Del Pilar Bueno, M. (2019). La conservación de la naturaleza en las relaciones Norte-Sur: el pago por los servicios ecosistémicos. *Revista de Estudios Sociales*, 71, 40–50.
<https://doi.org/10.7440/res71.2020.04>
- Lynch, B. (2012). Vulnerabilities, competition and rights in a context of climate change toward equitable water governance in Peru's Rio Santa Valley. *Global Environmental Change*, 22(2), 364–373. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.02.002>
- Madrid-López, C. (2014). *The Water Metabolism of Socio-Ecosystems: Epistemology, Methods and Applications*. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB).
- Madrid-López, C., Cabello, V., & Giampietro, M. (2013). Water-Use Sustainability in Socioecological Systems: A Multiscale Integrated Approach. *BioScience*, 63(1), 14–24.
<https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.1.6>
- Madrid-López, C., Cabello, V., & Kovacic, Z. (2012). Analizando el Metabolismo Hídrico de los Socio-Ecosistemas: Fundamentos Teóricos y Metodológicos. In *Universidade Lusíada*

- (Ed.), *VIII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua* (pp. 657–668). Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Madrid-López, C., & Giampietro, M. (2014). Chapter 9: Water grammar. In M. Giampietro, R. J. Aspinall, J. Ramos-Martin, & S. G. F. Burkkens (Eds.), *Resource Accounting for Sustainability Assessment: The Nexus between Energy, Food, Water and Land Use* (pp. 116–134). Earthscan from Routledge.
- Madrid-López, C., & Giampietro, M. (2015). The water metabolism of socio-ecological systems: Reflections and a conceptual framework. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 853–865. <https://doi.org/10.1111/jiec.12340>
- Maris, V. (2011). De la Naturaleza a los Servicios Ecosistémicos-Una Mercantilización de la Biodiversidad. *Ecología Política*, 27–32.
- Mark, B. G., French, A., Baraer, M., Carey, M., Bury, J., Young, K. R., Polk, M. H., Wigmore, O., Lagos, P., Crumley, R., McKenzie, J. M., & Lautz, L. (2017). Glacier loss and hydro-social risks in the Peruvian Andes. *Global and Planetary Change*, 159, 61–76. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.10.003>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., & Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuides. Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible*, 3, 229–258.
- Martín-López, B., González, J., Vilarly, S., Montes, C., García-Llorente, M., & Palomo, I. (2012). *Guía Docente: Ciencias de la Sostenibilidad* (B. Martín-López, J. González, & S. Vilarly (Eds.)). Universidad del Magdalena. Instituto Humboldt. Universidad Autónoma de Madrid. Programa de Cooperación Interuniversitaria UAM-Grupo Santander. <https://doi.org/10.1016/j.ajhg.2011.11.018>
- Martin-Ortega, J., Ojea, E., & Roux, C. (2013). Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. In *Ecosystem Services* (Vol. 6, pp. 122–132). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008>
- Martínez-Alier, J. (2004). Los conflictos ecológicos-distributivos y los indicadores de Sustentabilidad. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica (REVIBEC)*, 1, 21–30.
- Martínez-Alier, J. (2008). Conflictos ecológicos y justicia ambiental. *Papeles*, 103, 11–27.
- Martínez-Alier, J. (2013). Social metabolism, ecological distribution conflicts and languages of valuation. *Beyond Reductionism: A Passion for Interdisciplinarity*, November 2012, 9–35. <https://doi.org/10.4324/9780203112281>
- Martínez, P. (2006). El método de estudio de caso: estrategia metodológica de la investigación científica. *Pensamiento & Gestión*, 20, 165–193.
- Martínez, R. (2008). *Guía Conceptual y Metodológica para el Diseño de Esquemas de Pagos por Servicios Ambientales en Latino-América y el Caribe*.
- McDowell, G., Huggel, C., Frey, H., Wang, F. M., Cramer, K., & Ricciardi, V. (2019). Adaptation action and research in glaciated mountain systems: Are they enough to meet the challenge of climate change? *Global Environmental Change*, 54, 19–30.
- Mulligan, M., Sáenz-Cruz, L., Rubiano, J., Quintero, M., & Hajek, F. (2012). Monitoreo de Servicios Ecosistémicos y Evaluación de Esquemas de Pago por Servicios Ecosistémicos. In *¿Gratis?: los Servicios de la Naturaleza y Cómo Sostenerlos en el Perú* (Primera ed, pp. 359–379).

- Muñoz, Randy. (2017). *Impacto Del Cambio Climático en los Recursos Hídricos de la Subcuenca Quillcayhuanca, Perú*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Muñoz, Randy, Huggel, C., Frey, H., Cochachin, A., & Haerberli, W. (2020). Glacial lake depth and volume estimation based on a large bathymetric dataset from the Cordillera Blanca, Peru. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(7), 1510–1527. <https://doi.org/10.1002/esp.4826>
- Muñoz, Rosa. (2020, May 28). Marcos Yauri: “El Perú ha cambiado muy poco” . *DW: Las Noticias y Análisis Más Importantes En América Latina*. <https://www.dw.com/es/marcos-yauri-el-perú-ha-cambiado-muy-poco/a-53602850>
- Obregón, G., Diaz, A., Rosas, G., Acuña, D., Avalos, G., Oria, C., & Llacza, A. (2009). *Escenarios Climáticos en la Cuenca del Rio Santa para el Año 2030-Resumen Ejecutivo*.
- Oré, M. T. (2005). *Agua: bien común y usos privados. Riego, Estado y conflictos en La Achirana del Inca* (Primera ed). ondo Editorial de la Pontificia Universidad Católica del Perú, Soluciones Prácticas-ITDG, Wageningen University, Water Law and Indigenous Rights (WALIR).
- Oré, M. T. (2011). Las Luchas por el Agua en el Desierto Iqueño: el agua subterránea y la reconcentración de tierras y agua. In R. Boelens, L. Cremers, & M. Zwarteveen (Eds.), *Justicia Hídrica: acumulación, conflicto y acción social* (pp. 423–434). Instituto de Estudios Peruanos (IEP); Fondo Editorial PUCP; Justicia Hídrica.
- Oré, M. T., Bayer, D., Chiong, J., & Rendón, E. (2012). La “guerra” por el agua en Ica, Perú: el colapso del agua subterránea. In E. Isch López, R. Boelens, & F. Peña (Eds.), *Agua, injusticia y conflictos* (pp. 149–166). Justicia Hídrica; CBC; Fondo Editorial PUCP; Instituto de Estudios peruano (IEP). (Serie Agua y Sociedad, Sección Justicia Hídrica, 2).
- Oré, M. T., & Rap, E. (2009). Políticas neoliberales de agua en el Perú. Antecedentes y entretelones de la Ley de Recursos Hídricos. *Debates En Sociología*, 34, 32–66.
- Ortiz, Á., Matamoro, V., & Psathakis, J. (2016). *Guía para confeccionar un mapeo de actores. Bases conceptuales y metodológicas*. Fundación Cambio Democrático.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939), 419–422. <https://doi.org/10.5055/jem.2013.0130>
- Paerregaard, K. (2018). Power in/of/as water: Revisiting the hydrologic cycle in the Peruvian Andes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(2), e1270. <https://doi.org/10.1002/wat2.1270>
- Polk, M. H., & Young, K. R. (2016). Transformaciones de un Sistema Socio-Ecológico Alto-Andino: Bofedales y Cambios Ambientales en el Parque Nacional Huascarán, Perú. In J. C. Postigo & K. R. Young (Eds.), *Naturaleza y Sociedad: Perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en America Latina* (pp. 283–302). Desco, IEP e INTE-PUCP.
- Postigo, J. C., & Young, K. R. (2016). *Naturaleza y Sociedad: Perspectivas socio-ecológicas sobre cambios globales en America Latina* (J. C. Postigo & K. R. Young (Eds.)). Desco, IEP e INTE-PUCP.
- Quintero, M., & Pareja, P. (2015). *Estado de Avance y Cuellos de Botella de los Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos Hidrológicos en Perú*. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).
- Ramos-Martin, J. (2001). Historical analysis of energy intensity of Spain: from a “conventional

- view" to an "integrated assessment. *Population and Environment*, 22, 281–313.
- Ramos-Martín, J. (2012, June). Economía biofísica: el flujo metabólico y otros conceptos procedentes de la ecología y la termodinámica ayudan a valorar si un sistema económico es o no viable. *Investigación y Ciencia*.
- Ramos-Martin, J., Cañelas-Boltá, S., Giampietro, M., & Gamboa, G. (2009). Catalonia's energy metabolism: using the MuSIASEM approach at different scales. *Energy Policy*, 37(11), 4658–4671.
- Raskin, P. D. (2014). World Lines: Pathway, Pivots, and the Global Future. In *Great Transition Initiative: Toward a transformative Vision and Praxis*.
- Reid, W., Mooney, H., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Kumar, A., Hassan, R., Kaspersen, R., Leemans, R., May, R., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R., Zakri, A. H., ... Zurek, M. (2005). *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Informe de síntesis*.
- Rendón, E. (2015). La Huella Hídrica como un Indicador de Sustentabilidad y su Aplicación en el Perú. *Saber y Hacer*, 2(1), 32–47.
- Resolución de Consejo Directivo N°039-2019-SUNASS-CD que aprueba la nueva "Directiva de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos Hídricos implementados por las Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento," (2019).
- Resolución Ministerial N° 160-2020-MINAM que dispone la publicación de los Lineamientos para el Diseño e Implementación de Mecanismos de Retribución por Servicios Ecosistémicos, (2020).
- Rivas, D., Cuéllas, A., & McKinney, D. C. (2014). *Nota técnica 4: Modelo de recursos hídricos de la subcuenca de Quillcay*.
- Roca-Servat, D. (2015). Extractivismo y desarrollo en América del Sur: Reflexiones preliminares sobre la justicia hídrica. In A. González Serna, E. T. Aguiar Gómez, L. S. Carmona Londoño, & M. Z. Alves de Albuquerque (Eds.), *Espacio, Políticas Públicas e Território: Reflexões a parti da América do Sul*. UFPE.
- Rodríguez-Labajos, B., & Martínez-Alier, J. (2015). Political ecology of water conflicts. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(5), 537–558. <https://doi.org/10.1002/wat2.1092>
- Romero, H. (2014). Ecología política y represas: Elementos para el análisis del Proyecto HidroAysén en la Patagonia Chilena. *Revista de Geografía Norte Grande*, 175(57), 161–175.
- Rondón, G. (2017). Los territorios hidrosociales de la ciudad de Lamas (San Martín, Perú): agua, sociedad y poder. *Espacio y Desarrollo*, 0(29), 91–108. <http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/espacioydesarrollo/article/view/17577/18488>
- Rosario, A. M., Gianella, C., Ocaña, D., Vásquez, J. L., Bernales, M., Villanueva, R., & Dextre, R. M. (2016). *Foro Internacional de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*. Instituto Nacional de Glaciares y Ecosistemas de Montaña (INAIGEM).
- Ruiz, C. (2008). *El Enfoque Multimétodo en la Investigación Social y Educativa: Una Mirada desde el Paradigma de la Complejidad*. <https://es.calameo.com/read/00026196218830877e2f5>
- Russi, D., Gonzalez-Martinez, A. C., Silva-Macher, J. C., Giljum, S., Martínez-Alier, J., & Vallejo, M. C. (2008). Material flows in Latin America: A comparative analysis of Chile, Ecuador,

- Mexico, and Peru, 1980-2000. *Journal of Industrial Ecology*, 12(5–6), 704–720.
<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00074.x>
- Sánchez-Chaves, O., & Navarrete-Chacón, G. (2017). La experiencia de Costa Rica en el pago por servicios ambientales: 20 años de lecciones aprendidas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 195. <https://doi.org/10.15359/rca.51-2.11>
- Santiago, F., & Mallqui, H. (2019). Caracterización hidrológica para la gestión de riesgos: unidad hidrográfica Quillcay. In F. Santiago & H. Mallqui (Eds.), *Informe: Caracterización hidrológica para la gestión de riesgos (Tarea N°5.2)*. Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (Inaigem). Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña (DIEM).
- Song, Y., Wang, P., Li, G., & Zhou, D. (2014). Relationships between species diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 85–91.
<https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2014.01.001>
- Sosa Landeo, M. (2012). La influencia de la gran minería en Cajamarca y Apurímac, Perú: acumulación por despojo y conflictos por el agua. In E. Isch López, R. Boelens, & F. Peña (Eds.), *Agua, injusticia y conflictos* (pp. 63–80). (Serie Agua y Sociedad, Sección Justicia Hídrica, 2).
- Steubing, B., Böni, H., Schlupe, M., Silva, U., & Ludwig, C. (2010). Assessing computer waste generation in Chile using material flow analysis. *Waste Management*, 30(3), 473–482.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.007>
- Strauss, A., & Corbin, J. (2016). *Bases de la investigación cualitativa: Técnicas y procedimientos para desarrollar la teoría fundamentada*. Universidad de Antioquia.
- Stuart Chapin, F. I., Kofinas, G. P., & Folke, C. (Eds.). (2009). *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. Springer International Publishing.
- Stuart Chapin III, F., Folke, C., & Kofina, G. P. (2009). A Framework for Understanding Change. In F. I. Stuart Chapin, G. P. Kofinas, & C. Folke (Eds.), *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. Springer International Publishing.
- Swyngedouw, E. (2005). Metabolic urbanization: the making of cyborg cities. In N. Heynen, M. Kaika, & E. Swyngedouw (Eds.), *In the Nature of Cities: urban political ecology and the politics of urban metabolism* (Heynen, Ni, pp. 20–39). Routledge Taylor & Francis Group.
<https://doi.org/10.4324/9780203027523>
- Swyngedouw, E. (2009). The Political Economy and Political Ecology of the Hydro-Social Cycle. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 142(1), 56–60.
<https://doi.org/10.1111/j.1936-704x.2009.00054.x>
- Swyngedouw, E. (2013). Despojo y Repolitización del Agua: hacia una nueva política de los comunes. In A. Arroyo & R. Boelens (Eds.), *Aguas Robadas* (pp. 17–26). Justicia Hídrica, IEP y Abya Yala (serie Agua y sociedad, sección Justicia Hídrica, 19).
- Tapella, E. (2007). *El Mapeo de Actores Claves, documento de trabajo del proyecto "Efectos de la biodiversidad funcional sobre procesos ecosistémicos, servicios ecosistémicos y sustentabilidad en las Américas: un abordaje interdisciplinario"*.
- Toledo, V. M. (2013). El metabolismo social: una nueva teoría socioecológica. *Relaciones. Estudios de Historia y Sociedad*, XXXIV(136), 41–71.

- UN-WATER. (2013). *Water Security & the Global Water Agenda: A UN-Water Analytical Brief* (Vol. 53, Issue 9). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Urquiza Gómez, A., & Cadenas, H. (2015). Sistemas socio-ecológicos: elementos teóricos y conceptuales para la discusión en torno a vulnerabilidad hídrica. *L'Ordinaire Des Amériques*, 218, 1–18. <https://doi.org/10.4000/orda.1774>
- Urteaga, P. (2010). Ingeniería Legal, Acumulación por Desposesión y Derechos Colectivos en la Gestión del Agua. *Lo Colectivo y El Agua: Entre Los Derechos y Las Prácticas*, 51–73.
- Vandewalle, M., Sykes, M. T., Harrison, P. A., Luck, G. W., Berry, P., Bugter, R., Dawson, T. P., Feld, C. K., Harrington, R., Haslett, J. R., Hering, D., Jones, K. B., Jongman, R., Lavorel, S., Martins Da Silva, P., Moora, M., Paterson, J., Rounsevell, A., Sandin, L., ... Zobel, M. (2008). *Review of concepts of dynamic ecosystems and their services* .
- Vergara, K. (2015). *Proyecto "Asegurando el Agua y los Medios de Vida en la Montaña"-Línea de base y metodología para analizar riesgos, factores de vulnerabilidad y capacidades adaptativas locales* .
- Wegner, S. (2014). *Lo que el agua se llevó. Consecuencias y lecciones del aluvión de Huaraz de 1941*.
- Wesselink, A., Kooy, M., & Warner, J. (2017). Socio-hydrology and hydrosocial analysis: toward dialogues across disciplines. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(2), e1196. <https://doi.org/10.1002/wat2.1196>
- Wolman, A. (1965). The Metabolism of Cities. *Scientific American*, 213(3), 178–193.
- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834–852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Yin, R. K. (2003). Case Study Research: design and methods. In *Adoption Quarterly* (3rd ed., Vol. 5). SAGE Publications. https://doi.org/10.1300/J145v03n03_07
- Zimmer, A. (2016). *Proyecto Asegurando el Agua y los Medios de Vida en la Montaña: Diagnóstico de la subcuenca Quillcay*.
- Zucchetti, A., Arévalo Uribe, D., & Bleeker, S. (2012). El aquafondo: fondo del agua para lima y Callao. Una herramienta financiera para la gestión integral del agua. In F. Hajek & P. Martínez de Anguita (Eds.), *¿Gratis?: los Servicios de la Naturaleza y Cómo Sostenerlos en el Perú* (Primera ed, pp. 135–148). Wust Ediciones: Servicios Ecosistémicos Perú.