

**SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**  
**XXII CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

**DESARROLLO DE UN MODELO PARA EL DIMENSIONAMIENTO DE  
FILTROS VEGETACIONALES PARA LA CAPTURA DE SEDIMENTO EN LA  
ZONA CENTRAL DE CHILE**

**GABRIEL LOBO B.<sup>1</sup>**  
**CARLOS BONILLA M.<sup>2</sup>**

**RESUMEN**

El uso de filtros vegetacionales como medida de prevención contra la contaminación difusa es una estrategia que ha sido utilizada exitosamente a nivel mundial para el desarrollo de una agricultura sustentable. Dichos filtros son capaces de capturar hasta el 99% de la carga de sedimento, 80% del nitrógeno y el 90% del fósforo total contenidos en la escorrentía, contaminantes típicamente presentes en eventos de erosión en tierras dedicadas a la industria agropecuaria. En el presente estudio se desarrolló un modelo empírico para el diseño efectivo de filtros vegetacionales en el Valle Central de Chile. Para ello se dispuso del modelo de base física WEPP, el cual fue implementado con datos locales de clima, suelo, topografía y cubierta vegetal para simular el transporte de sedimento sin y con diversos largos de filtro vegetacional. Se simularon más de 14.000 eventos de erosión en los 8 sitios que componen la zona de estudio. A través de un análisis de regresión múltiple, se estableció una relación no lineal para el largo del filtro vegetacional y la carga de sedimento que lo atraviesa en función de la carga entrante de sedimento y el largo de la ladera. El modelo fue calibrado para diversos largos de filtro en los 8 sitios de estudio, en donde se demostró el alto poder predictivo del mismo ( $R^2 = 0.69 - 0.91$ ). La ventaja del modelo desarrollado es que es fácil de implementar al requerir una cantidad mínima de parámetros de entrada, reduciendo significativamente los costos asociados a la recolección de datos en comparación a los modelos de base física. En el presente estudio se plantea la metodología para la construcción de dicho modelo, además de sus ventajas y limitaciones.

---

<sup>1</sup>Ingeniero Civil M.Sc. Pontificia Universidad Católica de Chile– [globo@uc.cl](mailto:globo@uc.cl)

<sup>2</sup>Profesor Asociado, Depto. de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – [cbonilla@ing.puc.cl](mailto:cbonilla@ing.puc.cl)

## INTRODUCCIÓN

La contaminación difusa es una de las principales causas de contaminación de cuerpos de agua y degradación del medioambiente en el mundo (Lin, et al., 2009; Pizarro et al., 2010). Producida por el arrastre de sedimentos en eventos de erosión hídrica, este tipo de contaminación se caracteriza por transportar a nivel de cuenca los sedimentos y sus contaminantes asociados desde el suelo hacia cuerpos de agua, disminuyendo notablemente su calidad (Carpenter et al., 1998). En las últimas décadas se han desarrollado diversas estrategias para reducir la contaminación difusa, entre las cuales destacan las *Best Management Practices* o BMP que tienen como objetivo reducir al mínimo el desprendimiento y transporte de sedimento desde el suelo hacia los cauces (Dillaha et al., 1988). Un BMP utilizado con frecuencia a nivel mundial es la implementación de filtros vegetacionales, los cuales se caracterizan por ser una herramienta efectiva y de bajo costo para disminuir la contaminación difusa (Gharabaghi et al., 2006). Dichos filtros se definen como un área de vegetación diseñada para remover sedimentos y otros contaminantes de aguas superficiales y escorrentía a través de mecanismos tales como filtración, sedimentación e infiltración (Dillaha et al., 1988). Por lo tanto, los filtros vegetacionales suelen ser implementados en áreas ribereñas propensas a la contaminación difusa para así mejorar significativamente la calidad del agua y proteger el medioambiente.

Experiencia internacional demuestra que los filtros vegetacionales son especialmente efectivos para captar sedimentos y contaminantes insolubles provenientes de la actividad agrícola y ganadera (Jin y Romkens, 2000). Diversos estudios llevados a cabo principalmente en Estados Unidos demuestran que, con un buen diseño, los filtros son capaces de remover de la escorrentía hasta un 99% del sedimento (Osborne y Kovacic, 1995) y un 90% y 80% del fósforo y del nitrógeno total respectivamente (Chaubey et al., 1995), además de ser eficaces en la remoción de fertilizantes, pesticidas y herbicidas (Krutz et al., 2005). Por otra parte, los filtros vegetacionales se han utilizado exitosamente para remover contaminantes provenientes de la escorrentía de autopistas (Han et al., 2005) y para el tratamiento de aguas residuales (Nuéz et al., 1995), entre otros.

Los parámetros de diseño de los filtros vegetacionales son usualmente el tipo de vegetación y el largo en la dirección del flujo (Muñoz-Carpena y Parsons, 2004). Mientras más densa es la vegetación, mayor es la rugosidad hidráulica del filtro, reduciendo la velocidad del flujo y disminuyendo su capacidad de transporte (Osborne y Kovacic, 1995). Por otra parte, mientras más largo es el filtro, mayor es su tiempo de contacto con el fluido, aumentando la infiltración y, por lo tanto, disminuyendo aún más la capacidad de transporte (Jin y Romkens, 2000). Sin embargo, se ha observado que existe un punto en el cual aumentar el largo del filtro no aumenta su capacidad para remover sedimentos, lo cual depende de factores climáticos, topográficos y de suelos. Es por esto que el diseño óptimo de un filtro vegetal depende de dichos factores (Abu-Zreig, 2001).

Existen diversas herramientas para el diseño óptimo de filtros vegetacionales. Por una parte, se han desarrollado guías de diseño como las del *United States Department of Agriculture* (USDA) en las cuales se puede determinar el largo del filtro en base a tablas y figuras desarrolladas a partir de datos medidos de descarga de sedimentos bajo diversos largos de filtro (USDA, 1988). Dichas guías son fáciles de utilizar, pero no resultan confiables para lugares fuera de donde fueron desarrolladas y no se pueden acoplar a modelos matemáticos de erosión. Por otra parte, es posible diseñar filtros vegetacionales utilizando modelación matemática, ya sea de base física o empírica. Dentro de los modelos

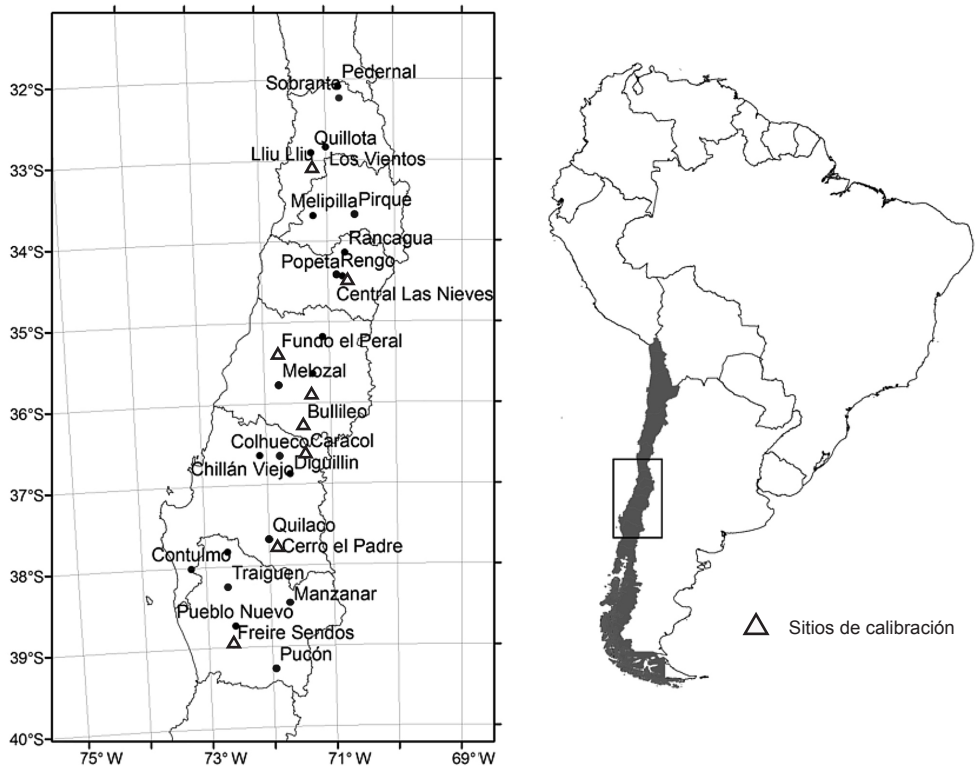
de base física, destacan el *Water Erosion Prediction Project* WEPP (Flanagan et al., 1995), *Vegetative Filter Strip Model* VFSSMod (Muñoz-Carpena y Parsons, 2004) y el *Soil and Water Assessment Tool* SWAT (Gassman et al., 2007), los cuales simulan los procesos físicos involucrados en el transporte de sedimentos y su interacción con el filtro bajo las condiciones locales de clima, suelo y topografía. La ventaja de estos modelos es que han sido validados a nivel mundial y pueden ser utilizados bajo diversas condiciones ambientales (Arnold et al., 2012). Sin embargo, su complejidad y gran cantidad de parámetros de entrada son muchas veces un obstáculo para quienes no tienen la experiencia y/o los recursos necesarios (Farhan et al., 2013). Por otra parte, se han desarrollado diversos modelos empíricos que simplifican el diseño de los filtros vegetacionales (Sabbagh et al., 2009). Sin embargo, dichos modelos suelen ser calibrados para condiciones locales, lo cual los hace intransferibles de un lugar a otro.

En Chile no existe actualmente una guía de diseño fácil de utilizar para el diseño de filtros vegetacionales. Al ser un país en donde cerca del 50% del territorio ha experimentado algún grado de erosión hídrica (CIREN, 2010) y en donde el sector agropecuario es un importante motor de la economía, la elaboración de herramientas para mitigar la contaminación difusa es fundamental para un desarrollo económico sustentable (Lin et al., 2009). Se prevé que, dadas las tasas actuales de contaminación, los cauces nacionales más importantes tendrán concentraciones de contaminantes comparables a las de los ríos más contaminados del mundo, siendo la principal causa el arrastre de contaminantes característicos del sector agropecuario (Pizarro et al., 2010). Es por ello que el objetivo del presente estudio fue desarrollar una herramienta simple para el diseño efectivo de filtro vegetacionales en Chile. Para ello se desarrolló un modelo matemático a partir de datos simulados de transporte de sedimentos provenientes de un modelo de base física, el cual fue implementado con datos ambientales medidos en el Valle Central de Chile. El modelo desarrollado es fácil de utilizar y puede ser acoplado a otros modelos de erosión, permitiendo el diseño simple y efectivo de filtros vegetacionales para prevenir la contaminación difusa.

## **1. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de estudio**

El presente estudio se centra en el Valle Central de Chile, entre la Región de Valparaíso y la Región de la Araucanía (Figura 1) ya que esta zona concentra más del 70% de la actividad agrícola nacional (INE, 2007). Se utilizaron datos de composición de suelos medidos por el Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN) y de mediciones propias de 8 sitios de estudio. Además se levantaron datos de precipitación horaria provenientes de 8 estaciones meteorológicas de la Dirección General de Aguas (DGA) cercanas a los sitios del estudio de suelos, cuyos registros suman más de 18.000 eventos de lluvias. La Tabla 1 resume las principales características de los suelos y precipitaciones de los 8 sitios de estudio.



**Figura 1.** Sitios de estudio utilizados en las simulaciones.

**Tabla 1.** Principales propiedades de suelos y precipitaciones de los sitios de estudio.

Sitio	Latitud	Longitud	Propiedades de suelos				Propiedades de precipitaciones		
			Materia orgánica (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Años de registro	Promedio anual (mm)	Intensidad promedio (mm h <sup>-1</sup> )
Lliu Lliu	33°06'	71°13'	2	67	24	8	14	139	0.5
C. Las Nieves	34°30'	70°43'	2	49	34	17	22	287	0.5
Fundo Peral	35°24'	71°47'	2	54	32	14	13	353	0.5
Ancoa	35°54'	71°17'	2	20	52	27	22	532	0.9
Bullileo	36°17'	71°25'	10	17	52	32	22	1236	1.1
Diguillin	36°52'	71°39'	6	16	39	45	28	770	0.9
Cerro el Padre	37°47'	71°52'	6	14	73	13	17	1067	0.9
Freire Sendos	38°58'	72°37'	21	19	37	44	3	316	0.5

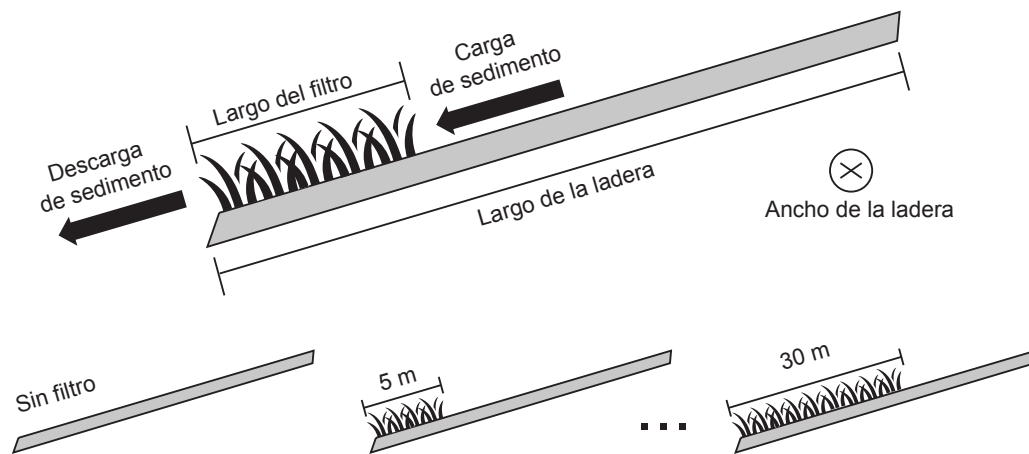
### Generación de la base de datos

Para desarrollar el modelo de filtros vegetacionales se utilizaron datos provenientes del modelo de base física WEPP, el cual fue implementado con los datos de clima y suelos medidos en los 8 sitios de estudio (Figura 1) para simular las condiciones locales. Dicho modelo ha sido validado a nivel mundial para predecir el transporte de sedimentos a escala

diaria y es, por lo tanto, una alternativa confiable a realizar mediciones en terreno (Lafren, et al., 1991). No se realizaron mediciones en terreno de transporte de sedimento ya que el desarrollo de un modelo representativo requiere una cantidad significativa de años de datos y puntos de medición. Al no ser una alternativa viable por los altos costos y tiempo asociados, se utilizó la modelación matemática, estrategia cada vez más utilizada a nivel mundial gracias al desarrollo de modelos de base física altamente representativos (White y Arnold, 2010).

Como se ha demostrado que la efectividad de los filtros vegetacionales depende de, entre otros factores, la pendiente y la forma de la ladera, se simularon 9 configuraciones de ladera por cada uno de los 8 sitios de estudio. Dichas laderas fueron generadas aleatoriamente, considerando una longitud de hasta 200 m y pendientes de hasta 50%, pues los filtros vegetacionales no son la mejor alternativa para laderas largas y pronunciadas (USDA, 1988). La aleatoriedad de las laderas se debe a que se buscó simular la gran variedad de configuraciones de ladera que existen en el Valle Central, reduciendo el sesgo que podría resultar si se utiliza una ladera única. Sin embargo, el ancho de las laderas mantuvo constante para todas las simulaciones, con un ancho de 1.83 m que es el valor por defecto de las laderas de WEPP.

Para cada ladera se simuló el transporte de sedimento a suelo descubierto y con largos de filtro vegetacional entre 5 y 30 m, en intervalos de 5 m, sumando 7 simulaciones por ladera (1 a suelo descubierto y 6 largos de filtro). Se eligieron dichos largos debido a que los filtros con largo menor a 5 m no suelen ser eficientes (USDA, 1988), mientras que a partir de los 30 m la eficiencia tiende a no aumentar (Schultz et al., 1992). La vegetación utilizada para las simulaciones fue *Festuca arundinacea* debido a que es una planta típicamente utilizada en filtros vegetacionales y de fácil acceso en Chile. La Figura 2 muestra un diagrama de las simulaciones para cada ladera.



**Figura 2.** Diagrama de simulación para cada ladera.

### **Desarrollo del modelo de filtros vegetacionales**

Construida la base de datos para los distintos largos de filtro vegetacional, se analizaron las variaciones en el transporte de sedimento según el largo del filtro para cada evento de

erosión. Sin embargo, sólo se analizaron las cargas de sedimento mayores a  $10 \text{ kg m}^{-1}$  debido a que bajo este umbral la eficiencia de los filtros no suele variar con el largo del filtro (Zhou et al., 2013). Se realizó un análisis de regresión múltiple utilizando como únicas variables la carga de sedimento cuando no hay filtro y el largo del filtro para así desarrollar un modelo fácil de implementar. Se utilizó la siguiente ecuación:

$$A = \frac{c_1(A_0\lambda)^{c_2}(L-4)^{c_3} + c_4 \ln(A_0\lambda)}{\lambda} \quad (1)$$

en donde  $A$  es la carga de sedimentos por unidad de área ( $\text{kg m}^{-2}$ ) que atraviesa un filtro de largo  $L$  (m),  $A_0$  es la carga medida de sedimentos por unidad de área cuando no hay filtro ( $\text{kg m}^{-2}$ ),  $\lambda$  es el largo de la ladera (m) y  $c_1$ ,  $c_2$ ,  $c_3$  y  $c_4$  son constantes de regresión. Se eligió esta ecuación debido a que la respuesta de los filtros vegetacionales a la carga de sedimentos no es lineal y su eficiencia suele ser menor para las cargas bajas de sedimento (Schmitt et al., 1999). El modelo desarrollado refleja el comportamiento no lineal de los filtros en su componente de potencias y corrige los valores para cargas bajas de sedimento en su componente logarítmico. Debido a que los datos de transporte de sedimento generados con WEPP a nivel de tormenta se expresan como carga de sedimento por unidad de ancho ( $\text{kg m}^{-1}$ ), se agregó el largo de la ladera  $\lambda$  al modelo para poder utilizar la carga de sedimento por unidad de área ( $\text{kg m}^{-2}$ ), unidad más utilizada comúnmente. La ecuación (1) está definida para  $L \geq 5$  m ya que no se suelen implementar filtros con largo menor a 5 m y, por lo tanto, no se realizaron simulaciones bajo dicho umbral.

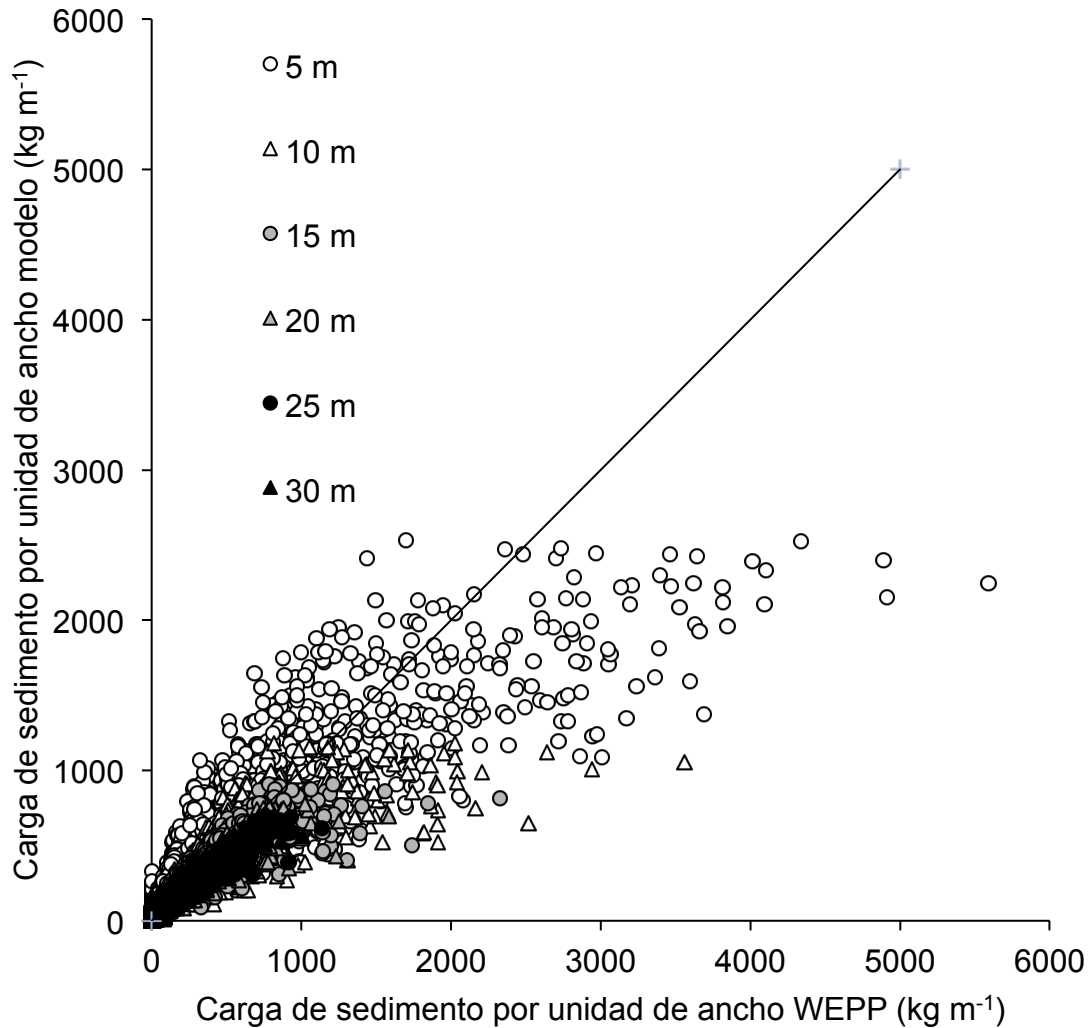
La ecuación (1) fue calibrada utilizando los datos generados con WEPP provenientes de los 8 sitios simulados.

## 2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo generado con los datos provenientes de los 8 sitios es el siguiente:

$$A = \frac{0.0166(A_0\lambda)^{1.3169}(L-4)^{-0.3505} + 1.5228 \ln(A_0\lambda)}{\lambda} \quad (2)$$

En la Figura 3 se comparan los resultados de descarga de sedimento por unidad de ancho obtenidos con WEPP y con el modelo (Ec. (2)) para los distintos largos de filtro. La descarga de sedimento por unidad de ancho ( $\text{kg m}^{-1}$ ) se define como la descarga total de sedimento de un evento de erosión dividida por el ancho de la ladera. Se utilizó dicha unidad y no la descarga de sedimento por unidad de área ( $\text{kg m}^{-2}$ ) para así considerar el efecto del largo de la ladera. Se puede ver en la Figura 3 que mientras más largo es el filtro, mayor es el poder predictivo del modelo, pues los puntos se acercan más a la línea 1:1. Dicho resultado se comprueba con la Tabla 2, en la cual se ve que tanto la eficiencia de Nash Sutcliffe (N-S) como el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) son mayores para los filtros más largos.



**Figura 3.** Comparación entre el sedimento por unidad de ancho que atraviesa el filtro ( $\text{kg m}^{-1}$ ) simulado en WEPP y el modelado con la Ec. (2).

La mayor parte de la variabilidad de los datos queda explicada por el modelo, en donde la eficiencia N-S varía entre 0.69 y 0.91 según el largo del filtro (Tabla 2). Por lo tanto, se concluye que el modelo es efectivo para los sitios donde fue calibrado y que puede ser utilizado de manera confiable en dichas zonas. Sin embargo, el mismo es mejor predictor para largos de filtro entre 15 y 30 m, tal como queda demostrado por los altos valores de eficiencia N-S. Para largos inferiores, la eficiencia N-S baja ya que la efectividad de los filtros vegetacionales está determinada mayoritariamente por los primeros 5 - 10 m de largo (Gharabaghi et al., 2006), en donde influyen otros factores ambientales no considerados en el modelo, tales como la composición del sedimento y la pendiente. Se observa en la Tabla 2 que para los largos de 5 y 10 m, las pendientes de las regresiones lineales se alejan de la línea 1:1. Dichas pendientes son de 0.68 y 0.76 para los filtros de 5 y 10 m, lo cual quiere decir que el modelo tiende a sobreestimar la eficiencia de los filtros de 5 y 10 m. Aún considerando dicho sesgo, la eficiencia de N-S es de 0.69 en el peor de los casos, lo cual es

superior a eficiencias encontradas en otros modelos empíricos de filtros vegetacionales (White y Arnold, 2009).

**Tabla 2.** Número de eventos (n), eficiencia de Nash-Sutcliffe, coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y pendiente e intercepto de la regresión lineal entre los datos simulados y modelados según el largo de filtro para los 8 sitios de estudio.

	Largo del filtro (m)					
	5	10	15	20	25	30
n	14452	14452	14452	14452	13922	13922
Nash Sutcliffe	0.69	0.76	0.84	0.88	0.89	0.91
$R^2$	0.69	0.76	0.84	0.88	0.90	0.91
Pendiente	0.68	0.76	0.86	0.87	0.85	0.84
Intercepto	45.16	18.38	8.50	5.76	4.51	4.43

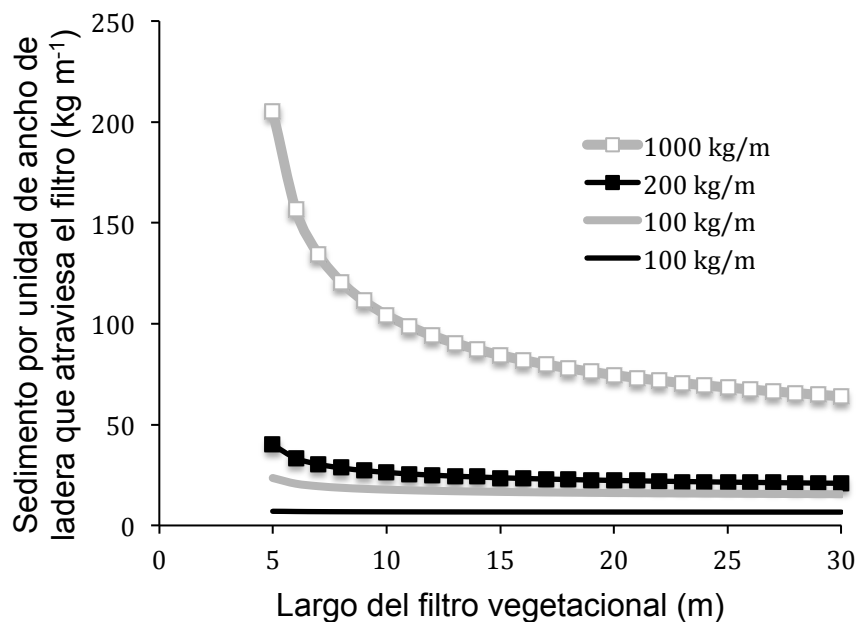
El modelo generado depende de variables similares a las reportadas en el de White y Arnold (2009), quienes desarrollaron un modelo lineal para filtros vegetacionales a partir de datos generados con el modelo VFSSMod. Sus resultados muestran que la eficiencia de los filtros vegetacionales depende de su largo, la carga de sedimentos y de la reducción de escorrentía ( $R^2 = 0.64$ ). En el presente estudio se postula que gran parte de la eficiencia de los filtros vegetacionales se debe a la carga de sedimento. Esto coincide con White y Arnold (2009) ya que la carga de sedimento es función de, entre otras variables, la cantidad de escorrentía, por lo que su modelo también queda definido casi en su totalidad por el largo del filtro y la carga de sedimento. Por otra parte, la carga de sedimentos es función de diversos factores, como la cantidad de lluvia, el tipo de suelo y la topografía (Muñoz-Carpena y Parsons, 2004). Como el modelo desarrollado depende de la carga de sedimento, entonces indirectamente depende de todos los factores mencionados, al igual que la gran mayoría de los modelos de filtros vegetacionales comúnmente utilizados.

En la Figura 4 se puede ver el comportamiento del modelo desarrollado para cargas de sedimento por unidad de ancho de 10, 100, 200 y 1000  $\text{kg m}^{-1}$ , en donde mientras mayor es la carga de sedimento entrante, mayor es la capacidad de retención del filtro. Por otra parte, la Figura 5 muestra la eficiencia predicha por el modelo para cargas de sedimento por unidad de ancho de 10, 100, 200 y 1000  $\text{kg m}^{-1}$ , en donde la eficiencia se define a través de la siguiente ecuación:

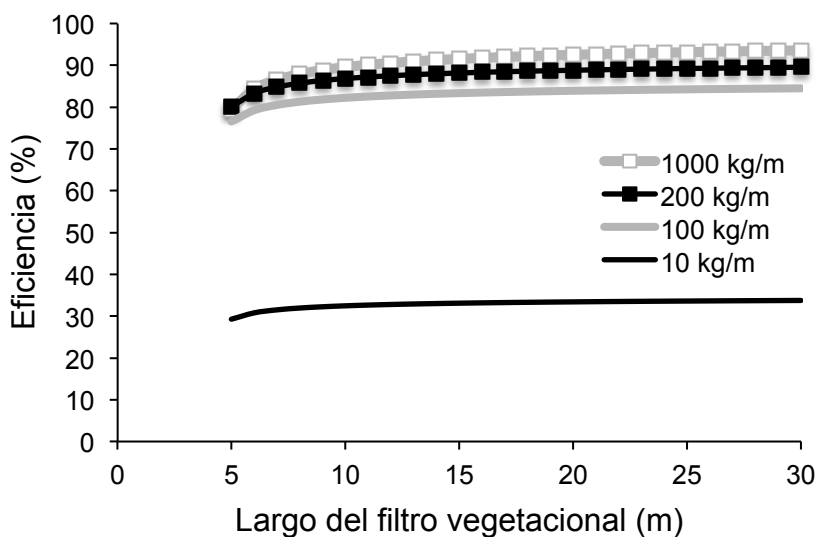
$$eff = \left[ \frac{A_0 - A}{A_0} \right] \cdot 100 \quad (3)$$

Donde  $eff$  es el porcentaje de la carga entrante de sedimentos  $A_0$  ( $\text{kg m}^{-1}$ ) que es capturado por un filtro vegetal con carga saliente de sedimento  $A$  ( $\text{kg m}^{-1}$ ).





**Figura 4.** Sedimento por unidad de ancho de ladera ( $\text{kg m}^{-1}$ ) que atraviesa el filtro vegetal en función de su largo para diversas cargas de sedimento por unidad de ancho ( $\text{kg m}^{-1}$ ).



**Figura 5.** Eficiencia de un filtro vegetal según Ec. (3) en función de su largo para distintas cargas de sedimento por unidad de ancho ( $\text{kg m}^{-1}$ ).

Se observa que al aumentar la carga de sedimento, aumenta la eficiencia del filtro llegando a una eficiencia máxima de 90% en el caso de la carga de sedimento de  $200 \text{ kg m}^{-1}$  y un largo de 30 m. Para eventos extremos de erosión, en donde la carga de sedimento puede superar los  $1000 \text{ kg m}^{-1}$ , el modelo predice eficiencias entre 94 y 98% para el filtro de 30 m, lo cual coincide con la literatura, en donde las eficiencias máximas reportadas son entre

90 y 99% (Abu-Zreig, 2001). Por otra parte, el modelo considera que la mayor parte de la eficiencia de los filtros está controlada por los primeros 5 m. Para la carga de  $10 \text{ kg m}^{-1}$  el aumento de eficiencia entre un filtro de 5 m y uno de 30 es menor al 5%, mientras que para la carga de  $200 \text{ kg m}^{-1}$  es de 10% (Figura 5). Para eventos con carga de sedimento superior a  $1000 \text{ kg m}^{-1}$ , dicha diferencia llega a un 15%. Esto demuestra que el modelo generado es capaz de captar que los primeros 5 m son los que definen la eficiencia del filtro, tal como fue reportado por Gharabaghi et al. (2006).

Para poder utilizar el modelo desarrollado de manera adecuada, se deben considerar sus limitaciones. Una de ellas es que el mismo fue desarrollado y validado para los 8 sitios de la Figura 1 y para eventos de erosión con carga de sedimento por unidad de ancho de entre  $10$  y  $3000 \text{ kg m}^{-1}$ . Por lo tanto, el modelo sólo puede ser utilizado con confianza en la zona de estudio y para el rango mencionado de carga de sedimento. Por otra parte, el modelo no es capaz de predecir la eficiencia de filtros menores a 5 m, lo cual, si bien no se recomienda según diversas guías de diseño (USDA, 1988), puede ser necesario en terrenos con poca disponibilidad de espacio. Otra limitación es que el modelo no considera que el filtro puede quedar cubierto en sedimento durante grandes eventos de erosión ya que WEPP no es capaz de simular dicho proceso (Foster et al., 1995). Al estar cubierto con sedimento, los filtros vegetacionales pierden gran parte de su eficiencia (Muñoz-Carpena y Parsons, 2004), lo cual no está considerado en el presente modelo. Sin embargo, esta limitación no tiene un gran impacto en el Valle Central ya que los eventos de lluvias en esta zona no suelen ser lo suficientemente erosivos como para que el filtro quede colmatado (Escobar y Aceituno, 1998; Lobo y Bonilla, 2014).

La simpleza del modelo es otro factor que puede ser considerado una limitación. Por una parte, solo considera un tipo de vegetación, por lo que para obtener resultados similares se debe utilizar el mismo tipo de planta. Sin embargo es posible aplicar la metodología propuesta en el presente estudio utilizando otros tipos de vegetación para así ajustar los valores de las constantes de la Ec. (1). Por otra parte, el modelo no predice la composición del sedimento pues no depende de parámetros de composición del suelo. Esto impide su uso en suelos con alto contenido de arcilla, la cual suele ser más difícil de retener en los filtros vegetacionales (Abu-Zreig, 2001).

Si bien el modelo generado tiene limitaciones, su simpleza y buen resultado en la zona de estudio lo convierten en una alternativa para el diseño de filtros vegetacionales comparable a los modelos de base física. El mismo depende exclusivamente del largo del filtro y la ladera, y de la carga de sedimento, dato que se puede obtener de cualquier modelo simple de erosión con resultados a nivel de tormenta. Esto permitirá acoplar el modelo desarrollado a prácticamente cualquier modelo de erosión ya existente, tanto a escala de ladera como de cuenca.

### **3. CONCLUSIONES**

Se desarrolló un modelo simple para predecir la eficiencia de un filtro vegetacional en función de su largo, el largo de la ladera y la carga entrante de sedimento. Dicho modelo fue construido a partir de datos a nivel de tormenta generados con el modelo de erosión WEPP, el cual fue implementado con datos medidos de clima y suelos del Valle Central de Chile. Se demostró que el modelo desarrollado es capaz de explicar la mayor parte de la variabilidad de los datos generados con WEPP para todos los largos simulados de filtro ( $N-S = 0.69 - 0.91$ ). La efectividad del mismo es mayor para los largos de filtro superiores a

10 m ( $N-S = 0.84 - 0.91$ ). Para los largos inferiores se observó que el modelo tiende a subestimar la descarga de sedimento. Sin embargo, la eficiencia N-S nunca es inferior a 0.69, lo cual lo hace comparable a otros modelos de filtros vegetacionales existentes.

Para utilizar el modelo adecuadamente se deben tomar en consideración sus limitaciones. Por una parte, sólo se demostró su aplicabilidad para filtros vegetacionales construidos con *Festuca acanthophylla*, con largo mayor a 5 m y con una carga de sedimento por unidad de ancho entrante entre 10 y 3000 kg m<sup>-1</sup>. Por otra, al ser calibrado exclusivamente en algunos sitios del Valle Central de Chile, su aplicabilidad en otras zonas no está garantizada, especialmente si las lluvias no provienen de sistemas frontales, como es el caso de las lluvias típicamente chilenas.

Al depender exclusivamente de la carga de sedimento, el modelo generado puede ser acoplado fácilmente a cualquier modelo de erosión, ya sea de base física o empírica. Esto permitirá diseñar filtros vegetacionales con los resultados de cualquier modelo de erosión, siempre que los resultados estén a escala diaria. Por otra parte, al no depender del tipo de terreno, es posible extender su uso a zonas no agrícolas, siempre que se respeten sus limitaciones.

La utilización de un modelo simple como guía de diseño para construir filtros vegetacionales tiene como objetivo el desarrollo de agricultura más sustentable en Chile. Si bien es posible obtener diseños más precisos utilizando modelos de base física, el nivel técnico y los recursos requeridos son muchas veces un obstáculo para su implementación. El modelo desarrollado es una alternativa más simple para el diseño de filtros vegetacionales, cuyo fin es mejorar la calidad del agua de los cauces nacionales.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento entregado por la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica CONICYT/FONDECYT/Regular 1130928, así como la colaboración de Valeria Salas, Hue Bin Kim, Agustín Guinez y Francisco Pérez en el desarrollo de esta investigación.

## REFERENCIAS

- Abu-Zreig, M. (2001). Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: simulation study using VFSMOD. *Hydrological Processes*, 15(8), 1477–1488.
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., Van Griensven, A., Van Lieu, M.W., Kannan, N., Jha, M.K. (2012). SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H. (1998). Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568.
- Chaubey, I., Edwards, D. R., Daniel, T. C., Moore Jr., P. A., Nichols, D. J. (1995). Effectiveness of vegetative filter strips in controlling losses of surface-applied poultry litter constituents. *Transactions of the ASAE*, 38(6), 1687–1692.

- CIREN. (2010). Determinación de la Erosión Actual y Potencial de los Suelos de Chile. Centro de Información de Recursos Naturales, Santiago, Chile.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H., Lee, D., Mostaghimi, S., Shanholtz, V. O. (1988). Evaluation of Vegetative Filter Strips as a Best Management Practice for Feed Lots. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 60(7), 1231–1238.
- Escobar, F., Aceituno, P. (1998). Influencia del fenómeno ENSO sobre la precipitación nival en el sector andino de Chile central durante el invierno. *Bulletin de l'Institut Français D'études Andines*, 27(3), 753–759.
- Farhan, Y., Zregat, D., Farhan, I. (2013). Spatial Estimation of Soil Erosion Risk Using RUSLE Approach, RS, and GIS Techniques: A Case Study of Kufranja Watershed, Northern Jordan. *Journal of Water Resource and Protection*, 5(December), 1247–1261.
- Flanagan, D. C., Nearing M. A. (eds) (1995). USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 11, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA Agricultural Research Service, West Lafayette, Indiana.
- Foster, G.R., Flanagan, D.C., Nearing, M.A, Lane, L.J., Risse, L.M., Finkner, S.C. (1995). Chapter 11. Hillslope erosion component. En: Flanagan, D.C., Nearing, M.A. (eds) (1995). USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSERL Report No. 11, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA Agricultural Research Service, West Lafayette, Indiana.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., Arnold, J. G. (2007). The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the Asabe*, 50(4), 1211–1250.
- Gharabaghi, B., Rudra, R. P., Goel, P. K. (2006). Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41(3), 275–282.
- Han, J., Wu, J. S., Allan, C. (2005). Suspended sediment removal by vegetative filter strip treating highway runoff. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering*, 40(8), 1637–1649.
- INE. (2007). VII Censo Agropecuario y Forestal. Santiago, Instituto Nacional de Estadísticas, Santiago, Chile.
- Jin, C. X., Romkens, M. J. M. (2000). Experimental Studies of Factors in Determining Sediment Trapping in Vegetative Filter Strips. *Soil and Water Division of ASAE*, 44(2), 277–288.

- Krutz, L. J., Senseman, S. A., Zablotowicz, R. M., Matocha, M. A. (2005). Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. *Weed Science*, 53(3), 353–367.
- Laflen, J. M., Lane, L. J., Foster, G. R. (1991). WEPP A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1), 34–38.
- Lin, L., Deng, Z.-Q., Gang, D. D. (2009). Nonpoint Source Pollution. *Water Environment Research*, 81(10), 1996–2018.
- Lobo, G.P., Frankenberger, J.R., Flanagan, D.C., Bonilla, C.A., 2015. Evaluation and improvement of the CLIGEN model for storm and rainfall erosivity generation in Central Chile. *Catena* 127, 206–213.
- Muñoz-Carpena, R., Parsons, J. E. (2004). A Design Procedure for Vegetative Filter Strips Using VFSMOD - W. *Transactions of the ASAE*, 47(6), 1933–1942.
- Nuéz, A., Lopez, E., Diaz-Fierros, F. (1995). Vegetated filter strips for wastewater purification: A review. *Bioresource Technology*, 51(1), 13–22.
- Osborne, L. L., Kovacic, D. A. (1995). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Biological Conservation*, 71(2), 215.
- Pizarro, J., Vergara, P. M., Rodríguez, J. a., Sanhueza, P. A., Castro, S. A. (2010). Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 608–613.
- Sabbagh, G. J., Fox, G. A., Kamanzi, A., Roepke, B., Tang, J. Z. (2009). Effectiveness of vegetative filter strips in reducing pesticide loading: quantifying pesticide trapping efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 762–771.
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G., Hoagland, K. D. (1999). Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. *Journal of Environment Quality*, 28(5), 1479–1489.
- Schultz, J., Robinson, C. A., Cruse, R. M. (1992). Effectiveness of vegetative filter strips. Ames, Iowa: Leopold Center for Sustainable Agriculture.
- USDA. (1988). Soil Conservation service field office technical guide. USDA Soil Conservation Service, Washington D.C..
- White, M. J., Arnold, J. G. (2010). Development of a simplistic strip model for sediment and nutrient retention at the field scale. *Hydrological Processes*, 23(1), 1602–1616.
- Zhou, Z. C., Gan, Z. T., Shangguan, Z. P. (2013). Sediment trapping from hyperconcentrated flow as affected by grass filter strips. *Pedosphere*, 23(3), 372–375.