

Rev. FCA UNCUYO. 2014. 46(2): 83-96. ISSN impreso 0370-4661. ISSN (en línea) 1853-8665.

Estimación de escenarios de contaminación por coliformes fecales en una microcuenca de la Pampa Ondulada de Argentina mediante el empleo de un modelo predictivo

Estimation of fecal coliforms contamination scenarios in a microbasin of the Rolling Pampa of Argentina by using a predictive model

Filipe Behrends Kraemer ¹, Celio Ignacio Chagas ¹, Gabriel Vázquez-Amábile ², Marta Paz ³, Juan Agustín Moretton ³

Originales: Recepción: 13/11/2013 - Aceptación: 30/07/2014

RESUMEN

Se evaluó la dinámica de contaminación biológica en una microcuenca con uso ganadero de la Pampa Ondulada de Argentina, mediante el coeficiente de partición bacteriano (BactKdQ) del modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Se simularon escenarios de contaminación para dos cargas ganaderas (0,5 y 1 equivalente vaca por ha), utilizando dos valores de BactKdQ: el propuesto por el SWAT ($175 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$) y uno real medido *in situ* ($10 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$). Para el escenario real se corroboró la íntima relación entre los eventos de precipitaciones - escurrimientos y la contaminación biológica de los cursos de agua. Los valores reales de BactKdQ, aún siendo bajos, incidieron de forma significativa en la dinámica de transporte de coliformes fecales. Por ende, es de interés la inclusión de parámetros como el BactKdQ medidos localmente y no de aquellos que el modelo SWAT incluye por defecto. Además, se pudo observar una importante concentración de coliformes fecales en la microcuenca, señalándola como un ambiente de alto riesgo de contaminación biológica, ya que para esta aplicación del SWAT todos los niveles guías fueron sobrepasados. Este trabajo destaca la relevancia de la utilización

ABSTRACT

Biological contamination dynamic was assessed in a microbasin of the Rolling Pampa of Argentina through the study of the bacterial partition coefficient (BactKdQ) of SWAT model (Soil and Water Assessment Tool). Biological contamination sceneries were estimated for two stocking rates (0.5 and 1 Animal Units) using two values of BactKdQ: the value set by default in SWAT model ($175 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$) and a real value measured *in situ* ($10 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$). For the real sceneries, a close relationship between rainfall and runoff events and biological contamination of water courses was confirmed. Real BactKdQ values, yet still low, significantly influenced the dynamics of transport of fecal coliforms. Therefore it is of interest to include parameters such as BactKdQ measured locally instead of those that the SWAT sets as default. In addition, we observed a high concentration of fecal coliforms in the microbasin, pointing it as an environment with high risk of biological contamination, since for this application of SWAT model all the guidelines were exceeded. This work highlights the importance of using computational models to support both production and environmental decisions.

- 1 Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Agronomía UBA. Av. San Martín 4453. Buenos Aires. Argentina. C. P. 1417. filipebk@agro.uba.ar
- 2 Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de La Plata. Diagonal 113. N° 469. 3° Piso. C. P. 1900. La Plata. Buenos Aires. Argentina.
- 3 Cátedra de Higiene y Seguridad. Facultad de Farmacia y Bioquímica UBA. Junín 954. Buenos Aires. Argentina.

de modelos computacionales como soporte de decisiones productivas y ambientales.

Keywords

biological contamination • water quality • modeling

INTRODUCCIÓN

Si bien se ha dedicado mucho esfuerzo en estudiar la relación entre la cadena alimenticia y el movimiento de patógenos y su epidemiología, mucha menos atención han recibido los factores hidrológicos y edáficos que controlan la transferencia de patógenos en sistemas agropecuarios, los cuales conforman rutas alternativas de transmisión de enfermedades hídricas (14). Ongley, 1997, destaca la necesidad de estudiar la contaminación agropecuaria del agua a escala de cuenca ya que a partir de su comportamiento hidrológico es posible predecir su capacidad de generación y exportación de contaminantes. Esto permitiría diseñar estrategias de atenuación de dicha fuente de contaminación (27). En relación con la contaminación biológica, existe un importante riesgo referido al agua superficial asociado con la actividad ganadera.

Palabras clave

contaminación biológica • calidad de aguas • modelización

En las últimas décadas la Región Pampeana (Argentina), ha visto incrementada la superficie dedicada a cultivos anuales, principalmente soja. Paralelamente, los suelos que poseen una aptitud marginal para el desarrollo de cultivos anuales han sufrido una continua concentración de ganado bovino (6). Ello habría provocado un incremento de la degradación de estas frágiles tierras y un aumento de la contaminación química y biológica del sistema hídrico principalmente debido a las deyecciones animales. Esta situación se vio agravada por el hecho que los animales presentes en dichas tierras tienen acceso directo a los cursos de agua y a sus cárcavas asociadas (9), por lo que los patógenos eliminados a través de las deyecciones y orinas animales pueden ser transportados por el escurrimiento o vertidos en forma directa a los cauces de agua.

Los patógenos asociados a las deyecciones ganaderas son muy variados e incluyen bacterias, protozoos, virus y algunos metazoarios (11, 20, 35), algunos de los cuales también pueden ocasionar enfermedades en humanos. Por tales motivos para estimar la contaminación se utilizan microorganismos indicadores de presencia de heces, dentro de los cuales los más comúnmente utilizados son las bacterias del grupo coliformes.

Estudios previos han demostrado que cuando la lluvia genera escurrimiento en áreas ganaderas, se pueden transferir altas concentraciones de microorganismos indicadores de contaminación fecal a las aguas superficiales (14, 30). En cuanto a la intensidad de los eventos hidrológicos, estos pueden afectar en gran medida la calidad de aguas, habida cuenta que las lluvias de gran intensidad son capaces de aumentar en 100 veces la concentración bacteriana en los ríos (25). Curriero *et al.*, 2001 encontraron que más de la mitad de las enfermedades producidas por organismos relacionados con el agua en los Estados Unidos en los últimos 50 años estaban asociadas a lluvias intensas. En este sentido, se ha estudiado que un incremento

en la frecuencia y severidad de precipitaciones extremas, aumenta el riesgo de los eventos de contaminación, acrecentando de esta forma la probabilidad de aparición de enfermedades relacionadas con el agua (26).

Por otro lado, numerosos autores concluyeron que la dinámica del transporte bacteriano depende de la asociación microbiana al suelo y sedimento (14, 32). Este aspecto resulta destacable debido a que la interacción con el medio sólido incrementaría la supervivencia bacteriana (29).

Estudios realizados en la cuenca del arroyo del Tala (Prov. Buenos Aires) mostraron que existe una estrecha afinidad entre la concentración de algunos microorganismos indicadores de contaminación fecal, como la *Escherichia coli*, presentes en el escurrimiento y la fase sólida de dicho flujo hídrico (7, 16, 17). Esta interrelación depende de las características del contaminante biológico y de las propiedades físicas y químicas de los suelos y sedimentos cuya resultante es el coeficiente de partición o distribución bacteriana (Kd). Por ello, la dinámica de transporte biológico debe analizarse contemplando la variabilidad física, química y biológica de cada ambiente.

Tanto la erosión y el escurrimiento, como la dinámica de los contaminantes químicos y biológicos pueden ser cuantificados mediante modelos hidrológicos de base física.

Un modelo matemático para simulación de variables hidráulicas e hidrológicas, brinda la posibilidad de analizar escenarios en una cuenca hidrográfica, que afectarían a uno o varios de los procesos físicos, químicos y biológicos de forma integrada.

El modelado hidrológico es a menudo el primer paso en el desarrollo de sistemas de decisión que permiten identificar áreas vulnerables a la contaminación por nutrientes, pesticidas (21) como también contaminantes biológicos. En este sentido, el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (2) fue desarrollado para predecir impactos de las prácticas de manejo del suelo sobre el agua, sedimentos y agroquímicos en cuencas hidrográficas con diferentes suelos, usos y prácticas en largos períodos de tiempo.

Actualmente se está llevando a cabo una cantidad considerable de estudios de simulación hidrológica mediante el modelo SWAT, principalmente porque permite incluir las numerosas variables necesarias para realizar predicciones hidrológicas precisas. Por ejemplo, la subrutina de calidad de agua, fue aplicada y validada para escurrimientos, producción de sedimentos y pérdidas de nutrientes en cuencas de diversas regiones del mundo y con diferentes manejos y condiciones (15, 28, 34).

En el año 2000, una subrutina microbiológica fue añadida al modelo SWAT para evaluar el destino y transporte de bacterias persistentes y no persistentes. Cabe destacar que el modelado con subrutina microbiológica ha sido escasamente empleado y, al menos en nuestro conocimiento, no existen reportes de su uso en Argentina.

Baffaut y Benson, 2003, calibraron el modelo SWAT a partir de rendimientos agrícolas, caudales e información de calidad de aguas. Dichos autores efectuaron predicciones de la cantidad de bacterias coliformes fecales en un curso de agua las cuales resultaron acordes al rango y frecuencia de los valores medidos. Ello les permitió efectuar recomendaciones razonables para el manejo de la cuenca estudiada.

No obstante, todavía son muchos los parámetros utilizados por este modelo que necesitan ser estudiados y validados con el fin de obtener resultados más ajustados (5). Este es el caso del Kd, denominado BactKdQ en el modelo SWAT, el cual representa la relación entre bacterias adsorbidas (m^{-3}) con respecto a la solución o fase analizada (Mg^{-1}) (23). Esta relación indica cuánto de la carga bacteriana presente en un suelo se movilizará con el escurrimiento. Por ejemplo, a mayores Kd, una mayor cantidad de bacterias estarán adsorbidas, en este caso al suelo, y la concentración bacteriana en el escurrimiento será menor. Parajuli *et al.*, 2009, encontraron importantes efectos en la eficiencia del modelo al calibrar este parámetro. Debido a que prácticamente no existen datos sobre el mismo, a menudo se lo selecciona para calibrar el modelo (5). Es por ello que resulta necesario generar información adicional sobre este parámetro tan significativo.

Así Kraemer, 2011, encontró valores de Kd que oscilaron entre 0,5 y 30,6 $m^3 Mg^{-1}$, mientras que Kraemer *et al.*, 2010, en un rango más acotado de tipos de suelo, hallaron valores de entre 1,51 y 20,8 $m^3 Mg^{-1}$. Sin embargo, todavía resta saber la influencia de este parámetro en el movimiento bacteriano a escala de cuenca y la influencia del mismo en el modelado con SWAT.

Objetivos

- Evaluar la sensibilidad del coeficiente de partición (BactKdQ) medido *in situ* y con el valor que el SWAT provee como defecto.
- Determinar la dinámica en el tiempo de la contaminación por coliformes fecales utilizando estos dos valores de BactKdQ para dos cargas animales habitualmente empleadas en el área de estudio.
- Correlacionar la concentración bacteriana del escurrimiento con el caudal de esorrentía para todos los escenarios mencionados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Se trabajó en una microcuenca ubicada en la vertiente norte de la cuenca media del Arroyo del Tala (33°50' S y 60°00' O), en la localidad de San Pedro, provincia de Buenos Aires (figura 1, pág. 87). Esta microcuenca llamada "Los Patricios" posee una superficie de 300 ha y está incluida en un sector del campo experimental del mismo nombre perteneciente a la Universidad de Buenos Aires.

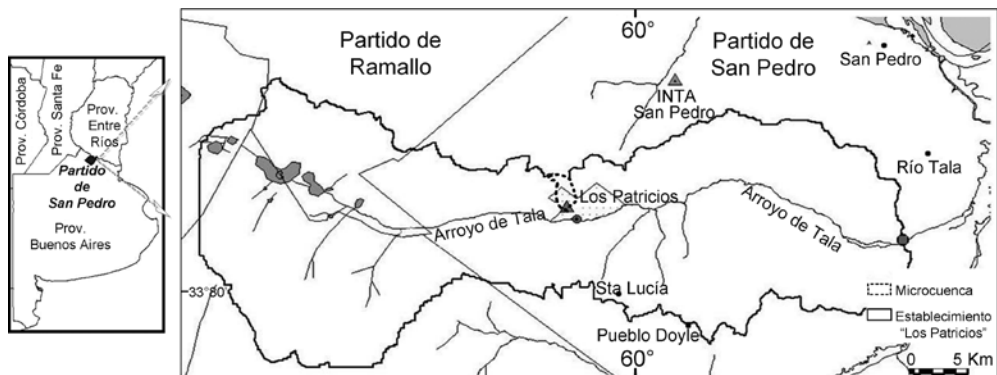


Figura 1. Ubicación de la microcuenca "Los Patricios".
Figure 1. Location of "Los Patricios" microbasin.

Los suelos dominantes en la microcuenca corresponden a fases por erosión y sedimentación de la serie Ramallo (Argiudol vértico).

El horizonte superficial del suelo es de textura franco arcillo limosa con un promedio de 15% de arena, 60% de limo y 25% de arcilla.

En las áreas con pendiente los gradientes de 0-0,5%; 0,5-1%; 1-2% ocupan una superficie del 22%; 35% y 34% respectivamente, mientras que los sectores de vaguada abarcan el 9% de la superficie total de la microcuenca. Las vaguadas están ocupadas por fases ligeramente erosionadas y engrosadas de la serie Ramallo (13).

La dinámica hidrológica de las vaguadas se compone de pulsos de escurrimiento relacionados con eventos de precipitación de intensidad media a moderada (8).

El uso de la tierra durante el período de análisis (2000-2005) fue predominantemente agrícola con alta presencia de cultivos de verano (principalmente soja y maíz) y en menor medida de invierno (trigo). Previo al año 1999 dichos cultivos se implantaban mayormente en forma convencional (arado de reja y vertedera, rastra de discos y rastra de dientes), mientras que a partir del 1999 el sistema de labranza empleado fue la siembra directa.

Modelado hidrológico y biológico

Se utilizó el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) diseñado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos junto con la Universidad de Texas (2).

El ciclo hidrológico simulado por el SWAT está basado en la ecuación del balance hídrico:

$$SW_t = SW + \sum (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i)$$

donde:

- SW_t = cantidad final de agua en el suelo (mm)
- SW = cantidad inicial de agua en el suelo (mm)
- t = tiempo en días
- R_i = cantidad de lluvia caída en el período de análisis (mm)
- Q_i = cantidad de escorrentía (mm)
- ET_i = evapotranspiración (mm)
- P_i = percolación (mm)
- QR_i = flujo de retorno (mm)

Los datos de escurrimientos fueron tomados del trabajo de Chagas, 2008 y Kraemer, 2011, en los cuales se midió el caudal ($m^3 s^{-1}$), en forma automática mediante un limnógrafo piezo-resistivo a intervalos de 30 minutos. Los datos fueron expresados por día.

Para simular el transporte bacteriano de la superficie del suelo se utilizó una ecuación que es función del volumen de escurrimiento y de la interacción suelo/bacteria (5):

$$\text{bacteriasup} = \frac{\text{bacteriasolución} * Q_{\text{sup}}}{p_b * \text{profundidad} * \text{BactKdQ}}$$

donde:

- $\text{bacteria}_{\text{sup}}$ = cantidad de bacterias transportadas por m^2 de escurrimiento
- $\text{bacteria}_{\text{solución}}$ = cantidad de bacterias en la solución de un m^2 de suelo en los primeros 10 mm
- Q_{sup} = volumen del escurrimiento superficial (mm)
- p_b = densidad aparente del suelo ($Mg m^{-3}$)
- profundidad = espesor del suelo (10 mm)
- BackKdQ = coeficiente de partición bacteriana ($m^3 Mg^{-1}$)

Los datos de cantidad de bacterias de la solución del suelo se calcularon a partir de información disponible sobre producción de heces en la zona y la concentración de bacterias coliformes fecales en las heces del ganado bovino. La producción de heces frescas por día se estimó en kg por unidad de equivalente vaca (EV), considerando un consumo de 7-8 kg de materia seca de forraje por EV, una digestibilidad del forraje del 60% y una pérdida diaria de forraje por pisoteo del 20%.

Para la concentración de bacterias coliformes en las heces frescas se tomó el valor propuesto por ASAE, 2000, de $13 \times 10^{10} g^{-1}$, el que fue transformado a peso seco considerando una humedad de las heces del 86%. Asumiendo una distribución homogénea de las heces, los datos fueron expresados por m^2 de suelo.

El coeficiente de partición fue estimado asumiendo que el 90% de las bacterias se encontraba en suspensión (32), que la vida media para los coliformes fecales en suspensión es de 3 días, y que la mortalidad por adsorción en las partículas del suelo fue de $0,04 \text{ día}^{-1}$ (4).

Escenarios de Contaminación

Se simularon 4 escenarios de contaminación según la carga animal ($0,5$ y 1 EV ha^{-1}), bajo dos valores de coeficiente de partición:

- a) el generado por defecto por el SWAT ($175 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$).
- b) el valor promedio evaluado para la cuenca por Kraemer, 2011, de $10 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$.

Este valor fue medido para una concentración $1 \times 10^7 \text{ ml}^{-1}$ de bacterias coliformes fecales, mediante técnicas de centrifugado lento, principalmente en suelos franco arcillo limosos (16, 19). Bajo estos 4 escenarios se calculó la cantidad diaria de bacterias en el suelo de escorrentía y se analizó, a través de regresiones lineales (31), la vinculación entre el caudal diario de la microcuenca y la concentración de coliformes fecales.

En este trabajo se utilizaron los resultados de los eventos de escurrimiento, medidos como caudal ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$). La producción de sedimentos se calculó mediante el modelo MUSLE, que toma en cuenta entre otros parámetros, la erodabilidad del suelo, factores de cobertura y manejo del suelo y un factor topográfico, además de la erosividad de las lluvias, disponibles en Kraemer *et al.*, 2011.

RESULTADOS

Los escenarios de contaminación evaluados mostraron importantes diferencias en la cantidad de bacterias coliformes en el agua de escorrentía (figura 2, pág. 90). El escenario con mayor carga animal (1 EV ha^{-1}) y mayor BactKdQ (175) presentó las concentraciones mayores, mientras que el escenario con la menor carga ($0,5 \text{ EV ha}^{-1}$) y menor BactKdQ (10) los valores fueron un 50% menores.

El incremento de la carga animal de $0,5 \text{ EV}$ a 1 EV elevó la concentración bacteriana en 99,9% para el BactKdQ 10 y 98,4% para el BactKdQ 175 mientras que con el aumento del BactKdQ, de 10 a $175 \text{ m}^3 \text{ Mg}^{-1}$ se incrementó la concentración bacteriana un 16,8% con la carga de $0,5 \text{ EV}$ y un 15,3% para la carga de 1 EV (figura 2, pág. 90).

En síntesis, cuando la carga se duplicó, la concentración bacteriana aumentó de forma lineal, con un incremento promedio de 99% mientras que el aumento de 17,5 veces en el BactKdQ elevó la concentración de coliformes fecales en tan solo un 16%.

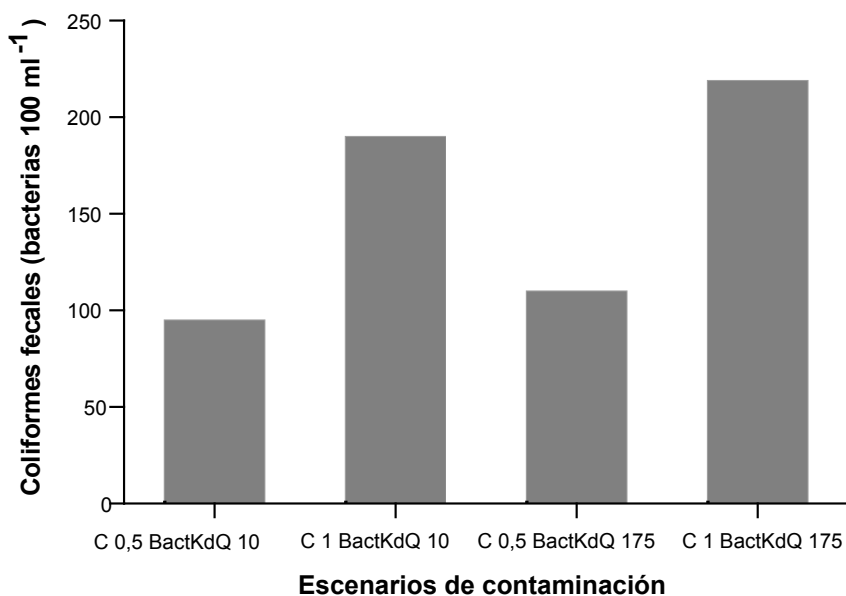


Figura 2. Valores medios de coliformes fecales (bacterias 100 ml⁻¹) en agua de escurrimiento para el año 2000 según los escenarios de contaminación evaluados. C: carga animal en EV; BactKdQ: coeficiente de partición bacteriana (m³ Mg⁻¹).

Figure 2. Average of fecal coliforms (bacteria 100 ml⁻¹) in runoff for the year 2000 according to the contamination sceneries assessed. C: stock rate in AU; BactKdQ: bacterial partition coefficient (m³ Mg⁻¹).

La evolución diaria de la concentración de coliformes fecales en el agua de escurrimiento, para los cuatro escenarios simulados coincidió en cuanto a los momentos en que se produjeron los picos de contaminación, pero no en cuanto a la magnitud de dichos picos o la extensión temporal de los mismos (figura 3 a-b-c-d, pág. 91).

Los escenarios con BactKdQ=10 presentaron los picos más altos durante la primera mitad del ciclo de lluvias evaluado. Por el contrario, los tratamientos con BactKdQ=175 mostraron su máxima respuesta en forma mucho más tardía, dentro de la segunda mitad del período. En todos los casos la tendencia fue que las mayores respuestas se obtuvieron con los valores de carga y BactKdQ más elevados.

Por otro lado, el caudal de la microcuenca estimado de forma diaria se correlacionó de forma positiva y significativa con la concentración de coliformes fecales del agua de escurrimiento, para los escenarios con el coeficiente de partición calculado para la cuenca (BactKdQ=10).

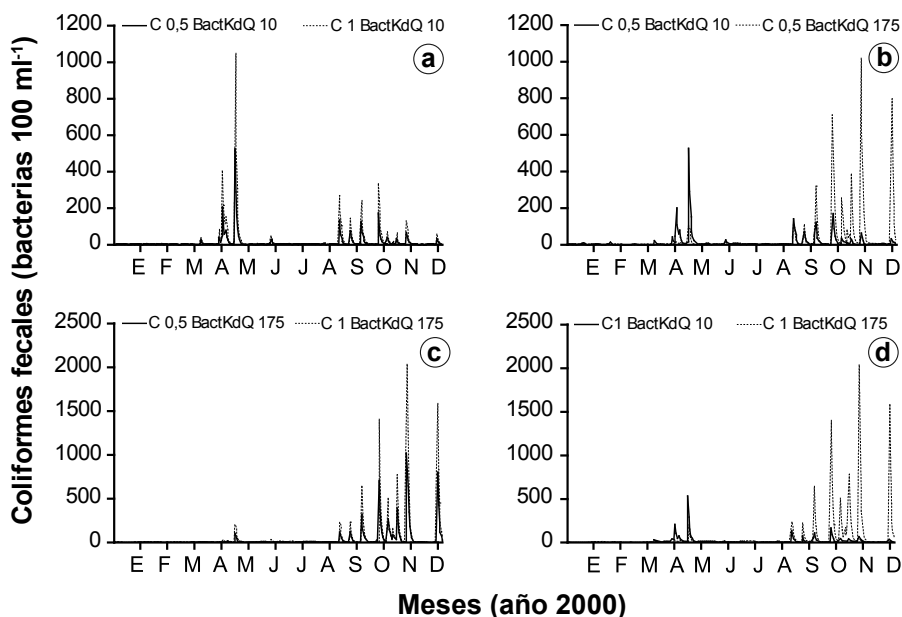


Figura 3. Concentración diaria de bacterias coliformes fecales (bacterias 100 ml⁻¹) en agua de escorrentía para el año 2000 para las comparaciones entre las cargas animales y los valores de Kd bacterianos. a) C:0,5 BactKdQ: 10 y C:1 BactKdQ: 10; b) C:0,5 BactKdQ:10; c) C:0,5 BactKdQ: 175 y C:1 BactKdQ: 175 y C:0,5 BactKdQ:175; d) C: 1 BactKdQ:10 y C:1 BactKdQ:175. (C: carga animal en EV; BactKdQ: coeficiente de partición bacteriana (m³ Mg⁻¹).

Figure 3. Daily concentration of fecal coliform bacteria (bacteria 100 ml⁻¹) for the year 2000 for stocking rates and bacterial Kd values. a) C:0.5 BactKdQ: 10 y C:1 BactKdQ: 10; b) C:0.5 BactKdQ:10; c) C:0.5 BactKdQ: 175 y C:1 BactKdQ: 175 y C:0.5 BactKdQ:175; d) C: 1 BactKdQ:10 y C:1 BactKdQ:175. (C: stock rate in AU; BactKdQ: bacterial partition coefficient (m³ Mg⁻¹).

Por el contrario, para los escenarios con el coeficiente de partición propuesto por defecto en el SWAT (BactKdQ=175), presentó un coeficiente de regresión bajo y no significativo (figura 4, pág. 92).

Al analizar la asociación entre la producción de sedimentos estimada por el SWAT y la concentración de coliformes fecales, no se encontraron relaciones significativas para ningún escenario (datos no presentados).

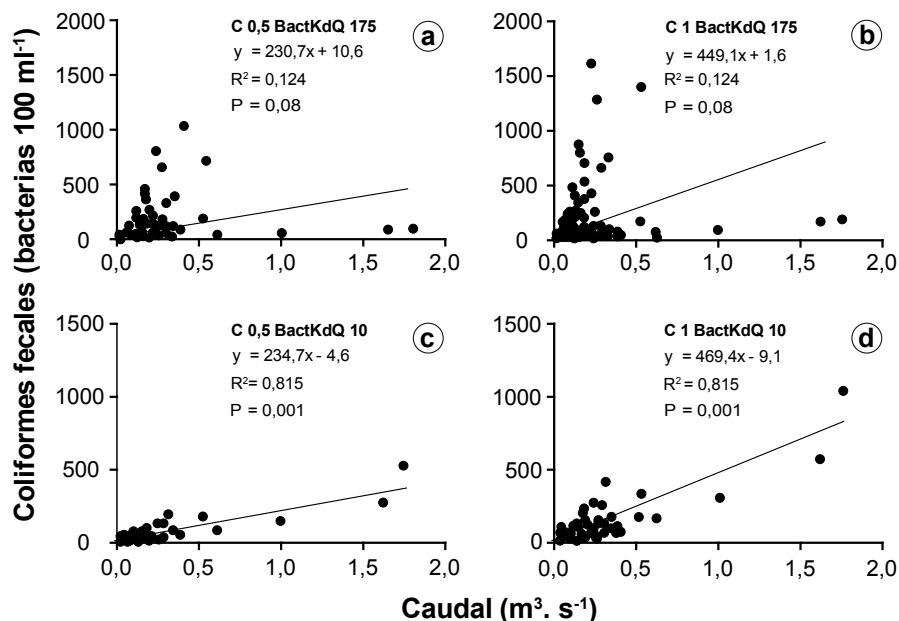


Figura 4. Regresiones lineales entre los caudales de escorrentía simulados ($m^3 s^{-1}$) y la concentración de bacterias coliformes fecales simuladas (bacterias $100 ml^{-1}$) en base diaria para los cuatro escenarios evaluados: a) C:0,5 BactKdQ: 175; b) C:1 BactKdQ: 175; c) C:0,5 BactKdQ: 10; d) C:1 BactKdQ:10. C: carga animal en EV; BactKdQ: coeficiente de partición bacteriana ($m^3 Mg^{-1}$).

Figure 4. Linear regression between simulated runoff flow ($m^3 s^{-1}$) and fecal coliform bacteria concentration (bacterias $100 ml^{-1}$) on a daily base for the four assessed sceneries. a) C:0.5 BactKdQ: 175; b) C:1 BactKdQ: 175; c) C:0.5 BactKdQ: 10; d) C:1 BactKdQ:10. C: stock rate in AU; BactKdQ: bacterial partition coefficient ($m^3 Mg^{-1}$).

DISCUSIÓN

La media anual de precipitaciones de los años analizados (enero-2000 a diciembre-2005) fue de 1.103 mm, prácticamente coincidente con la media histórica (1.074 mm). A su vez, la variabilidad inter e intraanual de las lluvias resultó semejante a la informada por EEA-San Pedro. Por ende, el modelo SWAT fue empleado a lo largo de un período representativo de lluvias.

En general, como fuera descrito en trabajos anteriores (16, 18) se observó una adecuada eficiencia y un buen ajuste de los valores simulados respecto de los observados en relación con el escurrimiento (18). Debido a que se conoce el buen ajuste de los valores de escurrimiento observados y los simulados por el SWAT (18),

el modelo hidrológico otorga confiabilidad al análisis de la contaminación biológica derivado de estos procesos hidrológicos.

Para el año evaluado (2000) se registraron más de 10 episodios de alto transporte bacteriano hacia la vaguada, donde la concentración de coliformes fecales en todos los escenarios planteados resultó elevada.

Según USEPA, 1986, a partir de 1968 se estableció como estándar de calidad de agua para bebida animal, una concentración de coliformes fecales de 200 bacterias 100 ml^{-1} .

Para bebida de terneros de ganado bovino no debe contener más de 1 bacteria 100 ml^{-1} y para vacas el límite es de 20 bacterias 100 ml^{-1} (1).

Para bebida humana, la mayoría de las regulaciones en diversos países no permite la presencia de coliformes fecales, o si lo permite, el valor está en el orden de 1 a 2,2 bacterias 100 ml^{-1} .

En los resultados de este trabajo, prácticamente en cada evento de precipitación- escurrimiento se han superado estos estándares de calidad.

La carga animal y el BactKdQ fueron importantes factores en la estimación de la concentración total de los coliformes fecales, aunque la BactKdQ resultó menos sensible que la carga animal. Para los escenarios BactKdQ=175 se esperaba que el transporte de contaminantes fecales estuviese acompañado por una mayor concentración de sedimentos en la vaguada.

Sin embargo, tal como se mencionó anteriormente, no existieron relaciones significativas entre los coliformes fecales y la cantidad de sedimentos en la vaguada. Por eso se puede inferir que la mayor concentración bacteriana encontrada en estos escenarios se debería principalmente al efecto de supervivencia de las bacterias en el suelo (la supervivencia en el sólido fue 10 veces mayor a la supervivencia en la solución).

En contraposición, en los escenarios de BactKdQ=10 debido a la baja adsorción de las bacterias al suelo, se encontraron correlaciones muy altas entre el escurrimiento y la concentración bacteriana. Esta dinámica puede apreciarse claramente en la respuesta temprana de la cuenca asociada a los escenarios con BactKdQ=10. A su vez, las bajas concentraciones de contaminantes observadas hacia el final del período evaluado con BactKdQ=10, podrían explicarse por una acumulación creciente de bacterias asociadas al suelo.

En síntesis, la dinámica de transporte bacteriano simulada en la microcuenca corrobora la íntima relación entre los eventos de precipitación-escurrimiento y la contaminación biológica de los cursos de agua en escenarios caracterizados por suelos con bajo BactKdQ como los de San Pedro. Sin embargo, esta relación no fue corroborada para el caso de suelos con BactKdQ 175.

Los valores de BactKdQ bacteriano reportados en trabajos anteriores para la cuenca del arroyo del Tala (18,19), aunque bajos, indicarían una incidencia significativa en la dinámica de transporte de coliformes fecales.

Por todo lo expuesto y sobre la base de los resultados obtenidos, este trabajo remarca la importancia de medir localmente los parámetros tales como el Kd para su inclusión en los modelos de predicción de la contaminación biológica evitando de esta manera utilizar los valores que el modelo SWAT incluye por defecto.

En este sentido se pudo observar una elevada concentración de coliformes fecales en la microcuenca la cual superó todos los niveles guía. Ello se ve agravado principalmente por la creciente intensificación productiva y la falta de estaciones de monitoreo de la calidad de aguas a nivel local. Además, con excepción de algunos trabajos locales, como el realizado por Rizzo *et al.*, 2012, son muy pocos los trabajos locales que propongan opciones técnicas de bajo costo para la remediación de la contaminación de aguas por actividades de Feed-lots. Todos estos elementos ponen en evidencia el alto riesgo de contaminación biológica en el ambiente estudiado que compromete la salud animal y humana. En este marco, la utilización de modelos computacionales se torna crucial.

En el caso particular de este estudio, la utilización del modelo SWAT permitió estimar la dinámica de la contaminación de la microcuenca bajo estudio, sentando de esta manera las bases para futuros estudios a otras escalas y en diferentes cuencas de la Pampa Ondulada.

BIBLIOGRAFÍA

1. Agriculture, Food and rural Development. 2010. Manitoba Canada. Disponible en: <http://www.gov.mb.ca/agriculture/livestock/nutrition/bza01s06.html> (fecha de consulta: 01/01/2011).
2. Arnold, J. G.; Williams, J. R.; Nicks, A. D.; Sammons, N. B. 1990. SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A&M Univ. Press; College Station, TX. 142 p.
3. ASAE Standards (American Society of Agricultural Engineers). 2000. D384.1: Manure production and characteristics. ASAE, St. Joseph, MI. 659-661.
4. Baffaut, C.; Benson, V. W. 2003. A bacterial TMDL for Shoal creek using SWAT modeling and DNA source tracking. Conference Total Maximum Daily Load (TMDL) environmental regulations-II. ASAE Publication No.701P1503. ASAE, St. Joseph, MI. 35-40.
5. Baffaut, C.; Sadeghi, A. 2010. Bacteria modeling with SWAT for assessment and remediation studies: A review. Transactions of the ASABE. 53(5): 1585-1594.
6. Chagas, C. I. 2007. Calidad y contaminación del agua superficial como recurso para bebida animal en una cuenca representativa de Pampa Ondulada. Tesis Doctoral (Área Toxicología). Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.
7. Chagas, C. I.; Moretton, J.; Santanatoglia, O. J.; Paz, M.; Muzio, H.; De Siervi, M.; Castiglioni, M. G. 2006. Indicadores de contaminación biológica asociados a la erosión hídrica en una cuenca de Pampa Ondulada, Argentina. Cienc. Suelo (en línea). 24: 21-27.
8. Chagas, C. I.; Santanatoglia, O. J.; Castiglioni, M. G.; Massobrio, M. J.; Buján, A.; Irurtia, C. 2008. Número de curva de escurrimiento para una microcuenca de pampa ondulada bajo labranza convencional y siembra directa. Cienc. Suelo (en línea). 26:71-79.
9. Chagas, C. I.; Santanatoglia, O. J.; Moretton, J. A.; Paz, M.; Kraemer, F. B. 2010. Microbiological contamination dynamics in runoff water and sediments in cattle production lands of Argentina. Cienc. Suelo (en línea). 28:23-31.

10. Curriero, F. C.; Patz, J. A.; Rose, J. B.; Lele S. 2001. The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *Am. J. Public Health.* 91(8): 1194-1199.
11. Dutra, I. S.; Dobereiner, J.; Rosa, I. V.; Souza, L. A. A.; Nonato, M. 2001. Botulism outbreaks in cattle in Brazil associated with contaminated water. *Pesq. Vet. Bras.* 21: 43-48.
12. Estación Experimental Agropecuaria de San Pedro-Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA San Pedro-INTA). 2010. Información agrometeorológica. Disponible en <http://inta.gob.ar/documentos/informacion-agrometeorologica-eea-san-pedro> (fecha de consulta: 01/01/2011).
13. INTA. 1973. Carta de Suelos. Hoja 3360-33. Pérez Millán. E=1:50.000. 45 p.
14. Jamieson, R.; Gordon, R.; Joy, D.; Lee, H. 2004. Assessing microbial pollution of rural surface waters: a review of current watershed scale modeling approaches. *Agric. Water Manag.* 70:1-17.
15. Jha, M. K.; Gassman, P. W.; Arnold, J. G. 2007. Water quality modeling for the raccoon river watershed using SWAT. *Transactions of the ASABE.* 50(2): 479-493.
16. Kraemer, F. B. 2011. Transporte de microorganismos indicadores de contaminación fecal en una cuenca de Pampa Ondulada. El rol de las propiedades físicas y químicas de los suelos y los sedimentos. Tesis de Maestría en Ciencias del Suelo. Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 178 p.
17. Kraemer, F. B.; Chagas, C. I.; Iruetia, C.; Garibaldi, L. A. 2011. Bacterial retention in three soils of the Rolling Pampa, Argentina, under simulated rainfall. *J. Soil Sci. Environ. Manage.* 3: 2141-2391.
18. Kraemer F. B.; Chagas, C. I.; Vázquez Amábile, G.; Palacín, E. A.; Santanatoglia, O. J.; Castiglioni, M. G.; Massobrio, M. J. 2011. Aplicación del modelo hidrológico-SWAT en una microcuenca agrícola de la Pampa Ondulada. *Cienc Suelo (en línea).* 29(1): 75-82.
19. Kraemer, F. B.; Chagas, C. I.; Morrás, H. J. M.; Moretton, J.; Paz, M.; Garibaldi, L. A. 2013. Influence of physical and chemical soil properties on the adsorption of *Escherichia coli* in Mollisols and Alfisols of Argentina. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29 (1) 7-20.
20. LeJeune, J. T.; Besser, T. E.; Merrill, N. L.; Rice, D. H.; Hancock, D. D. 2001. Livestock drinking water microbiology and the factors influencing the quality of drinking water offered to cattle. *J. Dairy Sci.* 84:1856-1862.
21. Lim, K. J.; Ángel, B.; Hetzroni, A. 2001. Incorporation and evaluation of a river quality model to NAPRA WWW decision support system. ASAE Annual International Meeting, No. 012127, St. Joseph, MI, United States of America.
22. Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje n° 55; FAO, Roma. 116 p.
23. Parajuli, P.; Mankin, K. R.; Barnes, P.L. 2009. Source-specific fecal bacteria modeling using soil and water assessment tool model. *Bioresource Tech.* 100(2): 953-963.
24. Rizzo, P. F.; Arreghini, S.; Serafini, R. J. M.; Bres, P. A.; Crespo, D. E.; Fabrizio de Iorio, A. R. 2012. Remediation of feedlot effluents using aquatic plants. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.* 44(2): 47-64.
25. Rodgers, P.; Soulsby, C.; Hunter, C.; Petry, J. 2003. Spacial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in north east Scotland. *Sci. Total Environ.* 314-316: 289-302.
26. Rose, J. B.; Epstein, P. R.; Lipp, E. K.; Sherman, B. H.; Bernard, S. M.; Patz, J. A. 2001. Climate variability and change in the United States: potential impacts on water and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environ. Health Perspect.* 109 (suppl 2): 211-221.
27. Santanatoglia, O. J.; Iorio, A.; Chagas, C. I.; Massobrio, M.; Rendina, A.; Castiglioni, M.; Bargiela, M. 2006. Esgurrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Rev. Facultad de Agronomía (Argentina).* 26:121-131.
28. Santhi, C.; Arnold, J. G.; Williams, J. R.; Hauck, L. M.; Dugas, W. A. 2001. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Trans. ASAE.* 44(6):1559-1570.
29. Sherer, B. M.; Miner, J. R.; Moore, J. A.; Buckhouse, J. C. 1992. Indicator bacterial survival in stream sediments. *J. Environ. Qual.* 21: 591-595.
30. Signor, R. S.; Roser, D. J.; Ashbolt, N. J.; Ball, J. E. 2005. Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *J. Water Health.* 3: 453-468.
31. Snedecor, G. W.; Cochran, W. G. 1989. *Statistical Methods* 8th ed. Iowa State University Press.
32. Soupir, M. L.; Mostaghimi, S. 2006. Partitioning of *E. coli* and Enterococci between planktonic & sorbed phases in surface runoff from pasturelands. ASAE Meeting Paper No. 062197 St. Joseph, MI, United States of America.

33. USEPA. 1996. The Quality of our Nation's water. Office of Water 305 (b) Report, Washington, DC.
34. White, K. L.; Chaubey, I.; Haggard, B. E.; Matlock, M. D. 2004. Comparison of two methods for modeling monthly TP yield from a watershed. ASABE Meeting Paper No. 042162; St. Joseph, MI. United States of America.
35. Wing, S.; Freedman, S.; Band, L. 2002. The Potential Impact of Flooding on Confined Animal Feeding Operations in Eastern North Carolina. Environ. Health Perspect. 110: 387-392.

Agradecimientos

Al Ing. Agr. O. J. Santanatoglia -FAUBA; Ing. Agr. A. Buján y Dra. E. Pawlac - Comisión Nacional de Energía Atómica. (CNEA). Buenos Aires, Argentina. Dr. H. Morrás - Instituto de Suelos. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA - Castelar. Buenos Aires, Argentina.

Trabajo realizado dentro del marco de los proyectos de investigación UBACyT 01W709 y 01W937.