



¿Son costo-efectivas las inversiones en infraestructura natural? Un análisis en contexto de mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos hídricos

Are investments in natural infrastructure cost-effective? A contextual analysis of payments for hydric ecosystem services

Ronal Cervantes Zavala^{1,2,*}; José Miguel Sánchez Uzcátegui¹; Eric Rendón Schneur¹; Julio Alegre Orihuela¹

1 Universidad Nacional Agraria la Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú.

2 Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS), Av. Garcilaso de la Vega 168, Abancay, Perú.

*Autor correspondiente: ronalcervantes@gmail.com (R. Cervantes).

ID ORCID de los autores

R. cervantes:  <https://orcid.org/0000-0002-5503-5900>

J. Alegre:  <https://orcid.org/0000-0002-7282-045X>

J.M. Sánchez:  <https://orcid.org/0000-0003-0447-9154>

E. Rendón:  <https://orcid.org/0000-0002-9413-2308>

RESUMEN

El creciente deterioro de los servicios ecosistémicos hídricos, así como la carencia de recursos presupuestarios para su recuperación y gestión son una preocupación global. Esto lleva a la necesidad de priorizar la medida más apropiada entre un abanico de posibilidades. La evaluación de costo-efectividad es una de las herramientas económicas que permite este juicio de valor. Por ello, el presente estudio busca conocer si las inversiones en infraestructura natural, dictadas por el Estado peruano, son costo-efectivas en un escenario de mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos hídricos que se implementa en la cuenca del Mariño, al sur del Perú. Para ello, se comparó la razón de costo-efectividad incremental de cuatro estrategias de regulación hídrica y; luego, se evaluó con el umbral de costo-efectividad que se estableció sobre la base de la disposición a pagar de la población de Abancay. Los resultados indican que un proyecto de infraestructura natural que promueve la recuperación activa de los servicios ecosistémicos no es rentable ya que su razón de costo-efectividad (0,35 PEN o 0,091 USD/m³ de agua) supera al umbral de costo-efectividad (0,20 PEN o 0,052 USD/m³ de agua). Los resultados ofrecen elementos relevantes para elegir alternativas de inversión en un contexto de restricción presupuestal.

Palabras clave: servicios ecosistémicos; regulación hídrica; umbral de costo-efectividad; disposición a pagar.

ABSTRACT

The growing deterioration of water ecosystem services as the lack of budgetary resources for their recovery and management as well, are a global concern. This forces to prioritize the most appropriate measure among a range of possibilities. The economic evaluation of cost-effectiveness is one of the technical alternatives indicated by this value judgment. This study seeks to know if investments in natural infrastructure, dictated by the Peruvian State, are cost-effective in a scenario of payment for watershed ecosystem services, implemented in the Mariño river basin. To do this, the incremental cost-effectiveness ratio of four water regulation strategies was compared, then it was evaluated with the cost-effectiveness threshold that was established according to the willingness to pay of the population of Abancay. The evaluation indicates that a natural infrastructure project that promotes the active recovery of ecosystem services is not profitable since its cost-effectiveness ratio (0.35 PEN or 0.091 USD/m³ of water) exceeds the cost-effectiveness threshold (0.20 PEN or 0.052 USD/m³ of water). The results offer relevant elements to choose investment alternatives in a context of budget constraint.

Keywords: ecosystem services; water regulation; cost-effectiveness threshold; willingness to pay.

Recibido: 18-10-2021.

Aceptado: 10-02-2022.



Esta obra está publicada bajo la licencia [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

INTRODUCCIÓN

La seguridad hídrica es una de las preocupaciones más crecientes de los últimos tiempos de la población global, sobre todo en ámbitos de rápido crecimiento urbano donde las demandas de agua se incrementan. Con el cambio climático este problema se acrecienta por los cambios en los patrones meteorológicos que reducen la previsión y disponibilidad de agua (UN-Water, 2019). Frente a ello, surgen diversas alternativas de solución. La construcción de presas, reservorios u obras de trasvase se encuentran entre las medidas más comunes frente a la falta de agua; sin embargo, las soluciones basadas en la naturaleza (SbN) también emergen como nuevas alternativas para enfrentar la escasez de agua (León, 2016). A pesar de este abanico de alternativas, el problema es que no se puede financiar todas las opciones posibles ya que los recursos son limitados, por lo que los sistemas de financiamiento están obligados a priorizar considerando los costos y consecuencias de un conjunto de alternativas (Espinoza, 2017).

Ante la carencia de recursos, los esquemas de pago por servicios ecosistémicos (PSE) surgieron como una alternativa de financiamiento para evitar el deterioro de los servicios ecosistémicos (Garzón, 2010; Feng et al., 2018; Miranda, 2021) y depender menos de los presupuestos del gobierno. En dicho esquema, los contribuyentes monetarios no solo se convierten en los dueños del dinero, también son los dueños de los proyectos que se financian con el fin de acceder a un mejor bienestar.

En el caso del Perú este modelo de financiamiento se denomina mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos (MRSE) que, en los últimos años, ha comenzado a masificarse para proteger y/o recuperar servicios ecosistémicos de regulación hídrica en las principales cuencas que abastecen de agua a las ciudades. Actualmente, 33 empresas prestadoras de agua potable recaudan recursos por dicho concepto mediante la tarifa de agua (Miranda, 2021). En dichos ámbitos, los proyectos de inversión con recursos del MRSE, normalmente se evalúan e implementan bajo las normas del sistema de inversión pública del Estado y los lineamientos técnicos para inversiones en infraestructura natural, dictados por el Ministerio de Economía y el Ministerio del Ambiente respectivamente. El problema de este sistema, aplicado a los recursos del MRSE, es que dichas evaluaciones económicas se realizan como si el recurso proviniese del tesoro público, mientras que los dueños del dinero (retribuyentes al fondo de MRSE) no son consultados si dichos proyectos son

los que les genera mayor bienestar. Ello genera dos interrogantes: ¿la forma de evaluación de las inversiones es la más correcta? ¿las inversiones en infraestructura natural son realmente rentables?

La evaluación económica de costo-efectividad suele ser una de las respuestas a las preguntas planteadas. En el sistema público, esta herramienta asume que el dueño del proyecto es el conjunto de la sociedad de todo un país (MEF, 2018); sin embargo, ello implica que no haya claridad sobre la restricción presupuestal que afronta una sociedad específica; por lo cual muchos proyectos podrían pasar la valla de la evaluación económica. Por el contrario, en ámbitos donde se implementa los MRSE hídricos, las condiciones son diferentes. Dado que la población local es la dueña de los recursos, no basta con comunicar la opción más costo-efectiva, lo justo también es preguntar si están dispuestos a pagar por la inversión propuesta. Esto es lo que se define como umbral de costo-efectividad (λ). Bajo este esquema, una estrategia puede considerarse rentable, en comparación con otra, en la medida en que la razón de costo-efectividad (RCE) es más baja que el umbral de costo-efectividad (λ) (Espinoza, 2017; Soares et al., 2018). A diferencia de la estimación habitual del análisis de costo-efectividad (ACE), las decisiones basadas con umbrales permiten reconocer la restricción presupuestal que la población enfrenta y lo que está dispuesto a sacrificar para acceder a mejoras; así, estos umbrales actúan como un límite y el principal determinante en el proceso de toma de decisiones (Cameron et al., 2018).

Considerando lo anterior, el presente estudio busca conocer si las inversiones en infraestructura natural, reguladas por el Estado peruano, son costo-efectivas en un escenario de MRSE. Para ello se compara la RCE de cuatro estrategias de regulación hídrica que se implementan en la unidad hidrográfica de Rontoccocha; luego se evalúa con el umbral de costo-efectividad. El umbral está representado por la disposición a pagar (DAP) de los usuarios de agua que aportan al MRSE, para financiar proyectos de infraestructura natural en la cuenca. Así, En un escenario de restricción presupuestal, el umbral permite priorizar las inversiones que generen mayor bienestar a la población y colocar dichos recursos en medidas que sean apropiadas (Espinoza, 2017; Boerema et al., 2018; Brancalion et al., 2019) que permitan alcanzar los grandes objetivos de conservación de ecosistemas (Jiangyi et al., 2020).

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en la cuenca del río Mariño, ubicado en el departamento de Apurímac al sur del Perú, donde se implementa un proceso de MRSE. En la cabecera de la cuenca (unidad hidrográfica de Rontoccocha) se implementan acciones para mejorar la oferta de agua, como la restauración de ecosistemas degradados, construcción de

microrepresas rústicas y de una presa de concreto. En la parte media de dicha cuenca se encuentra la ciudad de Abancay, quienes financian parte de las medidas descritas con los recursos que se recaudan mediante el MRSE de los usuarios de agua potable. Otra parte se financia con recursos del tesoro público mediante proyectos de inversión.

Tabla 1
Escenarios y estrategias de inversión en la unidad hidrográfica de Rontococcha

Estrategia		Acciones de gestión
Nombre	Código	
Escenario Referencia (no intervención).	0	Representado por la situación real de la unidad hidrográfica de Rontococcha: un ambiente perturbado por la ganadería y agricultura extensiva, que afecta la capacidad de regulación hidrológica de la cuenca.
Restauración y manejo de ecosistemas (infraestructura natural) mediante estrategias activas y pasivas.	A1	Restauración activa (intensiva) por medio de proyectos de inversión pública en infraestructura natural, regulado por el Estado peruano. Para alcanzar sus objetivos, implementa acciones intensivas como: forestación, revegetación, instalación de cercos, zanjas de infiltración, desarrollo de capacidades locales, entre otros. Se desarrolla bajo las regulaciones del Estado Peruano.
	A2	Restauración pasiva (poco intensiva). Se asume que se logra el mismo objetivo de A1, pero con acciones menos intensivas; es decir, mediante la recuperación natural del ecosistema. Para propiciar ello, la idea es pagar costo de oportunidad de las familias que aprovechan económicamente la zona de interés. En el estudio, dicho cálculo se obtuvo de (Escalante, 2019).
Construcción de Micro represas rústicas o gochas	B	Contempla acciones para establecer diques artificiales (presa) con recursos y materiales de la zona y el conocimiento local. En la zona de estudio, solo se ha considerado a una microrepresa para fines comparativos; sin embargo, se podría implementar muchas más con lo cual también cambiaría su costo y efectividad.
Construcción de Presa de concreto	C	Contempla la construcción de un dique de concreto armado de 14 m de altura, sobre la laguna Rontococcha. Se desarrolla bajo las normas de inversión pública del Estado peruano.

Para el análisis de costo-efectividad basados en umbrales se siguieron cinco pasos: i) construcción de escenario de referencia y las estrategias de inversión; ii) estimación y colección los costos y efectos de las estrategias de inversión a analizar; iii) cálculo de la razón de costo-efectividad de cada estrategia; iv) evaluación de los resultados con el umbral de costo-efectividad por el servicio ecosistémico de regulación hídrica; v) selección de la estrategia de inversión más costo efectiva.

Paso 1: construcción de escenario de referencia y estrategias de inversión

El análisis de la razón de costo-efectividad requiere comparar, al menos, los costos y resultados de dos o más medidas frente a una de referencia. Por ello, considerando las diversas acciones que se implementan en la unidad hidrográfica de Rontococcha, se establecieron cuatro escenarios y/o estrategias de inversión y una de referencia (punto 0) (Tabla 1).

Paso 2: estimación y colección de costos y efectos de cada estrategia

Una buena estimación de los costos y efectos de las inversiones son cruciales para el ACE (Boerema et al., 2018). En tal sentido, el volumen de agua (en m³) que logra regular cada estrategia de inversión (efectividad) y los costos de su implementación se tomaron de Cervantes (2021) quien utilizó, para la efectividad, ecuaciones de balance hídrico y; para los costos, los presupuestos de proyectos de inversión que se desarrollan en la zona de estudio. Los resultados de todo el proceso de estimación se resumen en la Tabla 3.

Paso 3: cálculo de la razón de costo-efectividad (RCE) de las estrategias

Luego de tener los costos y beneficios de cada estrategia, se procedió al análisis de costo-

efectividad (RCE) utilizando los estimadores de costo-efectividad promedio (CEM) y costo-efectividad incremental (RCEI). El enfoque CEM utiliza el costo medio como criterio de decisión (relación costo/beneficio); mientras que la RCEI, para un mejor análisis, compara el resultado de cada estrategia de inversión con una de referencia (Bang & Zhao, 2012; Boerema et al., 2018). A pesar de que ambos estimadores son complementarios, la RCEI proporciona mayor información para una comparación más apropiada (Boerema et al., 2018); así, la RCEI permite conocer el costo extra por unidad de beneficio adicional.

$$RCEI = \frac{\Delta C}{\Delta E} = \frac{(C2-C1)}{(E2-E1)} \quad (1)$$

Para los análisis, primero se obtuvo el valor actual a costos sociales (VACS) de las diversas estrategias, actualizados con una tasa social de descuento del 9% y un horizonte de evaluación de 10 años, considerando las disposiciones del Ministerio de Economía del Perú. Sobre esta base, se tuvo un primer resultado respecto a la alternativa viable, el cual se procedió a evaluar con el umbral de costo-efectividad que se describe a continuación.

Paso 4: evaluación de los resultados con el umbral de costo efectividad

El umbral está representado por la disposición a pagar (DAP) de las personas que se benefician de los servicios de regulación hídrica. Es decir, la población que estaría dispuesta a financiar acciones de conservación en la zona de interés mediante los MRSE. La DAP sugiere que si un individuo desea mayor disponibilidad de agua debería estar dispuesto, en principio, a sacrificar algo para satisfacer su deseo, sujeto a su restricción presupuestaria (Vásquez et al., 2007). En tal sentido, una medida será costo efectivo, si se

encuentra por debajo del umbral (λ) y/o la DAP de la población involucrada (Espinoza, 2017; Soares et al., 2018). Por lo anterior, la ecuación (1) puede reescribirse de la siguiente manera:

$$RCE = \frac{(C2-C1)}{(E2-E1)} < \lambda \quad (2)$$

Así, la estimación del umbral se realizó a partir de la DAP de la población de Abancay. Para ello se aplicaron 390 encuestas de valoración contingente cuyo tamaño de muestra se determinó sobre la base de la población (población finita) que se beneficia del agua que proviene de la unidad hidrográfica de Rontoccocha: 4 592 usuarios. A dicha muestra se les planteó una propuesta para recuperar la zona de interés.

La pregunta de DAP fue del tipo referéndum dicotómico, en el cual el entrevistado tiene que responder "sí" o "no" a la pregunta DAP. Para ello se le muestra un monto de dinero adicional (*set* de precios en PEN) para implementar acciones de recuperación del ecosistema por medio del MRSE. Ésta, tiene la ventaja de que enfrenta al entrevistado con el tipo de decisiones que toma cotidianamente y evita el sesgo estratégico (Riera, 1994; Cruz, 2005). Así mismo, para reducir dichos sesgos, se aplicaron 30 encuestas piloto, con un set inicial de precios de 1, 3, 5, 10 y 15 PEN. Sobre esa base, se reajustó un nuevo set de: 1, 2, 3, 5 y 8 PEN/mes, los que se aplicaron únicamente a personas mayores de 18 años, preferentemente jefes de familia.

En el análisis econométrico, se estimó la probabilidad de aceptar o no el precio ofrecido en función de un conjunto de variables socioeconómicas que determinan la función de utilidad indirecta. Dicho cálculo se realizó mediante el modelo Logit que utiliza una función logística acumulada y considera "Pk" como representación matemática de la probabilidad (Cruz, 2005). En las regresiones, la probabilidad de responder SI a la pregunta de disponibilidad a pagar (1=si, 0=no) siempre es la variable dependiente; mientras que el vector de variables explicativas de la DAP se muestra en la tabla 2.

Para conocer el umbral de coste efectividad, a partir de la DAP, se establecieron tres modelos

Logit (M1, M2 y M3) que consideran la característica lineal y extendida de Hanemann (Alarcón et al., 2014; Soncco, 2007). M1 es el modelo más extendido de función de utilidad lineal, M2 es el modelo corto de α/β y M3 incluye las variables explicativas significativas (tabla 5). Con ello se estimó la variación compensatoria (Vc) a partir de la utilidad indirecta. En el modelo Logit la probabilidad de respuesta SI se modela como (Mendieta, 2005):

$$Prob(SI) = Prob(\alpha - \beta p > \eta) = Prob(DAP \geq p) = [1 + \exp(-\alpha + \beta p)]^{-1} \quad (3)$$

donde α y β son los parámetros desconocidos a estimar a partir de los datos. Para encontrar la variación compensatoria (Vc), a partir de las respuestas de la DAP, se define el siguiente modelo lineal:

$$v(1, y - VC; s) - v(0, y; s) = \epsilon_0 - \epsilon_1 \quad (4)$$

Si los errores se distribuyen con un modelo Logit la variación compensada es:

$$VC = DAP = \alpha/\beta \quad (5)$$

Donde α corresponde a la constante, y β es el coeficiente del precio de un modelo econométrico dicotómico, la cual aumenta con el ingreso. Implica que cuanto más alto sea el precio ofrecido (P) al encuestado menor será su DAP, en consecuencia, la probabilidad de una respuesta positiva (SI) se reduce (Mendieta, 2005).

El modelo económico para estimar la probabilidad de DAP es:

$$DAP = \frac{\beta_0 + \beta_1 Gen + \beta_2 Ingr + \beta_3 Edad + \dots + \beta_n otras var}{\beta_1}$$

Paso 5: selección de la estrategia de inversión más costo-efectiva

Una vez que se estableció el umbral de costo-efectividad (λ) o el monto máximo que está dispuesto a financiar los beneficiarios del servicio de regulación hídrica, se puede tomar una decisión más racional sobre lo que es conveniente o no para los dueños del dinero que aportan al MRSE. Sobre esa base se evaluó el costo-efectividad de la inversión en infraestructura natural.

Tabla 2

VARIABLES explicativas de la disposición a pagar (DAP) por el servicio de regulación hídrica

Variable	Código	Valores	Hipótesis
1. Disposición a pagar	DAP	1 = si; 0 = no	
2. Monto a pagar por mes para determinar la DAP	bid	Set de precios entre 1 y 8 PEN.	$\beta_{bid} < 0$
3. Genero del entrevistado	genero	1 = femenino; 0 = masculino	$\beta_{genero} > 0$
4. Edad del entrevistado	edad	Mayor de 18 años	$\beta_{edad} < 0$
5. Nivel de educación	educ	0 = sin educ, 1 = primaria, 2 = secundaria, 3 = tec. Superior, 4 = universitario.	$\beta_{educ} > 0$
6. Tamaño de hogar	hhsz	--	$\beta_{hhsz} < 0$
7. Años de permanencia en ciudad	perm	--	$\beta_{perm} > 0$
8. N° de hijos mayores a 18 años	hij18	--	$\beta_{hij18} < 0$
9. Ingresos	ingresos	Rango: 300 a > 4 000 (S/).	$\beta_{ingreso} > 0$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de costos y beneficios de las inversiones en regulación hídrica

En el análisis de costo efectividad, un primer aspecto que se aprecia es que los resultados de la RCEI se igualan al CEM cuando el elemento de comparación de las diversas alternativas se hace frente a la “no intervención”. Castillo et al. (2013) señala que, cuando en el elemento de comparación no se incurre en costos, es indistinto aplicar RCEI o CEM (Tabla 3). Así mismo, se aprecia que el costo de producción (regulación) una unidad adicional de agua (en m³) es más barata en A2 y A1 y más cara en B (Tabla 3).

Tabla 3

Razón de Costo-efectividad (RCE): incremental y promedio de las alternativas, actualizados con una tasa descuento del 9% y un horizonte de evaluación de 10 años

Estrategia	C (PEN)	E (m ³)	CEM (PEN/m ³)	RCEI (PEN/m ³)
0	0,00	10 223 539	0,00	0,00
A1	1 081 991	3 228 486*	0,35	0,35
A2	123 224	3 228 486*	0,04	0,04
B	37 178	19 660	1,89	1,89
C	8 833 126	12 413 853	0,71	0,71

C: costo de la estrategia de regulación o valor actual de costos sociales (VACS); E: efectividad de la estrategia en m³; CEM: Costo-efectividad medio; RCEI: razón de costo-efectividad incremental.

De forma gráfica, la Figura 1 muestra los costos y la efectividad de cada una de las intervenciones. Cada punto representa la efectividad (eje horizontal) y su costo respectivo (eje vertical). También se observa que el aporte marginal de la microrepresa es muy pequeña, mientras que la presa se concreto es significativamente mayor. Nótese que la alternativa A1 y A2 tienen la misma efectividad, pero el costo de la segunda es notoriamente bajo.

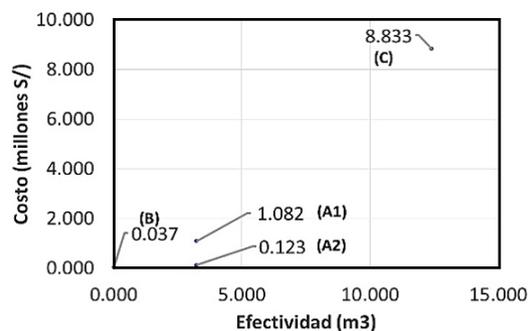


Figura 1. RCEI comparando la medida referencia (no intervención) en millones de Soles.

De los resultados, la opción A2 (estrategia pasiva) sería la alternativa recomendada (RCE = 0,04 PEN/m³ de agua). Sin embargo, en el sistema público

peruano, esta opción no suele considerarse como inversión pública para recuperar los ecosistemas degradados. Entonces, la siguiente alternativa costo-efectiva sería A1 (restauración activa); de hecho, es lo que usualmente se ha venido implementando los últimos años como inversión pública normada por el Estado peruano. Sin embargo, en un escenario de MRSE y antes de llegar a conclusiones sobre la pertinencia o no de un proyecto conviene consultar a los dueños del proyecto (quienes aportan al mecanismo) si están dispuestos a asumir sus costos; es decir, conocer el umbral de costo efectividad (Espinoza, 2017; Brancalion et al., 2019) o línea de corte (MEF, 2019). Esto se desarrolla en el siguiente capítulo.

Umbral de costo-efectividad (λ) por inversiones en infraestructura natural

En el cálculo del umbral de costo-efectividad, partir de la DAP, los parámetros de las variables *bid*, *edad*, *educ* e *ingresos*, en los modelos *Logit* (M1, M2 y M3), resultaron ser estadísticamente significativos a un nivel de significancia del 1 y 5% (tabla 4). Por lo anterior, la relación entre la variable dependiente (*DAP*) y las variables explicativas tuvieron los signos esperados; es decir, que los signos de los coeficientes estimados, para las variables explicativas, reflejen una relación lógica con la variable dependiente:

- La relación entre *DAP* y la variable *bid* resulta con signo negativo, según lo esperado. Ello significa que en la medida que aumenta el monto a pagar, la probabilidad de que el encuestado responda de forma afirmativa, es menor, *ceteris paribus*.
- La relación de la *DAP* con las variables *educ* e *ingreso*, resultaron ser directas y con signo positivo. Significa que la probabilidad de aceptar la propuesta aumenta conforme se cuenta con mayor educación e ingreso.
- Finalmente, la variable *edad* resultó con signo negativo, lo que implica que a medida que aumenta la edad de los encuestados se reduce la probabilidad de aceptar la propuesta.

Así mismo, los tres modelos se evaluaron con los indicadores significativos de bondad de ajuste: R² McFadden (equivalente al coeficiente de determinación) R² de cuenta (que presenta el % de pronóstico correcto del modelo), Criterio de Akaike y Schwarz (a menor parámetro, mejor bondad de ajuste) y Ji-cuadrada que expresa la significancia conjunta de las variables regresoras. A pesar de que los indicadores de ajuste de los modelos no muestran grandes diferencias; en M1 existen variables que no resultaron significativas; en M2 el % de pronóstico es el más bajo (63,43) y en M3 el porcentaje de aciertos del modelo es mayor que M1 e igual a M2; por lo tanto, la DAP se evaluó con M2, M3 y variación compensatoria (*Vc*).

Tabla 4
Resumen de características de variables por modelo logit

Variables		M1	M2	M3
bid	Coefficiente	-0,45967***	-0,360327***	-0,44210***
	P > z	0,000	0,000	0,000
genero	Coefficiente	0,30078	--	--
	P > z	0,306		
edad	Coefficiente	-0,02959*	--	-0,02005*
	P > z	0,032		0,047
educ	Coefficiente	0,30276*	--	0,328131*
	P > z	0,047		0,029
hysize	Coefficiente	0,05770	--	--
	P > z	0,433		
perm	Coefficiente	0,00893	--	--
	P > z	0,41		
hij18	Coefficiente	-0,22688	--	--
	P > z	0,107		
ingresos	Coefficiente	0,00074**		0,00075**
	P > z	0,001		0,001
_cons	Coefficiente	0,69435	1,317693***	0,63869
	P > z	0,376	0,000	0,333
R McFadden		0,2104	0,107	0,2003
R de cuenta		72,17%	63,43%	72,17%
Criterio de Akaike		355,65	385,89	351,99
Criterio de Schwarz		389,25	393,36	370,65
Ji-cuadrada		89,98	45,75	85,65
(P-valor)		(0,000)	(0,000)	(0,000)
		* p < 0,05;	** p < 0,01;	*** p < 0,001

Así, las medidas de bienestar corresponden al promedio del máximo monto que los individuos estarían dispuestos a pagar para implementar un programa favorable (o evitar una situación desfavorable). Como resultado se tiene tres estimaciones DAP, correspondientes a cada modelo (Tabla 5).

Tabla 5
Disposición a pagar (DAP) por el servicio ecosistémico de regulación hídrica de la unidad hidrográfica de Rontococha

Modelo	DAP	Min.	Máx.	DAP (m ³)*
Modelo M2 (DAP1)	3,66	2,98	4,34	0,21
Modelo M3 (DAP2)	3,65	-0,67	8,58	0,21
Vc (DAP3)	3,45	--	--	0,20

* DAP/m³, reajustado con el volumen promedio consumido por una familia doméstica en un mes (17,5 m³/mes), según la empresa prestadora de agua.

Para la elección de la DAP apropiada, la comisión de expertos de la NOAA recomienda elegir la opción más conservadora (Riera, 1994; Vásquez et al., 2007) que este caso sería DAP3 (Vc). En la misma línea, Vásquez et al. (2007) compara tres modelos para la función indirecta de utilidad: Haneman (1984), Bishop & Heberlein (1979) y Box-Cox Generalizada (Hanemann & Kaninien, 1998). Bajo el análisis logit y probit, encontró ciertas diferencias en el coeficiente de determinación (R²); sin embargo, no encontró diferencias grandes en las predicciones de cada modelo; por ello considera que el modelo de Haneman es preferible por que entrega mejores estimaciones y que otros. Dado que la utilidad (bienestar) está representada por la transformación monótona de la función de gasto (Vásquez et al., 2007), el monto hallado como

DAP representa el bienestar (en términos monetarios) que el entrevistado obtiene por el servicio ecosistémico de regulación hídrica. Ello es equivalente a los recursos disponibles para implementar acciones de conservación en la zona de interés y obtener beneficios a partir de la provisión de agua. Es decir, equivale al umbral de costo-efectividad (λ). Entonces, un proyecto que supere dicho umbral (3,45 PEN/mes o 0,20 PEN/m³ de agua) no será costo-efectivo.

Elección de la medida costo - efectiva (rentable)

Al comparar los resultados de la RCE de la alternativa A1 (0,35 PEN/m³) con el umbral de costo-efectividad (0,20 PEN/m³), el resultado muestra que dicha alternativa no es costo-efectiva debido a que su RCE supera la DAP de la población. Así mismo, al comparar dicho umbral (λ) con las otras estrategias de regulación (construcción de micro represas y presa de concreto) también se llega a la misma conclusión. Sin embargo, la alternativa A2 resulta ser la única rentable dado que su RCE se encuentra debajo del umbral; es decir, 0,04 PEN/m³ (Tabla 6).

Estos resultados comparados con otras estimaciones en ámbitos y contextos similares de MRSE muestran ciertas diferencias. Por ejemplo Carbajal & Lucich (2018), mediante experimentos de elección para la conservación laguna de Piuray en Cusco, estimaron que los usuarios de agua potable estarían dispuestos a pagar un monto adicional de 2,15 PEN mensuales en sus recibos de agua: por otro lado, Lucich & Gonzáles (2015), calcularon 5,62 PEN por mes para la protección y reforestación de la fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de Tarapoto. Lo anterior evidencia que la valoración de los servicios ecosistémicos cambian en el tiempo y el lugar; así

como los niveles del umbral de costo-efectividad que son establecidos sobre la base de la DAP.

Tabla 6
Evaluación de las estrategias respecto al umbral (λ)

Estra.	C (PEN)	E (m ³)	RCEI (PEN/m ³)	λ
A1	1 081 991	3 228 486	0,35	0,20
A2	123 224	3 228 486	0,04	0,20
B	37 178	19 659	1,89	0,20
C	8 833 126	12 413 853	0,71	0,20

Implicancias para MRSE

El estudio muestra que las estrategias de restauración con métodos activos y como lo promueve el Estado Peruano no son costo-efectivas (DAP = 3,45 PEN/mes o 0,35 PEN/m³), según la evaluación realizada con el umbral de costo efectividad (λ) para el contexto de MRSE de la cuenca del río Mariño. Las medidas de restauración poco intensivas, como la regeneración natural, tienen costos significativamente menores a las medidas de restauración intensiva como la reforestación, silvicultura y otros. Tales diferencias pueden llegar hasta el 50% menor (Brancalion et al., 2019) y en otros casos hasta 610% (Curan et al., 2016); con lo que se evidencia la importancia de implementar medidas innovadoras que ahorren recursos. A pesar de estas diferencias, la rapidez con la que una u otra medida pueda recuperar los servicios ecosistémicos aún no está muy claro (Curan et al., 2016; Brancalion et al., 2019), por lo que se requiere mayor investigación al respecto. También es oportuno considerar la pertinencia de la evaluación económica basada en umbrales (λ). Cuando los recursos económicos no provienen de un gobierno central, sino del aporte local (como el caso de los MRSE), la evaluación debería considerar dichos umbrales (λ) ya que evidencian la restricción presupuestal de una población específica; así mismo, evidencian el costo de oportunidad del dinero y orientan su uso más

conveniente (Espinoza, 2017; Soares et al., 2018). En contraste, en la evaluación económica normada por el Estado, esta restricción presupuestal ni el costo de oportunidad no es clara, pues el dueño del proyecto es la sociedad de todo un país.

En este estudio, a pesar de que los resultados orientan el desarrollo de inversiones que no superen el umbral establecido, es necesario considerar si tal inversión será suficientemente efectiva para atender la demanda de la población. De no ser así, probablemente se requiera de inversiones en obras de mayor impacto y, probablemente, de mayores costos. Así mismo, se debe considerar que en una cuenca hidrográfica se tejen relaciones de interdependencia y complementariedad entre la infraestructura física y la infraestructura natural (UN-Water, 2018), por lo que será necesario evaluar la necesidad de recursos adicionales. En todo caso, debe quedar claro la diferencia entre lo que se puede financiar con el aporte local y de aquello que requiere de contribuciones adicionales como del Estado.

Respecto a la metodología de análisis de costo-efectividad, a pesar de que a priori no se suele recomendar en la evaluación de proyectos, debido a que algunos lo consideran simplista (Azqueta et al., 2007), la incorporación los conceptos de RCEI y Umbral de costo-efectividad (λ) fortalecen su pertinencia en el campo ambiental y permite al decisor escoger la alternativa que maximice los beneficios sin exceder el presupuesto disponible. Sin embargo, es necesario precisar que la presente evaluación económica se centró en un servicio ecosistémico (regulación hídrica) y no se ha considerado el conjunto co-beneficios o bienes y servicios que se generan con la recuperación de los ecosistemas (UN-Water, 2018; Cohen-Shacham, et al. 2016). Con su inclusión, es posible que las preferencias varíen, así como el umbral. Así mismo, la rentabilidad del proyecto también podría variar si se evalúa con otras herramientas, por ejemplo, mediante el análisis de costo-beneficio. Dichas consideraciones se deberán tomar en cuenta para estudios futuros.

CONCLUSIONES

La presente investigación se evalúa si las inversiones en infraestructura natural, en un escenario de MRSE hídrico, son costo-efectivas. Tal evaluación se llevó a cabo mediante los umbrales de costo-efectividad (λ) que se han establecido sobre la base de la disposición a pagar (DAP) de la población de Abancay que accede al servicio ecosistémico de regulación hídrica ($\lambda = 0,20$ PEN o 0,052 USD/m³ de agua).

En el caso de la cuenca del río Mariño, un proyecto de inversión pública de infraestructura natural, que promueve la recuperación activa de los servicios

ecosistémicos, no es costo-efectiva debido a que su RCE (0,35 PEN o 0,091USD/m³ de agua) supera el umbral; en contraste, las inversiones de infraestructura natural pasivas (0,04 PEN o 0010/m³ de agua) si resultan ser costo-efectivas. De esta manera, en un escenario de MRSE y restricción presupuestal, el umbral (λ) permite una evaluación más objetiva y establecer el límite de lo que la población está dispuesta a pagar o financiar para acceder a un beneficio adicional. Es decir, contribuye a elegir la alternativa que maximiza el beneficio de la sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Especial agradecimiento al FONDECYT, iniciativa del CONCYTEC Perú, por financiar la presente investigación en el marco del Doctorado en

Economía de los Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable de la Universidad Nacional Agraria la Molina (convenio N° 200-2015-FONDECYT).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcón, J., Flores, E., & Barrantes, C. (2014). Valoración económica para la mejora de los ecosistemas de bofedades del entorno de la ciudad de Huaraz. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente.
- Azqueta, D., Alviar, M., Domínguez, L., & O’Ryan, R. (2007). Introducción a la economía ambiental. Madrid, España: McGRAW-HILL/Interamericana.
- Bang, H., & Zhao, H. (2012). Average cost-effectiveness ratio with censored data. *Journal of Biopharmaceutical Statistics*, 22, 401-415.
- Boerema, A., Van Passel, S., & Merie, P. (2018). Cost-Effectiveness analysis of ecosystem management with ecosystem services: from theory to practice. *Ecological Economics*, 152, 207-218.
- Brançalion, P., Meli, P., Tymus, J., Lenti, F., Benini, R., Silva, A., Isernhagen, I., & Holl, K. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240, 1-7.
- Cameron, D., Ubels, J., & Norstrom, F. (2018). On what basis are medical cost-effectiveness thresholds set? Clashing opinions and an absence of data: a systematic review. *Global Health Action*, 11(1), 1-15.
- Carbajal, M. y Lucich, I. 2018. Valoración económica del servicio de abastecimiento de agua potable en Cusco. *Economía y Sociedad*, 95, 55-63.
- Castillo, M., Castillo, C., Loayza, S., & Aravena, M. (2013). Guía metodológica para la evaluación económica de intervenciones en salud en Chile. Santiago: Ministerio de Salud de Chile.
- Cervantes, R. (2021). Costo efectividad del manejo de ecosistemas altoandinos en la regulación hídrica de la unidad hidrográfica de Rontoccocha, Abancay, Apurímac (Tesis de Doctorado), Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima, Perú.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. Gland, Switzerland: IUCN.
- Cruz, G. (2005). Economía aplicada a la valoración de impactos ambientales. Manizales, Colombia: Editorial Universidad de Caldas.
- Curan, M., Kiteme, B., Wünscher, T., Koellner, T., & Hellweg, S. (2016). Pay the farmer, or buy the land? Cost-effectiveness of payments for ecosystem services versus land purchases or easements in Central Kenya. *Ecological Economics*, 127, 59-67.
- Escalante, A. (2019). Informe de costo de oportunidad de los contribuyentes de la cuenca de aporte Rontoccocha. Lima, Perú: SUNASS.
- Espinoza, M. (2017). Evaluación económica para la toma de decisiones sobre cobertura en salud: ¿que debe saber un profesional de la salud? *Chil Cardiol*, 36(2), 144-153.
- Feng, D., Wu, E., Liang, L., & Zhao, G. (2018). Payments for water ecosystem services: mechanism, progress and challenges. *Ecosystem Health and Sustainability*, 4(2), 13-28.
- Garzón, A. (2010). Estado de la acción sobre los mecanismos de financiamiento de la protección o recuperación de los servicios ambientales hidrológicos generados en los Andes. En M. Quintero (ed.). Servicios ambientales hidrológicos en la región andina (pp. 47-90). Lima, Perú: IEP, CONDESAN.
- Jiangyi, L., Shiquan, D., & El Housseine, A. (2020). Cost-effectiveness analysis of different types of payments for ecosystem services: a case in the urban wetland ecosystem. *Journal of Cleaner Production*, 249, 1-13.
- León, F. (2016). Inversión en infraestructura natural: haciendo sostenibles las inversiones en infraestructura física. Lima, Perú: Cooperación Alemana al Desarrollo – Agencia de la GIZ en el Perú.
- Lucich, I., & Gonzáles, K. (2015). Valoración económica de la calidad y confiabilidad de los servicios de agua potable en tarapoto a través de experimentos de elección, Lima Perú: Conservation Strategy Fund.
- MEF (Ministerio de Economía y Finanzas). (2019). Guía General para la Identificación, Formulación y Evaluación de Proyectos de Inversión: *invierte.pe*. Lima, Perú: Dirección General de Programación Multianual de Inversiones - DGPMI.
- Mendieta, J. C. (2005). Manual de valoración económica de bienes no mercadeables: aplicaciones de las técnicas de valoración de bienes no mercadeables y el análisis de costo beneficio y medio ambiente. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes.
- Miranda, D. A. (2021). Análisis de los mecanismos de retribución de servicios ecosistémicos caso: empresas prestadoras de servicios de saneamiento (Tesis de Maestría), Universidad Nacional Agraria la Molina, Lima, Perú.
- Riera, P. (1994). Manual de valoración contingente. Madrid, España: Instituto de Estudios Fiscales.
- Soares, A., Afonso, A., Godman, B., Morton, A., & Mariano, C. (2018). Cost-effectiveness thresholds: methods for setting and examples from around the world. *Expert Review of Pharmacoeconomics & Outcomes Research*, 18(2), 1-39.
- Soncco, C. (2007). Valoración económica del servicio ambiental de protección del recurso hídrico: estudio de caso de la cuenca del río Jequetepeque, cajamarca - La Libertad, Perú: SEPIA.
- UN – Water. (2018). The United Nations World Water Development Report, Nature-based solution for water: UNESCO.
- UN – Water. (2019). Informe de políticas de ONU-AGUA sobre cambio climático y el agua, Ginebra Suiza: UN-Water Technical Advisory Unit.
- Vásquez, L., Cerda, U., & Orrego, S. (2007). Valoración económica del ambiente: fundamentos económicos, econométricos y aplicaciones, Buenos Aires, Argentina: Thomson.