

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

**DESARROLLO DE UN MODELO PREDICTIVO PARA LA ESTIMACIÓN DE  
ARRASTRE DE AGROQUÍMICOS A ESCALA DE LADERA EN LA ZONA CENTRAL  
DE CHILE**

**HÉCTOR VENEGAS<sup>1</sup>**  
**MARÍA PAZ LAGOS<sup>2</sup>**  
**ROCÍO A. CÉSPEDES<sup>3</sup>**  
**CARLOS A. BONILLA<sup>4</sup>**

**RESUMEN**

El uso excesivo de agroquímicos en la agricultura representa un riesgo para los suelos y aguas debido a que éstos pueden afectar distintos procesos y ciclos en el medio ambiente. De acuerdo a esto, el objetivo de esta investigación fue desarrollar un modelo simple para la estimación de la tasa de enriquecimiento de agroquímicos en el sedimento en base a superficie específica, además de la composición del sedimento erodado. Para ello se modelaron datos reales provenientes de 28 estaciones meteorológicas y de 56 series de suelos mediante el Water Erosion Prediction Project WEPP model. Se utilizaron más de 3.000 eventos de erosión para generar y calibrar ecuaciones para la estimación de la tasa de enriquecimiento y la fracción de arcilla en el sedimento a partir de la composición de la matriz del suelo y la magnitud del evento. Las ecuaciones fueron validadas utilizando más de 6.000 eventos, obteniéndose estimaciones con una  $r^2 > 0.70$ . El modelo así desarrollado se puede utilizar en la evaluación de prácticas de conservación de suelo y el agua y acoplar fácilmente a modelos de erosión hídrica.

---

<sup>1</sup> Alumno de Magister en Ciencias de la Ingeniería, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – [hvenegas@uc.cl](mailto:hvenegas@uc.cl)

<sup>2</sup> Alumno de Magister en Ciencias de la Ingeniería, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – [mplagos1@uc.cl](mailto:mplagos1@uc.cl)

<sup>3</sup> Alumno de Magister en Ciencias de la Ingeniería, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – [racesped@uc.cl](mailto:racesped@uc.cl)

<sup>4</sup> Profesor Asociado, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – [cbonilla@ing.puc.cl](mailto:cbonilla@ing.puc.cl)

## 1. INTRODUCCIÓN

Los principales procesos que controlan el destino y transporte de un agroquímico son la absorción en la vegetación, degradación, volatilización, decaimiento, infiltración, evaporación, drenaje y escorrentía (Köhne et al., 2009). En el caso particular de la escorrentía, debido a la capacidad del suelo para absorber agroquímicos, los sedimentos erodados se convierten en un sumidero no deseado de productos químicos (Corwin y Farmer, 1984).

Diversos estudios han investigado la relación agroquímico-sedimento, cuantificando la cantidad de producto transportado en el sedimento durante en un evento de erosión hídrica (Ghadiri y Rose, 1993; Rickson, 2014). Sin embargo, la medición de la concentración de agroquímicos mediante la obtención de muestras en terreno y análisis químico tiene un alto valor económico, lo cual limita la cantidad de muestras que se habitualmente se pueden analizar. Por ello se han desarrollado diversas herramientas de simulación y modelos matemáticos para predecir la ocurrencia de estos fenómenos de contaminación y reducir así los efectos negativos en el ambiente. Así, los modelos predictivos más empleados han sido GLEAMS (Leonard et al., 1987), CREAMS (Knisel, 1980), EPIC (Williams, 1995), OPUS (Smith, 1992), SWAT (Neitsch et al., 2005), PRZM (Carousel et al., 2005) y RZWQM (Ahuja et al., 2000). Estos modelos cuantifican la cantidad de agroquímicos en el material erodado de acuerdo a la siguiente relación (Ecuación 1):

$$ASED = A \times Cs \times ER \quad (1)$$

donde  $ASED$  es la cantidad de agroquímico en el sedimento generado por un evento de erosión hídrica ( $t \text{ ha}^{-1}$ ),  $A$  es la magnitud del evento de erosión ( $t \text{ ha}^{-1}$ ),  $Cs$  es la concentración del agroquímico en el suelo antes del evento hídrico ( $g \text{ g}^{-1}$ ) y  $ER$  es la tasa de enriquecimiento (adimensional).

La tasa de enriquecimiento representa la relación entre la concentración de un componente (arena, limo, arcilla, fósforo, nitrógeno o materia orgánica) en el sedimento transportado y la concentración del mismo componente en la matriz del suelo. Leonard et al. (1987) definieron la tasa de enriquecimiento como la relación entre la superficie específica del sedimento y la superficie específica de la matriz del suelo. De esta forma es posible estimar de mejor forma el destino y transporte de los agroquímicos ya que a mayor superficie específica, mayor es el potencial de adsorción del suelo (Miller et al., 2009). Así, la tasa de enriquecimiento de superficie específica en un evento de erosión hídrica se calcula de la siguiente forma:

$$ER = \frac{SSA_{Sed}}{SSA_{Soil}} \quad (2)$$

donde  $SSA_{Sed}$  es la superficie específica del sedimento y  $SSA_{Soil}$  es la superficie específica de la matriz del suelo. Esta última se calcula de acuerdo a la Ecuación (3):

$$SSA_{Soil} = \frac{orgmat \times ssaorg}{1,73} + \frac{sand \times ssasnd + silt \times ssaslt + clay \times ssacly}{1 + orgmat} \quad (3)$$

donde *orgmat*, *sand*, *silt* y *clay* corresponden a las fracciones de materia orgánica, arena, limo y arcilla de la matriz del suelo, respectivamente, y *ssaorg*, *ssasnd*, *ssaslt* y *ssaorg* corresponden a las superficies específicas del carbono orgánico, arena, limo y arcilla, respectivamente. La superficie específica del sedimento se calcula de la siguiente forma:

$$SSA_{Sed} = \sum_{i=1}^5 f_{out}(i) \left[ \frac{f_{rorg}(i) \times ssaorg}{1,73} + \frac{f_{rsnd}(i) \times ssasnd + f_{rslt}(i) \times ssaslt + f_{rcly}(i) \times ssacly}{1 + f_{rorg}(i)} \right] \quad (4)$$

donde *f<sub>rorg</sub>(i)*, *f<sub>rsnd</sub>(i)*, *f<sub>rslt</sub>(i)* y *f<sub>rcly</sub>(i)* corresponden a las fracciones de materia orgánica, arena, limo y arcilla en cada clase de partícula (arcilla libre, limo libre, arena libre, agregados pequeños y agregados grandes).

La superficie específica depende de la distribución de tamaño de partículas del suelo. La arcilla posee la mayor superficie específica (20 a 800 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) por lo que es una de las partículas más importantes en lo que se refiere al transporte de contaminantes (Foster et al., 1985). Sin embargo, la superficie específica varía de acuerdo a la mineralogía del suelo (Rhoton et al., 1979), dato escasamente disponible y que dificulta el cálculo de la distribución del tamaño de partículas en el sedimento (Leonard et al., 1987; Nearing et al., 1989). A pesar de lo anterior, Sharpley (1985) reportó una relación lineal entre la tasa de enriquecimiento en términos de concentración en el sedimento con la tasa de enriquecimiento de superficie específica. Por tanto, el cálculo de la distribución de tamaño de partículas en masa proporciona una buena estimación inicial para obtener la tasa de enriquecimiento de superficie específica.

En Chile, el 72% de la actividad agrícola se concentra en la zona central, un área altamente vulnerable a la erosión hídrica debido a la combinación de suelos, pendientes, climas y prácticas de manejo (Bonilla y Vidal, 2011; Bonilla y Johnson, 2012). Además, en la última década el uso de agroquímicos ha aumentado en un 200% (SAG, 2001, 2012). Debido a lo anterior, se hace necesaria la cuantificación del transporte de contaminantes durante los eventos de erosión hídrica, para lo cual es indispensable el cálculo de la tasa de enriquecimiento y, en particular, de la fracción de arcilla en el sedimento. Así, el objetivo de esta investigación fue desarrollar un modelo sencillo para calcular la tasa de enriquecimiento de superficie específica y la composición del sedimento erodado.

## METODOLOGÍA

El estudio se desarrolló en la zona central de Chile entre los paralelos 32°S y 40°S, la cual posee un alto valor agrícola y forestal. Se utilizaron 56 series de suelo escogidas según su área de influencia como representativas de los suelos de la zona. Las descripciones de estas series se obtuvieron del Centro de Información de Recursos Naturales CIREN. La información climática utilizada corresponde a 28 estaciones meteorológicas pertenecientes a la Dirección General de Aguas y al Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (Tabla 1). Cada suelo fue asociado con las estaciones meteorológicas más cercanas, identificando así 83 sitios. Debido a la gran área de influencia de algunos suelos, estos fueron asociados con más de una estación; sin embargo, la mayoría de los suelos se asoció con una estación.

**Tabla 1.** Estaciones meteorológicas utilizadas en el estudio.

| Estación           | Latitud | Longitud | Elevación<br>(m.s.n.m.) | Precipitación<br>(mm/año) |
|--------------------|---------|----------|-------------------------|---------------------------|
| Pedernal           | 32° 5'  | 70° 48'  | 1100                    | 40                        |
| Sobrante           | 32° 14' | 70° 47'  | 810                     | 46                        |
| Quillota           | 32° 54' | 71° 13'  | 130                     | 35                        |
| Lliu Lliu          | 33° 6'  | 71° 13'  | 260                     | 139                       |
| Pirque             | 33° 40' | 70° 35'  | 670                     | 183                       |
| Melipilla          | 33° 41' | 71° 12'  | 170                     | 136                       |
| Rengo              | 34° 25' | 70° 52'  | 310                     | 169                       |
| Popeta             | 34° 26' | 70° 47'  | 400                     | 152                       |
| Central Las Nieves | 34° 30' | 70° 43'  | 700                     | 287                       |
| Potrero Grande     | 35° 11' | 71° 6'   | 460                     | 316                       |
| Fundo el Peral     | 35° 24' | 71° 47'  | 110                     | 353                       |
| Colorado           | 35° 38' | 71° 16'  | 420                     | 532                       |
| Melozal            | 35° 46' | 71° 47'  | 110                     | 227                       |
| Ancoa Embalse      | 35° 54' | 71° 17'  | 430                     | 532                       |
| Bullileo           | 36° 17' | 71° 25'  | 600                     | 1236                      |
| Chillán Viejo      | 36° 38' | 72° 6'   | 125                     | 511                       |
| Colhueco           | 36° 39' | 71° 48'  | 300                     | 709                       |
| Caracol            | 36° 39' | 71° 23'  | 620                     | 972                       |
| Diguillin          | 36° 52' | 71° 39'  | 670                     | 770                       |
| Quilaco            | 37° 41' | 71° 60'  | 225                     | 786                       |
| Cerro el Padre     | 37° 47' | 71° 52'  | 400                     | 1067                      |
| El Vergel Angol    | 37° 49' | 72° 39'  | 75                      | 307                       |
| Contulmo           | 38° 1'  | 73° 14'  | 25                      | 236                       |
| Traiguen           | 38° 15' | 72° 40'  | 170                     | 506                       |
| Manzanar           | 38° 28' | 71° 42'  | 790                     | 831                       |
| Pueblo Nuevo       | 38° 44' | 72° 34'  | 100                     | 444                       |
| Freire Sendos      | 38° 58' | 72° 37'  | 100                     | 316                       |
| Pucón              | 39° 17' | 71° 57'  | 230                     | 1042                      |

La modelación se realizó mediante el Water Erosion Prediction Project WEPP model a escala de ladera. El modelo WEPP utiliza la ecuación de continuidad de sedimentos en estado estacionario para simular la erosión que ocurre en los regueros y entre-regueros, proporcionando información sobre la descarga de sedimentos como valor total y distribuido según el tamaño de partícula (Nearing et al., 1989). WEPP utiliza información de clima, suelo, topografía y vegetación para calcular la hidrología, el balance hídrico, crecimiento de plantas, acumulación de residuos y descomposición de ellos.

El modelo climático CLIGEN (Nicks et al., 1995) es utilizado por WEPP para simular la precipitación diaria y la distribución de las tormentas. Los archivos de entrada para CLIGEN fueron construidos para cada estación en base a los datos reales de precipitación diaria y horaria. El método de calibración desarrollado por Lobo et al. (2015) fue utilizado para mejorar la precisión de CLIGEN en la generación de tormentas. La información del suelo utilizada (Tabla 2) incluyó la textura, porcentaje de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico CIC. Para la topografía se utilizó una ladera compleja de tres segmentos. El primer segmento de esta ladera se definió de 100 m de largo y 10% de pendiente, el segundo segmento de 70 m de largo y 4% de pendiente, y, por último, el tercer segmento de 30 m de longitud y pendiente de 1%. Esta configuración permite que exista desprendimiento, transporte y sedimentación en la ladera, lo cual es necesario para el estudio de tasas de enriquecimiento y distribución del tamaño de partículas en el sedimento (Bonilla et al., 2007). Se utilizó una condición de suelo desnudo y laboreo suave para impedir la formación de una costra en la superficie, teniendo la misma configuración de ladera que fue detallada en el estudio de Bonilla et al. (2007).

**Tabla 2.** Variabilidad en las propiedades de los suelos utilizados

| Propiedad            | Min | Max  | Promedio |
|----------------------|-----|------|----------|
| Arcilla (%)          | 0,0 | 52,6 | 24,1     |
| Arena (%)            | 5,2 | 95,6 | 36,7     |
| Limo (%)             | 4,4 | 79,9 | 39,2     |
| Materia orgánica (%) | 0,7 | 20,7 | 5,5      |
| CIC (meq/100g)*      | 1,2 | 58,8 | 23,6     |

\*Capacidad de intercambio catiónico

Los resultados obtenidos con WEPP se analizaron a escala de eventos de erosión. Los sitios modelados se dividieron en dos grupos. El primer grupo consistió en 28 sitios con suelos y climas distintos. Este grupo se utilizó para la generación y calibración de los modelos predictivos. Los sitios restantes se utilizaron para validar el modelo generado. La evaluación de los modelos se realizó calculando la eficiencia del modelo ME, el coeficiente de determinación  $r^2$  y la raíz del error cuadrático medio RMSE. La eficiencia del modelo se calculó de la siguiente manera (Nash y Sutcliffe, 1970):

$$ME = 1 - \frac{\sum (P_i - O_i)^2}{\sum (O_i - \bar{O})^2} \quad (5)$$

donde  $\bar{O}$  es la media de los datos obtenidos con WEPP y  $P_i$  y  $O_i$  son los valores predichos por la ecuación generada y los observados en WEPP, respectivamente. De acuerdo al valor de la eficiencia del modelo, la capacidad predictiva de un modelo se puede considerar buena ( $ME \geq 0.7$ ), satisfactoria ( $0.4 < ME < 0.7$ ) o insatisfactoria ( $ME \leq 0.4$ ).

## 2. RESULTADOS

### Tasa de enriquecimiento

La modelación de los sitios designados para calibración consistió en 3.028 eventos de lluvia-escorrentía. Mediante estos datos se evaluó la relación para la tasa de enriquecimiento de superficie específica con diferentes variables climáticas y de suelo. Los resultados mostraron que el contenido de arena de la matriz del suelo ( $r^2 = 0,43$ ) y la erodabilidad del suelo ( $r^2 = 0,39$ ) fueron las variables que se relacionaron mejor con la tasa de enriquecimiento. La precipitación, escorrentía, intensidad de la lluvia, magnitud del evento, concentración de sedimento erodado y contenido de arcilla logran explicar, individualmente, menos del 25% de la variabilidad del enriquecimiento. Esto es opuesto a lo encontrado por Sharpley (1980) y Menzel (1980), quienes concluyeron que la escorrentía, concentración de sedimento erodado e intensidad de la lluvia tienen una estrecha relación con la tasa de enriquecimiento generada en un evento de erosión hídrica. En este estudio no se observaron dichas relaciones, lo cual puede deberse a las características climatológicas y de suelo de la zona Central de Chile.

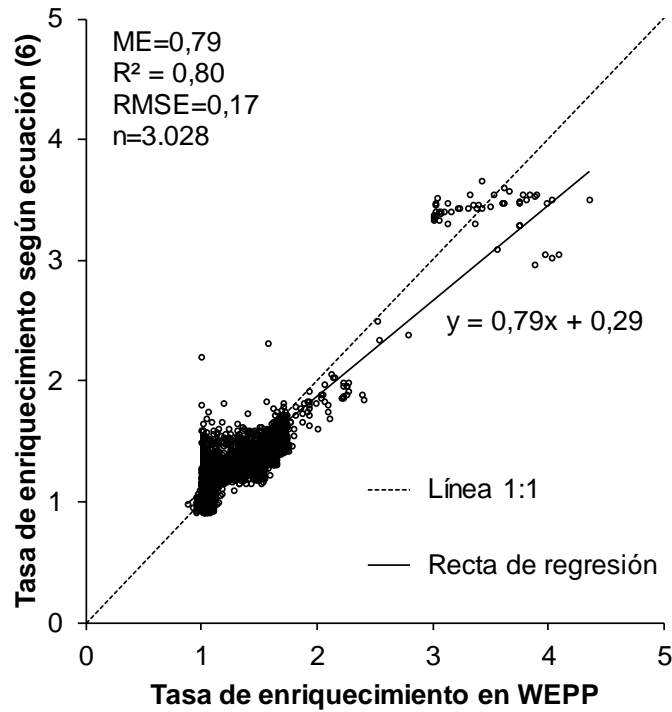
A partir de los resultados anteriores, se identificó el grupo de variables que permitiesen explicar con mayor precisión la tasa de enriquecimiento. En particular, se encontró una regresión polinomial entre el contenido de arena en la matriz del suelo y la magnitud del evento para calcular la tasa de enriquecimiento. La adición de otras variables a dicha combinación no incrementó la precisión de la estimación. La ecuación así encontrada fue la siguiente:

$$ER = 2,70 \times arena^{2,80} + 0,24 \times A^{0,247} + 0,88 \quad (6)$$

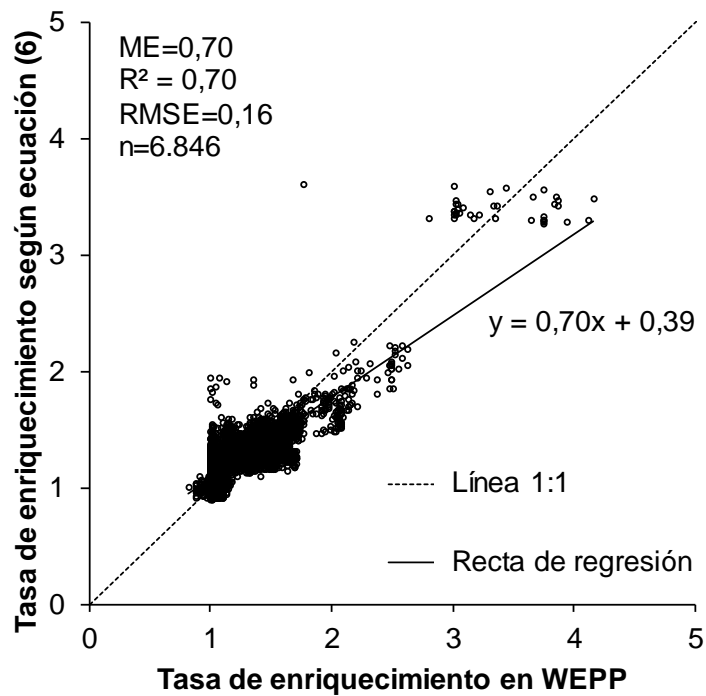
donde *arena* es la fracción de arena de la matriz del suelo y *A* es la magnitud del evento de erosión ( $t \text{ ha}^{-1}$ ). Esta ecuación explica alrededor del 80% de la variación en la tasa de enriquecimiento y posee una eficiencia del modelo de 0,79 (Figura 1). La ecuación (6) se comparó con la primera ecuación para calcular la tasa de enriquecimiento desarrollada por Menzel (1980), la cual muestra una relación logarítmica entre la magnitud del evento y la tasa de enriquecimiento. Para el grupo de calibración, el rendimiento de la ecuación de Menzel (1980) fue bajo ( $r^2 < 0,13$ ).

La ecuación (6) fue validada con el segundo grupo de sitios compuesto por 6.846 eventos de lluvia-escorrentía. Los resultados mostraron que esta nueva ecuación explica alrededor del 70% de la variación en la tasa de enriquecimiento con una eficiencia del modelo de 0,69 (Figura 2). De esta forma se concluye que la ecuación generada permite explicar adecuadamente la variación de la tasa de enriquecimiento en eventos de erosión hídrica.

Si bien los resultados son satisfactorios, aún es necesario investigar el efecto que la configuración de la ladera posee sobre la tasa de enriquecimiento. Menzel (1980) demostró que el suelo tiende a enriquecerse con la misma tendencia independiente de las propiedades de la ladera, por lo que se espera que el modelo generado funcione adecuadamente con distintas configuraciones.



**Figura 1.** Tasa de enriquecimiento de superficie específica generada con WEPP versus tasa de enriquecimiento modelada por la ecuación (6) para los sitios de calibración.



**Figura 2.** Tasa de enriquecimiento de superficie específica generada con WEPP versus tasa de enriquecimiento modelada por la ecuación (6) para los sitios de validación.

## Distribución de tamaño de partículas

En el grupo de sitios de calibración las partículas de arcilla, limo y arena en el sedimento presentaron distribuciones de tamaño promedio de 40%, 43% y 17% respectivamente (Tabla 3). El contenido menor de arcilla y limo se registró en un mismo evento, el cual tomó lugar en el sitio de suelo Arenales (96% de arena en la matriz) y estación meteorológica Diguillín. En tanto, el mayor contenido de arcilla se registró en el mismo evento que genera el menor contenido de arena en el sedimento. Dicho evento ocurrió en el suelo Collipulli (45% de arcilla en la matriz) y la estación meteorológica Cerro El Padre. El mayor contenido de limo en el sedimento se registró en el suelo Santa Bárbara con la estación meteorológica Manzanar. Este suelo registró el mayor contenido de limo en la matriz (73%).

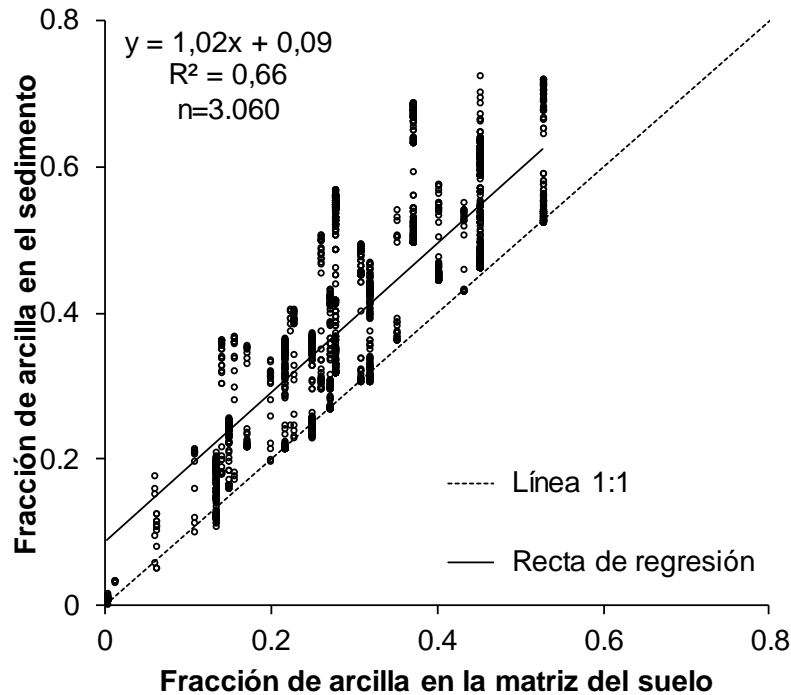
**Tabla 3.** Distribución de tamaño de partículas en el sedimento (sitios de calibración).

|          | Arcilla (%) | Limo (%) | Arena (%) |
|----------|-------------|----------|-----------|
| Mínimo   | 0,3         | 3,5      | 0,0       |
| Máximo   | 72,7        | 82,2     | 96,2      |
| Promedio | 40,0        | 43,4     | 16,6      |

Diversos estudios muestran relaciones entre distintas variables y la distribución de partículas en el sedimento. Zhang et al. (2011) reportaron que a medida que la intensidad de lluvia aumenta, el contenido de arcilla en el sedimento disminuye. Los sitios de calibración no mostró una relación clara entre la intensidad de lluvia y el contenido de arcilla en el sedimento ( $r^2 < 0,1$ ). Slattery y Burt (1997) encontraron una relación inversa entre la escorrentía y el contenido de partículas finas en el sedimento. Las partículas finas en el set de calibración no mostraron relación con la escorrentía ( $r^2 < 0,1$ ). No se encontraron relaciones entre la precipitación, magnitud del evento, grado de saturación y la distribución de tamaño de partículas pero sí se encontró una relación con la matriz de suelo.

Para la fracción de arcilla en el sedimento se encontró una relación directa con el contenido de arcilla en la matriz ( $r^2 = 0,89$ ) que podría ser utilizada como criterio para estimar la fracción de arcilla en el sedimento. Sin embargo, en WEPP se considera que para cada evento las partículas se desprenden en igual proporción que la matriz de suelo. Por lo tanto, para un mismo suelo se desprenderá siempre el mismo contenido de arcilla pero la fracción de salida variará debido a la depositación selectiva que se produce a lo largo de la ladera (Foster et al., 1995). Dado lo anterior, utilizar solamente la matriz de suelo para predecir la distribución de tamaño de partículas en el sedimento correspondería a los resultados observados en la Figura 3.





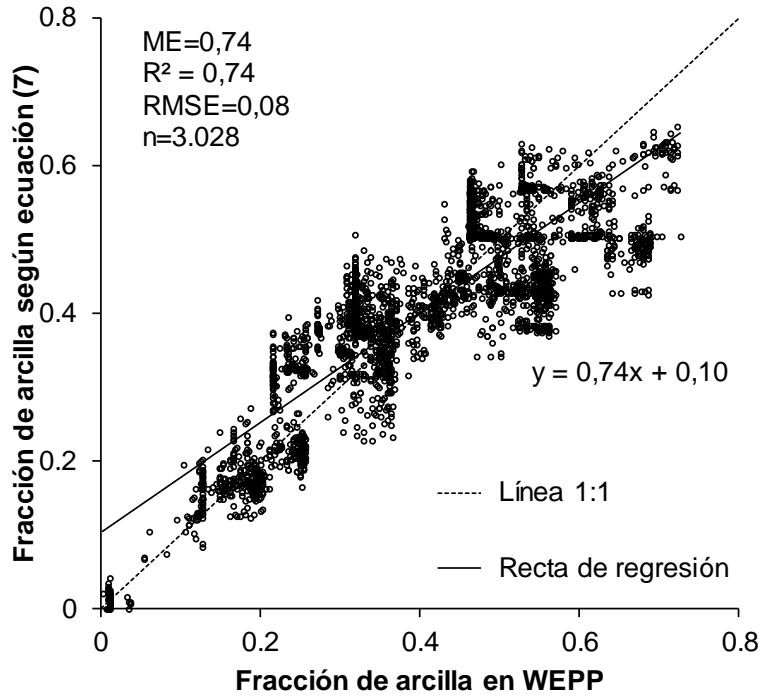
**Figura 3.** Relación entre la fracción de arcilla en la matriz de suelo y la fracción de arcilla en el sedimento simulado con WEPP.

Dado que sólo fue posible encontrar relaciones con la matriz de suelo, se determinó que las fracciones de salida responden a un conjunto de variables y no a una sola variable en particular. Por ello se ajustó una serie de relaciones polinómicas utilizando las variables climáticas y de suelo ya mencionadas. Finalmente se identificaron tres variables que en su conjunto permiten explicar el comportamiento de la fracción de arcilla del sedimento: la magnitud del evento ( $t\ ha^{-1}$ ) y el contenido de arcilla y limo en la matriz en el suelo. La ecuación así resultante es la siguiente:

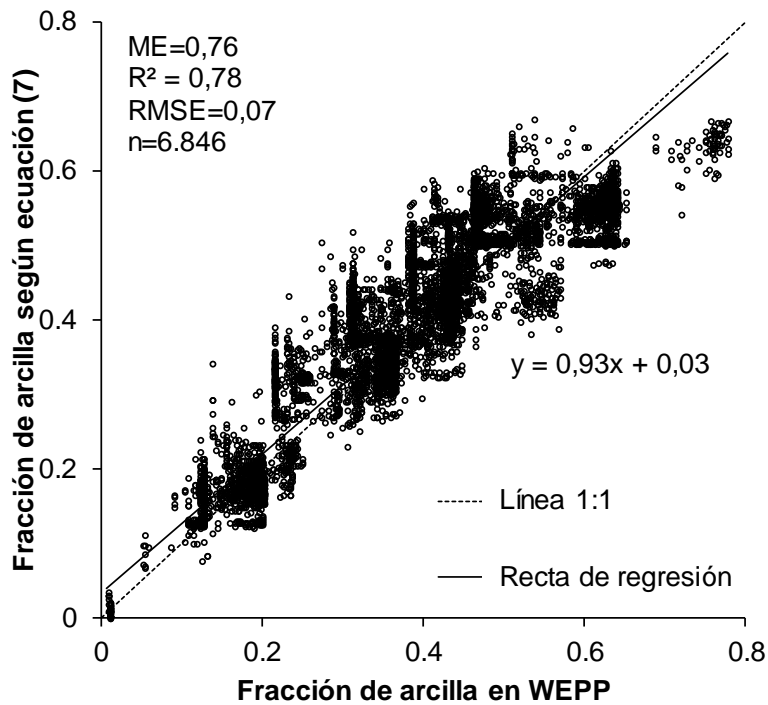
$$frcly = 1,15 \times arcilla^{0,42} - 3,60 \times limo^{0,05} + 3,21 \quad (7)$$

donde *frcly* representa la fracción de arcilla a la salida, *arcilla* corresponde a la fracción de arcilla en la matriz, *limo* corresponde la fracción de limo en la matriz y *A* es la erosión ( $t\ ha^{-1}$ ). Esta ecuación fue obtenida utilizando los sitios de calibración y tiene  $r^2 = 0,74$  y  $ME = 0,74$  (Figura 4).

La ecuación (7) fue validada con el segundo grupo de sitios, cuyas características se muestran en la Tabla 4. En dicho grupo las partículas de arcilla, limo y arena presentaron un enriquecimiento promedio en masa de 1,6, 1,1 y 0,5, respectivamente. Se observó que a mayor contenido de una fracción en la matriz, mayor es su proporción en el sedimento. Para los datos obtenidos con este grupo la ecuación (7) se obtuvo un  $r^2 = 0,78$  y  $ME = 0,76$  (Figura 5).



**Figura 4.** Fracción de arcilla en el sedimento generada por WEPP versus fracción de arcilla en el sedimento modelada por la ecuación (7) en grupo de calibración.



**Figura 5.** Fracción de arcilla en el sedimento generada por WEPP versus fracción de arcilla en el sedimento modelada por la ecuación (7) en grupo de validación.

**Tabla 4.** Distribución de tamaño de partículas en el sedimento (set de validación).

|          | Arcilla (%) | Limo (%) | Arena (%) |
|----------|-------------|----------|-----------|
| Mínimo   | 0,8         | 10,5     | 0,6       |
| Máximo   | 77,7        | 88,9     | 88,8      |
| Promedio | 38,5        | 50,0     | 11,5      |

### 3. CONCLUSIONES

Por su afinidad con las partículas más finas del suelo, la tasa de enriquecimiento y la fracción de arcilla en el sedimento son parámetros clave para determinar el transporte de agroquímicos en procesos de erosión hídrica. Por ello se desarrollaron relaciones para la zona central de Chile para predecir de forma simple el enriquecimiento de superficie específica y el contenido de arcilla en el material erodado en eventos de erosión hídrica. La generación de estas ecuaciones se logró utilizando un grupo amplio de texturas de suelo y datos climatológicos, lo que también les otorga mayores probabilidades de obtener resultados precisos al emplearlas en otras zonas de Chile distintas a las que usaron en su elaboración. El modelo desarrollado provee un mejor entendimiento y mayor precisión en la predicción del transporte y destino de agroquímicos en suelos que han sido sometidos a laboreo, siendo aplicable para la evaluación de prácticas de conservación de suelo y el agua. Así, debido a su buena capacidad predictiva, representan un avance para la modelación de la calidad de las aguas.

### AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada con recursos del proyecto CONICYT/FONDECYT/Regular 1130928. Los autores agradecen también la información meteorológica proporcionada por la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas de Chile.

### REFERENCIAS

Ahuja, L.R., Rojas, J.D., Hanson, J.D., Shaffer, M.J, y Ma, L. (2000). Root Zone Water Quality Model: Modeling Management Effects on Water Quality and Crop Production. Water Resources Publications, LLC, Highland Ranch, CO. 372.

Bonilla, C., Norman, J.M., y Molling, C.C. 2007. Water erosion estimation in topographically complex landscapes: model description and first verifications. *Soil Science Society of America Journal*. 71(5): 1524–1537.

Bonilla, C., y Vidal, K. 2011. Rainfall erosivity in central Chile. *Journal of Hydrology*, 410 (1-2), 126–133.

Bonilla, C., y Johnson, O. 2012. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma*, 189-190, 116–123.

Carousel, R, Imhoff, J., Hummel, P., Cheplick, J., y Donigian, A. 2005. PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.12.2. US EPA, Office of Research and Development, Washington, D.C., E.E.U.U.

Corwin, D., y Farmer, W. 1984. An assessment of the significant physicochemical interactions involved in pesticide diffusion within a pesticide-sediment-water system. *Chemosphere*, 13, 1295-1317.

Foster, G.R., Young, R.A., y Neibling, W.H. 1985. Sediment Composition for Nonpoint Source Pollution Analyses. *Transactions of the ASAE*, 28, 133–139.

Foster, G.R., Flanagan, D.C., Nearing, M.A., Lane, L.J, Risse, L.M., y Finkner, S.C. 1995. Chapter 11. Hillslope erosion component. In *USDA Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. D.C. Flanagan and M.A. Nearing, eds. NSERL Report No 10. West Lafayette: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory)

Ghadiri, H., y Rose, C. 1993. Water erosion processes and the enrichment of sorbed pesticides. Part 1. Enrichment Mechanisms and the degradation of applied pesticides. *Journal of Environmental Management*, 37, 23-35.

Knisel, W.G. 1980. CREAMS: A Fieldscale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA, Science and Education Administration, Conservation Report No. 26, Washington, D.C., E.E.U.U.

Köhne, J., Köhne, S., y Šimůnek, J. 2009. A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104, 36-60.

Leonard, R. A., Knisel, W. G., y Still, D. A. 1987. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Transactions of the ASAE.*, 30, 1403-1418.

Lobo, G. P., Frankenberger, J. R., Flanagan, D. C., y Bonilla, C. A. 2015. Evaluation and improvement of the CLIGEN model for storm and rainfall erosivity generation in Central Chile. *Catena*, 127, 206–213.

Menzel, R. G. 1980. Enrichment ratios for water quality modeling. CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems Conservation Research Report Number 26, May, 1980. p 486-492.

Miller, N., Quinton, J., Barberis, E., y Presta, M. 2009. Variability in the mobilization of sediment and phosphorus across 13 European soils. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 742–50.

Nash, J., y Sutcliffe, J. 1970. River flow forecasting through conceptual model. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290.

Nearing, M., Foster, G., Lane, L., y Finkner, S. 1989. A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction Project technology. *Transactions of the ASAE*, 32(5), 1587–1593.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., y Williams, J.R. 2005. Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation, Version 2005, Texas, USA.

Nicks, A., Lane, L., y Gander, G. 1995. Chapter 2: Weather generator. In *USDA Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. D.C. Flanagan and M.A. Nearing, eds. NSERL Report No 10. West Lafayette: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory).

Rhoton, F.E., Smeck, N.E., y L.P. Wilding. 1979. Preferential Clay Mineral Erosion from Watersheds in the Maumee River Basin. *Journal of Environmental Quality*. 8(4): 547–550.

Rickson, R. 2014. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Science of the Total Environment*, 468-469, 1187-1197.

SAG (Servicio Agrícola y Ganadero). 2001. Declaración de ventas de plaguicidas de uso agrícola año 2001. Ministerio de Agricultura. Sub-Departamento de Plaguicidas y Fertilizantes, Santiago, Chile.

SAG (Servicio Agrícola y Ganadero). 2012. Declaración de ventas de plaguicidas de uso agrícola año 2012. Ministerio de Agricultura. Sub-Departamento de Plaguicidas y Fertilizantes, Santiago, Chile.

Sharpley, A. 1980. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediment. *Journal of Environmental Quality*, 9(3), 521-526.

Slattery, M.C., y Burt, T.P. 1997. Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. *Earth Surface Processes and Landforms* 22(8): 705–719

Smith, R.E. 1992. Opus: An integrated simulation model for transport of non-point source pollutants at the field scale, Vol. I Documentation. USDA. Agriculture Research Service, ARS-98, 120.

Williams, J. 1995. Chapter 25: The EPIC model. In V.P. Singh (ed) *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publication, 909-1000.

Zhang, G.H., Liu, G.B., Wang, G.L., y Wang, Y.X. 2011. Effects of vegetation cover and rainfall intensity on sediment-associated nitrogen and phosphorus losses and particle size composition on the Loess Plateau. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66(3), 192–200.