

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERIA HIDRÁULICA
XXVII CONGRESO CHILENO DE INGENIERIA HIDRÁULICA.

**RECONECTANDO RÍOS Y COSTAS: EVIDENCIA TEMPORAL DEL ROL DE
LOS CAUDALES EN LA PRODUCTIVIDAD PESQUERA**

Carlos Leal G.¹
Pedro Arriagada S.²
Oscar Link L.³

RESUMEN

La influencia de los caudales fluviales en la productividad de las pesquerías costeras es un aspecto crítico para la gestión sostenible de recursos marinos. Aunque existen numerosos estudios al respecto, la mayoría se ha centrado en grandes cuencas andinas, mientras que la influencia de los ríos costeros ha sido escasamente abordada, en parte por la existencia de importantes vacíos de información que dificultan la detección de relaciones estadísticas robustas.

Este estudio aborda la relación entre los caudales de siete cuencas costeras del centro-sur de Chile (32,79°S–42,39°S) y pesquerías que dependen del agua dulce en alguna etapa de su ciclo de vida. Para ello, se compararon dos enfoques: uno basado en series originales con vacíos de información, y otro que utilizó series completadas mediante el algoritmo *MissForest*, adaptado específicamente para la imputación de datos en series temporales.

La imputación con *MissForest* mejoró la cobertura de datos y la detección de relaciones significativas entre caudal y desembarques, superando a las series originales en modelos GAM. De las 7 especies analizadas, 6 mostraron respuestas significativas al caudal, con patrones más claros en las series completadas. Estos resultados destacan la utilidad de abordar adecuadamente los vacíos de datos y considerar desfases temporales y respuestas especie-específicas para fortalecer los análisis hidrológico-pesqueros.

¹ Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción– email:cleal@udec.cl

² Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción – email:parriagada@udec.cl

³ Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Concepción – email:olink@udec.cl

1. INTRODUCCIÓN

Las cuencas costeras del centro de Chile desempeñan un papel ecológico y socioeconómico fundamental, dentro de sus límites se ubica la mayoría de las caletas pesqueras del centro sur de Chile (**Figura 1**). Burke and Ficklin (2017), señalan que muchas comunidades dependientes de la pesca se asientan en cuencas costeras, las cuales están dominadas por la lluvia (no andinas), en contraste con los regímenes nivo-pluviales de los ríos andinos. En la zona centro sur de Chile, existen importantes pesquerías de pequeña escala, altamente sensibles a la variabilidad del agua dulce tales como peces, moluscos y algas (Jahnsen-Guzman et al., 2021; Navarro et al., 2020; Lozada & Santa Cruz, 1979; Ortiz & Stotz, 1996; Westermeier et al 1991; Romo & Alveal, 1979; www.fishbase.se), las cuales enfrentan una presión creciente por dos factores concurrentes en la zona centro-sur de Chile: una megasequía prolongada y un aumento de los eventos de lluvia extrema (Garreaud et al., 2017; Garreaud et al., 2019; Wang et al., 2023).

A pesar de la importancia crítica, las investigaciones sobre los efectos del agua dulce en la productividad pesquera siguen siendo escasos, con una mayor cantidad de estudios centrados en la influencia de los grandes ríos andinos del centro-sur de Chile (Montes & Quiñones, 1999; Quiñones & Montes, 2001; Soto-Mendoza et al., 2010; Torres-Ramírez et al., 2023; Zunguza et al., 2020) y poca importancia a los ríos ubicados en cuencas costeras. Un punto que puede estar dificultando este tipo de estudios, es que las series de tiempo de caudales disponibles presentan vacíos de información importantes, que van desde días hasta años.

A pesar de su menor tamaño, los ríos costeros pueden, en conjunto, transportar más material que un único río grande de área de cuenca equivalente. Como señalan Warrick and Fong (2004), los ríos pequeños responden con mayor rapidez a lluvias intensas, generando peaks de caudal más agudos y, por tanto, aportando una mayor masa y cantidad de energía por unidad de área de cuenca. Estas diferencias hidrológicas generan patrones de flujo distintos, que pueden influir de manera significativa en el momento, el asentamiento y la dinámica de reclutamiento de las primeras etapas de vida (huevos y larvas) a escalas locales.

En este contexto, mejorar la continuidad temporal y la cobertura espacial de los datos de caudal resulta clave para respaldar la planificación territorial, la mitigación de riesgos y la elaboración de políticas públicas basadas en evidencia científica.

2. METODOLOGÍA

2.1. ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio se centra en la zona templada de Chile, de acuerdo a la clasificación climática de Köppen-Geiger (Beck et al., 2018). Seleccionamos el rango latitudinal entre Caleta Ligua (32,2°S; 71,5°O) e Isla de Chiloé (42,2°S; 73,3°O) (**Figura 1**). Esta región concentra el 33% de las algas, el 68% de los invertebrados y el 73% de los peces desembarcados por las pesquerías artesanales de pequeña escala, representando la mayor parte de las capturas artesanales a nivel nacional (SERNAPESCA, 2025). Las caletas o asentamientos pesqueros ubicados en cada una de las cuencas costeras evaluadas se indican en la **Tabla 1**.

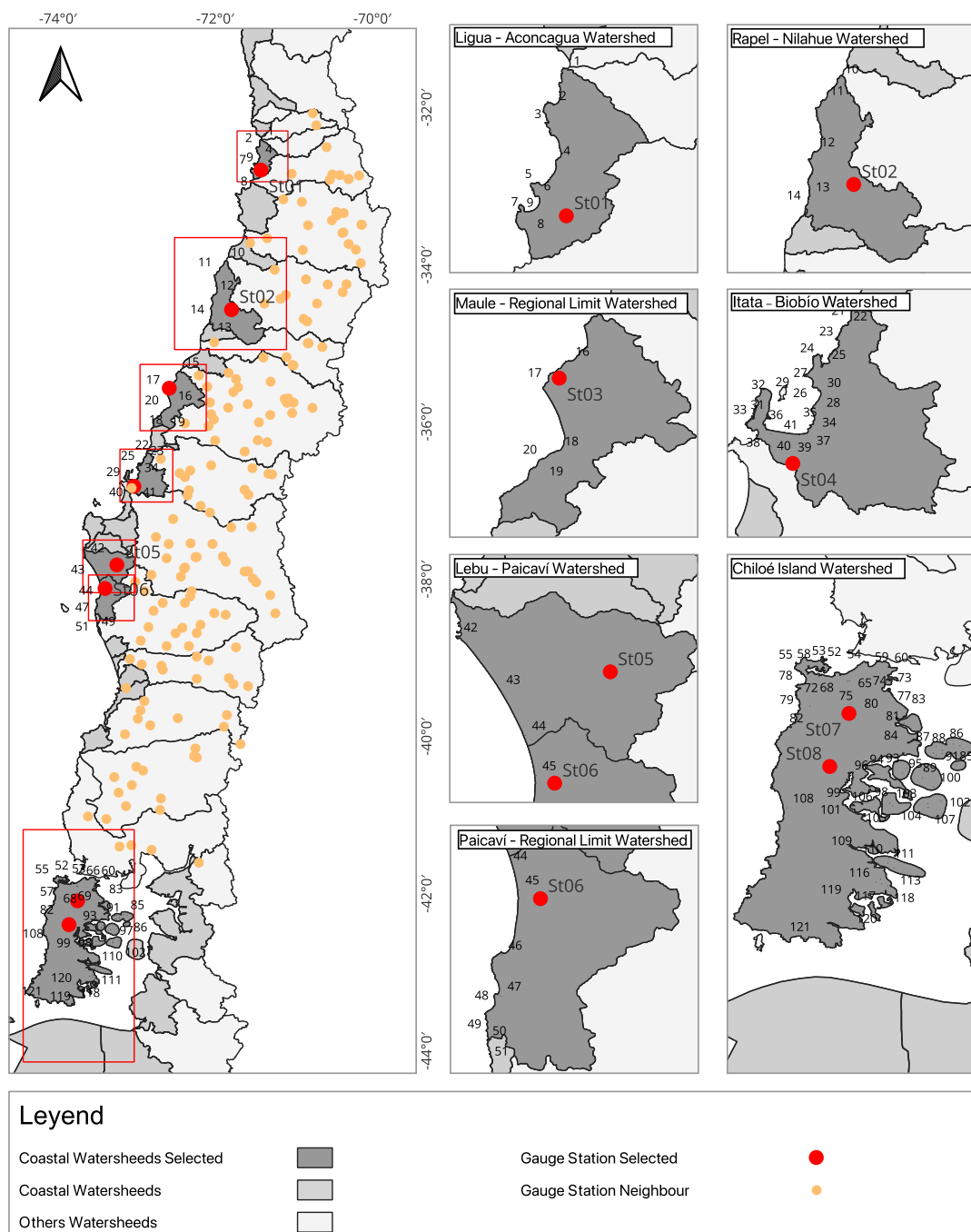


Figura 1. Ubicación del área de estudio, que abarca desde (32.2°S, 71.5°W) hasta (42.2°S, 73.3°W), donde se destacan en el recuadro rojo siete cuencas costeras pequeñas dominadas por lluvias que descargan directamente al océano Pacífico. Los puntos rojos indican las estaciones de aforo dentro de las cuencas de estudio, mientras que los puntos naranjos representan las estaciones vecinas utilizadas para el relleno de vacíos.

Tabla 1. Cuencas costeras y sus respectivas caletas o asentamientos pesqueros. La ubicación espacial de cada caleta se indica con su número correspondiente en la Figura 1.

Cuenca costera	Caleta de desembarque (Numero)
LIGUA–ACONCAGUA	1 Ligua, 2 Papudo, 3 Zapallar, 4 Maitencillo, 5 Horcón, 6 Ventanas, 7 El Manzano, 8 Loncura, 9 Papagallo
RAPEL–NILAHUE	10 Matanzas, 11 Puertecillo, 12 Pichilemu, 13 Bucalemu, 14 Boyeruca
MAULE–REGIONAL LIMIT	15 Maguillines, 16 Los Pellines, 17 Loanco, 18 Pelluhue, 19 Curanipe, 20 Cardonal
ITATA–BIOBÍO	21 Perales, 22 Purema, 23 Burca, 24 Coliumo, 25 Dichato, 26 Cocholgue Caleta Grande, 27 Cocholgue Caleta Chica, 28 Tomé, 29 Puerto Inglés, 30 Quichiuto, 31 Cantera, 32 Candelaria, 33 El Soldado, 34 La Cata, 35 Lirquén, 36 Talcahuano, 37 Cerro Verde, 38 El Morro (Talcahuano), 39 Penco, 40 Rocuant, 41 Playa Negra
LEBU–PAICAVÍ	42 Morhuilla, 43 Pangué, 44 Huentelolén
PAICAVÍ–REGIONAL LIMIT	45 Antiquina, 46 Quidico, 47 Tirúa, 48 Puente de Tierra – Tirúa Sur 2, 49 Tranicura A – Tirúa Sur 3, 50 Tranicura B – Tirúa Sur 4, 51 Comillahue – Tirúa Sur 6
CHILOÉ	52 Faro Corona, 53 Guapilacuy, 54 Pugñeñún, 55 Guabún, 56 Yuste, 57 Catrumán, 58 Pullihue, 59 Caulín, 60 Chacao, 61 El Dique, 62 Chaicura, 63 Calle, 64 Los Chonos, 65 Huicha, 66 Pulelo, 67 Ancud, 68 Pudeto, 69 Fátima, 70 Pudeto, 71 Pilluco, 72 Lechagua, 73 Manao, 74 Punta Chilen, 75 Caipulli, 76 Pupelde, 77 Lamecura, 78 Piñihuil, 79 Pumillahue, 80 Linao, 81 Lliuco, 82 Chepu, 83 Aucho, 84 Caucahué, 85 Aulín, 86 San José de Butachauques, 87 Cheñiao, 88 Voigue, 89 Mechuque, 90 Taucuelón, 91 Añihué, 92 Isla Tac, 93 Lin-Lín, 94 Palqui, 95 Puerto de Conchas, 96 Curaco de Vélez, 97 Quenac, 98 Achao, 99 Castro, 100 Caguach, 101 Rauco, 102 Apiao, 103 Chelín, 104 Alao, 105 Quehui, 106 Chonchi, 107 Chaulec, 108 Cucao, 109 Compu, 110 San José de Tranqui, 111 Mapue, 112 San Antonio de Chadmo, 113 Alqui, 114 Auchac, 115 Curanue, 116 Santa Rosa, 117 Huildad, 118 Candelaria, 119 Puerto Carmen, 120 Blanchard, 121 Río Inío

2.2. ESPECIES SELECCIONADAS

Para evaluar el efecto de los regímenes hidrológicos de los ríos sobre las pesquerías de pequeña escala, se analizaron especies con una dependencia facultativa del agua dulce, según lo descrito por (Potter et al., 2015). El enfoque se centró en aquellas especies que utilizan ambientes estuarinos para favorecer su crecimiento y/o producción de biomasa y que además tuvieran historicidad en las estadísticas pesqueras (SERNAPESCA, 2025). En total, se consideraron siete especies: tres especies de peces y cuatro especies de moluscos (**Tabla 2**).

Tabla 2. Moluscos y algas comerciales con dependencia de agua dulce en la zona centro-sur de Chile.

Tipo	ESPECIE	Nombre científico	Referencia
Peces	LISA	<i>Mujil cephalus</i>	Gorski et al., 2015
	PEJERREY DE MAR	<i>Odontheistes regia</i>	Fierro et al., 2014
	ROBALO	<i>Eleginops maclovinus</i>	Quiñones & Montes, 2001
Moluscos	CHORITO O MEJILLON	<i>Mytilus chilensis</i>	Jahnsen - Guzman 2021
	CHORO	<i>Choromytilus chorus</i>	Lozada & Santa Cruz, 1979.
	MACHA	<i>Mesodesma donacium</i>	Ortiz & Stotz, 1996
	OSTRA CHILENA	<i>Ostrea chilensis</i>	Navarro et al 2020

2.3. ESTACIONES SELECCIONADAS

En la zona de estudio comprendida entre los 32,2°S y 42,2°S, se seleccionó el período 1989–2019, correspondiente a los últimos 30 años de registros disponibles proporcionados por la Dirección General de Aguas (DGA). La elección de las estaciones se basó en dos criterios principales: (i) que las cuencas drenaran exclusivamente desde la Cordillera de la Costa, sin influencia de deshielos andinos; y (ii) que la disponibilidad de datos fuera superior al 50 % durante el período definido, siguiendo la metodología propuesta por Arriagada et al. (2021). Como resultado, se seleccionaron 8 estaciones costeras (**Figura 2**), cuya ubicación se presenta en la **Figura 1**. Adicionalmente, dentro de esta misma zona se identificaron 164 estaciones no costeras (**Figura 1**), las cuales fueron incorporadas como fuentes complementarias de información en las pruebas de imputación realizadas mediante el algoritmo *MissForest*.

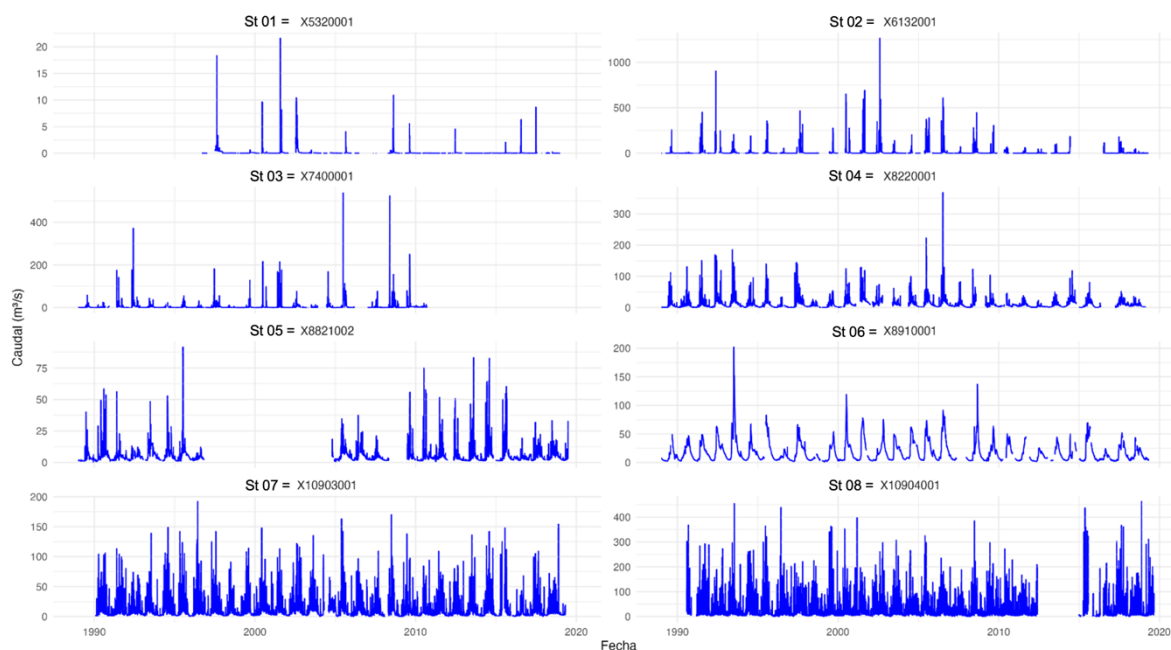


Figura 2. Caudal diario de las ocho estaciones costeras seleccionadas para el período 1989–2019.

2.4. HERRAMIENTAS DE MACHINE LEARNING PARA EL RELLENO DE DATOS

Para el relleno de datos, se aplicó el algoritmo *MissForest*, el cual permite entrenar un bosque aleatorio iterativamente sobre variables observadas para la predicción de valores perdidos (Stekhoven & Buhlmann, 2012). El paquete "missForest" (<https://github.com/stekhoven/missForest>), funciona en el ambiente de programación R (R Development Core Team, 2022). La aplicación de herramientas de machine learning para el relleno de vacíos de información en series hidrológicas ha aumentado en los últimos años (Zhou et al., 2023), donde *MissForest* resulta particularmente ventajoso al capturar relaciones no lineales e interacción entre variables (Arriagada et al., 2021).

En MissForest, la idea central es entrenar iterativamente bosques aleatorios utilizando las variables observadas para predecir los valores faltantes. Para un conjunto de datos $X=(X_1,...,X_p)$ donde cada X_s representa una serie temporal diaria de caudal en una estación:

1. Se define el conjunto de días con datos faltantes i_{miss} para cada estación s .
2. Se separan los datos en:
 - $Y^{(s)}_{obs}$: valores observados de X_s
 - $Y^{(s)}_{mis}$: valores faltantes de X_s
 - $X^{(s)}_{obs}$: valores observados de otras estaciones en días sin datos faltantes en X_s
 - $X^{(s)}_{mis}$: valores de otras estaciones en los días donde faltan datos en X_s (pueden contener valores observados o imputados).
3. Inicialmente, los datos faltantes se rellenan con el promedio diario de cada estación.
4. Las estaciones se ordenan según la cantidad de datos faltantes (de menor a mayor).
5. Para cada estación con datos faltantes:
 - Se entrena un Random Forest usando $X^{(s)}_{obs}$ como entrada y $Y^{(s)}_{obs}$ como salida.
 - El modelo entrenado se usa para predecir $Y^{(s)}_{mis}$ a partir de $X^{(s)}_{mis}$.
6. El proceso se repite hasta que la imputación converge, es decir, cuando el cambio promedio entre iteraciones consecutivas cae por debajo de un umbral definido (por defecto, 10^{-3}).

2.5. EVALUACION DEL DESEMPEÑO

Para evaluar el desempeño del llenado de vacíos de datos mediante el algoritmo *MissForest*, definimos cuatro escenarios de entrada:

- (i) relleno considerando sólo estaciones costeras ($N=8$);
- (ii) relleno considerando las estaciones costeras más el 20% de estaciones no costeras disponibles elegidas al azar ($N=34$)
- (iii) relleno considerando las estaciones costeras más el 40% de estaciones no costeras disponibles elegidas al azar ($N=69$)
- (iv) relleno considerando las estaciones costeras más el 60% de estaciones no costeras disponibles elegidas al azar ($N=103$)

Se introdujeron gaps artificiales en las series temporales de caudal mediante ventanas consecutivas de datos faltantes de 4, 7, 30, 90 y 365 días. Estas longitudes de ventana fueron definidas con base en la distribución observada de vacíos en los datos reales. Para cada ventana, se realizaron 100 ejecuciones (runs) independientes, con gaps generados aleatoriamente, con el objetivo de evaluar la consistencia y precisión del desempeño del modelo de imputación.

El desempeño del método se evaluó utilizando cuatro métricas comúnmente utilizadas en estudios de relleno de datos en series hidrológicas (Arriagada et al., 2021; Moriasi et al.,

2007), estas son: coeficiente de determinación (R^2), %PBIAS, Nash–Sutcliffe Efficiency (NSE) y Kling–Gupta Efficiency (KGE)

2.6. ANALISIS ESTADISTICOS

Para evaluar la posible influencia del caudal fluvial en las pesquerías costeras se aplicaron Modelos Aditivos Generalizados (GAMs, por sus siglas en inglés). Esta metodología permite detectar respuestas no lineales y potencialmente retardadas (lags) de los desembarques pesqueros frente a la variabilidad hidrológica. Al incorporar splines suavizados, los GAMs ofrecen un ajuste flexible de relaciones ecológicas complejas y se han utilizado ampliamente en estudios pesqueros y ambientales (Maunder & Punt, 2004).

Se utilizaron los desembarques mensuales (t) como un indicador indirecto de la productividad pesquera. A pesar de su sensibilidad al esfuerzo y a las condiciones de mercado, los desembarques son una medida aceptada en contextos con escasez de datos (Pauly & Zeller, 2016).

Todos los análisis se realizaron en R Software, mediante *mgcv* (Wood, 2025). Se emplearon GAMs con distribución *Tweedie* para modelar la relación entre caudal y desembarques, ya que los datos pesqueros mensuales suelen contener una alta proporción de ceros y distribuciones asimétricas. Cada modelo requirió al menos 30 observaciones válidas para garantizar estimaciones estables y evitar ajustes espurios. Los modelos se consideraron significativos solo cuando $p < 0.05$ y cuando se cumplían dos criterios adicionales: R^2 ajustado > 0.20 y devianza explicada $\geq 20\%$, según la función *summary.gam* del paquete *mgcv* (Wood, 2025). Estos umbrales eliminan ajustes estadísticamente significativos pero poco informativos, conservando solo aquellas relaciones que explican una fracción relevante de la variabilidad de los desembarques (Maunder & Punt, 2004).

Para reducir el sobreajuste, se limitó la complejidad de los suavizadores imponiendo límites superiores a los grados efectivos de libertad en función del tamaño muestral (≤ 6 para $n \geq 200$, ≤ 5 para $100-199$, y ≤ 4 para $30-99$). Estas configuraciones son coherentes con las prácticas establecidas para GAMs en estudios pesqueros y en marcos de suavizado penalizado (Patil et al., 2022; Venables & Dichmont, 2004; Wood, 2017).

Se construyeron mapas de calor por separado para el conjunto de datos originales y para el conjunto rellenado, permitiendo una comparación visual de los efectos del relleno de brechas sobre la detección e interpretación de las interacciones entre caudal y pesquerías.

3. RESULTADOS

3.1. DESEMPEÑO DE LA IMPUTACION DE DATOS CON MISSFOREST

A lo largo de las ventanas de relleno de datos, la configuración MF60, es decir la que adiciona el 60% de datos de estaciones no costeras a la imputación, cumplió consistentemente con los criterios de desempeño aceptados para la reconstrucción de caudales, en concordancia con los umbrales recomendados (Moriassi et al., 2015). En nuestros resultados, el R^2 superó 0.60 en todas las ventanas, el NSE fue generalmente cercano o superior a 0.50, y el sesgo porcentual se mantuvo dentro del rango de $\pm 10\%$ en todo momento. En cuanto al KGE, los valores fueron > -0.41 y siempre superiores a 0.50, lo que indica un desempeño operacionalmente sólido (Arriagada et al., 2021; Knoben et al., 2019). MF60 resultó ser la

configuración más confiable para la reconstrucción de caudales en nuestras cuencas; por lo tanto, todos los análisis posteriores sobre la relación entre ríos y pesquerías se basaron en la serie imputada mediante MF60 (**Figura 3**).

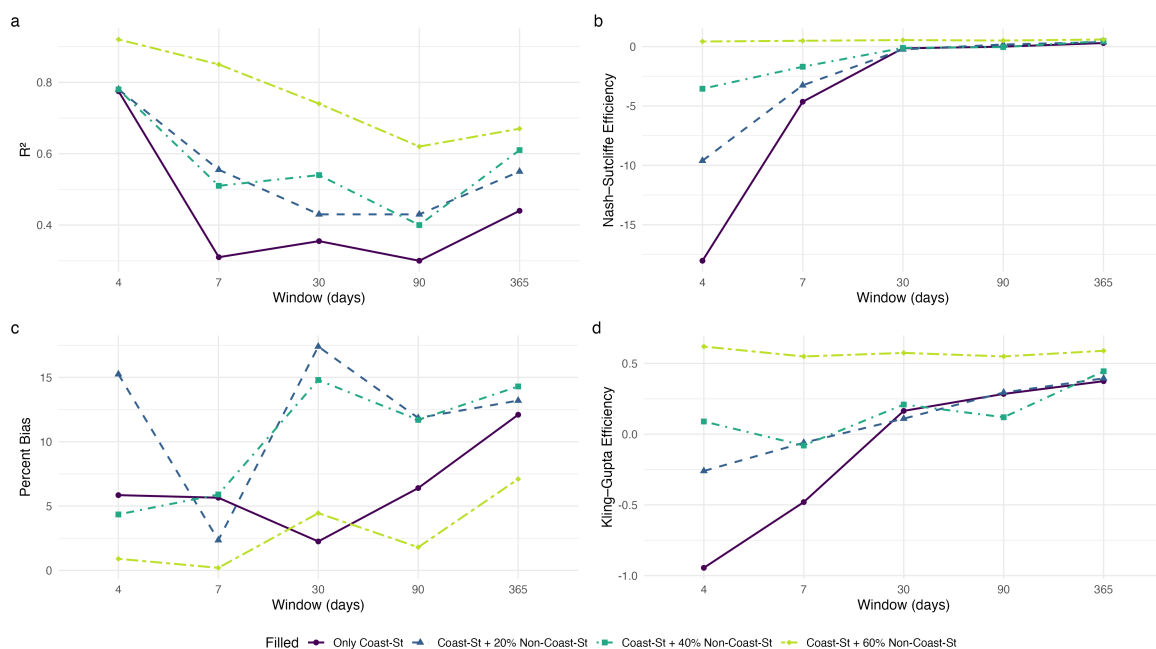


Figura 3. Desempeño de MissForest para ventanas continuas de 4, 7, 30, 90 y 365 días, evaluado mediante (a) R^2 , (b) Eficiencia de Nash–Sutcliffe (NSE), (c) Sesgo porcentual (PBIAS; valores más cercanos a cero indican mejor desempeño) y (d) Eficiencia de Kling–Gupta (KGE).

La **Figura 4** muestra las series originales (líneas negras) junto con las reconstrucciones imputadas con MissForest (líneas rojas). En general, las series imputadas reprodujeron tanto el ciclo estacional como la magnitud de los caudales, capturando consistentemente los peaks invernales esperados y los periodos de bajos flujos estivales. Esta coherencia se observó no solo durante intervalos bien documentados, sino también en periodos caracterizados por escasez de datos. En estaciones con extensos vacíos (por ejemplo, St01 y St05), el algoritmo logró reconstruir con éxito el aumento y la disminución de los caudales dentro del rango esperado, evitando valores no realistas. Por el contrario, en estaciones con registros más continuos (por ejemplo, St06 y St07), la superposición entre las series observadas y las reconstruidas fue prácticamente indistinguible, lo que resalta la capacidad de MissForest para preservar la variabilidad natural al rellenar los vacíos.

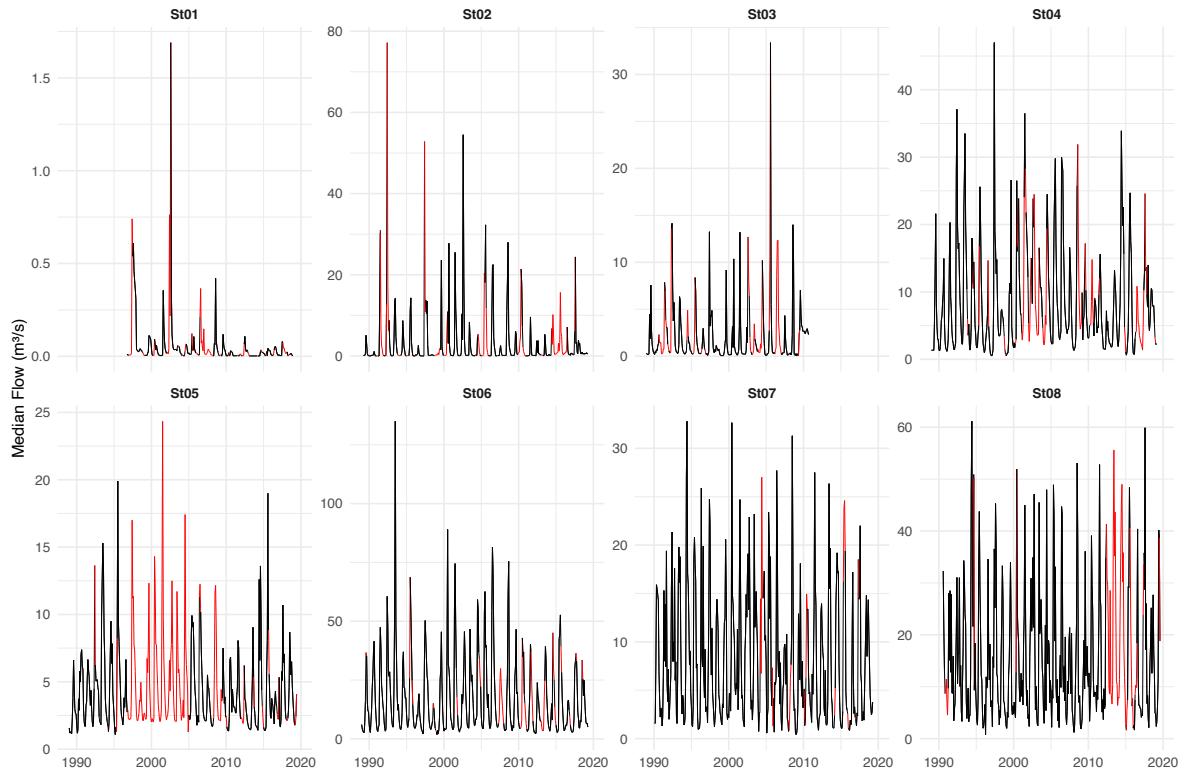


Figura 4. Comparación entre la serie original con vacíos (líneas negras) y la serie de caudal mensual mediana imputada con MissForest (líneas rojas) para ocho estaciones hidrológicas costeras.

3.2. INFLUENCIA DE LOS RIOS SOBRE LAS PESQUERIAS COSTERAS

La **Figura 5** compara las asociaciones significativas de los modelos GAM entre especies, clases de caudal y desfases temporales. La serie MF60 superó consistentemente a la serie GAP, generando un mayor número de modelos significativos y revelando relaciones caudal–pesquería que permanecían no detectadas en los registros incompletos. Esta superioridad fue particularmente evidente bajo condiciones de caudales altos, donde la serie GAP no identificó asociaciones significativas, mientras que MF60 reveló múltiples respuestas ecológicamente relevantes. Ejemplos notables incluyen *Ostrea chilensis* en desfases cortos, *Odontesthes regia* en desfases medios y *Mugil cephalus* en desfases largos, las cuales mostraron respuestas significativas adicionales al utilizar MF60. Otros ejemplos muestran que la serie cruda genera asociaciones significativas para *Eleginops maclovinus* a lags cortos y de *Choromitylus chorus* en lags largos, ambos casos parecen poco plausibles de acuerdo a los aspectos biológicos y ecológicos de las especies (Aracena et al., 1974; Quiñones & Montes, 2001).



Figura 5. Relaciones significativas de los modelos GAM entre caudal y desembarques pesqueros en estaciones costeras, comparando los conjuntos de datos GAP (original) y MF60 (imputado). Los resultados se organizan por rangos de desfase (corto: 0–3 meses, medio: 6–18 meses, largo: 24–36 meses) y por clases de caudal (bajo, medio, alto). Las etiquetas de las celdas indican la estación (StXX) y la especie (nombre científico). Los números representan el conteo de modelos significativos que cumplen los criterios establecidos ($R^2 \geq 0.20$, $p < 0.05$, Devianza ≥ 20 , regla de EDF).

4. CONCLUSIONES

El uso de series de caudal incompletas puede subestimar o distorsionar los vínculos entre agua dulce y pesquerías, destacando efectos aislados de escasa validez ecológica. En cambio, las series reconstruidas con MissForest conservaron las asociaciones reales y revelaron nuevas respuestas coherentes con la ecología de cada especie y cuenca. Estas series ofrecen una base más sólida y biológicamente consistente para evaluar la influencia ambiental en las pesquerías costeras.

La reconstrucción de caudales mediante estaciones vecinas y el algoritmo MissForest logró el mejor desempeño, aportando una solución innovadora frente a la escasez de datos en cuencas costeras pequeñas dominadas por lluvias. Aprovechar información de cuencas cercanas con regímenes distintos pero clima compartido permite mejorar significativamente la continuidad y precisión de las series hidrológicas.

Las relaciones caudal–pesquería reconstruidas pueden transformarse en herramientas de manejo. Entre sus usos destacan definir pautas de extracción en desembocaduras, establecer medidas preventivas ante sequías o crecidas extremas, y desarrollar sistemas de alerta temprana que integren pronósticos hidrológicos con decisiones pesqueras, fortaleciendo la gestión y resiliencia en sistemas costeros con escasa información.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo financiero para estudios de doctorado del Sr. Carlos Leal, por parte de ANID/ BECAS DOCTORADO NACIONAL/ 21231150 y al Proyecto Anillo ATE220021 Climate change and the sociohydrology of floods.

REFERENCIAS

- Aracena, O., Yañez, R., Lozada, E., & Lopez, M. (1974). Crecimiento de *Choromytilus chorus* en Talcan, Chiloe (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). *Bol. Soc. Biol. de Concepción*, Tomo XLVIII, 347-357.
- Arriagada, P., Karelovic, B., & Link, O. (2021). Automatic gap-filling of daily streamflow time series in data-scarce regions using a machine learning algorithm. *Journal of Hydrology*, 598. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126454>
- Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future Koppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci Data*, 5, 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Burke, W. D., & Ficklin, D. L. (2017). Future projections of streamflow magnitude and timing differ across coastal watersheds of the western United States. *International Journal of Climatology*, 37(13), 4493-4508. <https://doi.org/10.1002/joc.5099>
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso-Aguila, D. (2019). The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421-439. <https://doi.org/10.1002/joc.6219>
- Maunder, M. N., & Punt, A. E. (2004). Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70(2-3), 141-159. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>
- Montes, R. M., & Quiñones, R. A. (1999). Efecto de la pluviosidad y del caudal de los ríos Bío-Bío e Itata sobre los desembarques de las almejas *Protothaca thaca* y *Venus antiqua* en la zona centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72, 13-30.
- Moriasi, D., Arnold, J., Liew, M. V., Bingner, R., Harmel, R., & Veith, T. (2007). MODEL EVALUATION GUIDELINES FOR SYSTEMATIC QUANTIFICATION OF ACCURACY IN WATERSHED SIMULATIONS. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50 (3).
- Pauly, D., & Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nat Commun*, 7, 10244. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>
- Potter, I. C., Tweedley, J. R., Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*, 16(2), 230-239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>

- Quiñones, R. A., & Montes, R. M. (2001). Relationship between freshwater input to the coastal zone and the historical landings of the benthic/demersal fish *Eleginops maclovinus* in central-south Chile. *Fish. Oceanogr.*, 10:4, 311±328. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2001.00177.x>
- SERNAPESCA (2025). Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. Estadísticas de desembarque. Gobierno de Chile.
- Soto-Mendoza, S., Castro, L., & A., L.-R. (2010). Variabilidad espacial y temporal de huevos y larvas de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens*, asociados a la desembocadura del río Itata, Chile.
- Stekhoven, D. J., & Buhlmann, P. (2012). MissForest--non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, 28(1), 112-118. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr597>
- Torres-Ramírez, P., Bustos-Espinoza, L., Figueroa, S., León-Muñoz, J., Jerez, R., & Galán, A. (2023). Influence of the Hydrological Variability on Water Quality and Benthic Macroinvertebrates in a Chilean Estuary During a Megadrought. *Estuaries and Coasts*, 47(3), 724-742. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01311-w>
- Wang, S., Ma, X., Zhou, S., Wu, L., Wang, H., Tang, Z., Xu, G., Jing, Z., Chen, Z., & Gan, B. (2023). Extreme atmospheric rivers in a warming climate. *Nat Commun*, 14(1), 3219. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38980-x>
- Warrick, J. A., & Fong, D. A. (2004). Dispersal scaling from the world's rivers. *Geophysical Research Letters*, 31(4). <https://doi.org/10.1029/2003gl019114>
- Wood, S. (2025). Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation [Package 'mgcv']. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>>
- Zhou, Y., Tang, Q., & Zhao, G. (2023). Gap infilling of daily streamflow data using a machine learning algorithm (MissForest) for impact assessment of human activities. *Journal of Hydrology*, 627. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130404>
- Zunguza, A., R, M., L, C., & R, Q. o. (2020). River Runoff as a Major Driver of Anchovy (*Engraulis ringens*) Recruitment but Not of Common Sardine (*Strangomera bentincki*) in Central-South Chile. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.800759>