

La textura del suelo como factor regulador de la adsorción de *Escherichia coli* en una cuenca de la Pampa Ondulada (Argentina)

FILIFE BEHRENDTS KRAEMER^{1*}, CELIO I. CHAGAS¹, DIEGO J. COSENTINO²,
MARTA PAZ³, JUAN A. MORETTON³

¹Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos y ²Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, (1417) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina; ³Cátedra de Higiene y Seguridad, Facultad de Farmacia y Bioquímica, UBA. Junín 954, (1113) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

*Correspondencia. E-mail: filipebk@agro.uba.ar

RESUMEN

El aumento de la carga animal vacuna en la Pampa Ondulada asociado a áreas frágiles supone un importante riesgo de contaminación biológica. Dicha contaminación está regulada por variables edáficas, como la textura, que controlan el transporte de contaminantes biológicos hacia los cuerpos de agua. En el presente trabajo se correlacionó la adsorción bacteriana del suelo con distintos tamaños de partículas individuales correspondientes a 27 suelos provenientes de una cuenca de la Pampa Ondulada. Para ello se utilizó una técnica de centrifugación lenta. Los valores de adsorción bacteriana, empleando en la determinación *Escherichia coli* ATCC 8739, variaron entre 25,3% y 73,3%, y el tamaño de partícula que mejor se correlacionó con esta propiedad fue el correspondiente a la fracción de arcillas ($R^2 = 0,6$). Esta correlación mejoró al considerar conjuntamente a todas las partículas menores de 3 μm ($R^2 = 0,64$), lo que resalta la capacidad de los limos muy finos en el fenómeno de adsorción. La curva de ajuste elaborada con los datos experimentales se comparó con la obtenida de acuerdo con el modelo propuesto por Ling *et al.* (2002). Se encontraron similitudes en la pendiente, no así en la ordenada al origen. Esta diferencia desapareció al emplear en la determinación una cepa autóctona aislada de deyecciones animales provenientes de la cuenca estudiada, dado que dicha cepa evidenció una adsorción 48% superior a la observada con la cepa de colección.

Palabras clave: contaminación biológica, Argiudoles, Natracuafes, cuenca agropecuaria, calidad de aguas

ABSTRACT

Soil texture as a regulating factor of *Escherichia coli* adsorption in a Rolling Pampa basin (Argentina). Increase of bovine livestock rates in fragile areas of the Rolling Pampa entails a high risk of biological contamination. This biological contamination is regulated by edaphic variables such as texture, which control biological contaminants transport towards water bodies. In this work bacterial adsorption was correlated with individual particle sizes in 27 soils of a typical basin of the Rolling Pampa with slow centrifugation techniques. Bacterial adsorption values, using *E. coli* (ATCC 8739), ranged between 25.3 and 73.3% and significant correlation ($R^2 = 0.6$) was found between bacterial adsorption and clay content. This correlation was improved when particles smaller than 3 μm were considered ($R^2 = 0.64$) highlighting the capacity of very fine silt in adsorption mechanisms. Data obtained were compared with those proposed by Ling *et al.* (2002), finding similar slope but different intercept. This difference disappeared when a wild strain, isolated from bovine manures present in the basin, was used, since a bacterial adsorption increase of 48% was found.

Key words: biological contamination, Argiudolls, Natracuafes, agricultural basin, water quality

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se produjo una importante concentración de la ganadería en la región pampeana, debido a la expansión agrícola y a la aparición de *feed-lots*. Esta circunstancia, sumada a la fragilidad de los suelos de la región, incrementó la degradación física edáfica y la contaminación química y biológica del sistema hídrico (4). Según Tian *et al.* (30), las prácticas de pastoreo pueden contribuir de forma determinante a la contaminación biológica de las cuencas agropecuarias. Cabe señalar que en la Pampa Ondulada, los animales en pastoreo tienen acceso directo a los cursos de agua

y a sus cárcavas asociadas. La información disponible indica que los problemas de contaminación de los cursos de agua generalmente están asociados con el aumento de la producción de sedimentos y de la concentración de bacterias fecales en aguas de escurrimiento (18, 24, 27). Esto podría resultar peligroso, tanto para los animales como para el ser humano (22).

Actualmente se han intensificado a nivel nacional e internacional los estudios de las variables que vinculan la dinámica de contaminantes biológicos con los suelos y sedimentos (4, 25, 30). Diversos estudios muestran cómo inciden en la supervivencia y en el transporte bacteriano el grado de asociación entre las bacterias entéricas y el

suelo (o sedimentos) (17, 30). Jamieson *et al.* (9) destacan que esta asociación modifica la supervivencia y el transporte bacteriano hacia los cuerpos de agua, al establecerse numerosas y complejas interacciones entre los suelos y los microorganismos. La cuantificación de esta asociación tiene aplicaciones directas en el tratamiento de desechos, en el manejo de suelos contaminados y en la generación de modelos de contaminación de aguas de áreas agrícolas y ganaderas (16). El índice más comúnmente utilizado para cuantificar la asociación entre el suelo y los microorganismos es el porcentaje de adsorción. Aunque en la década pasada se efectuaron muchos estudios de adsorción bacteriana a distintos medios sólidos, la información respecto de las bacterias fecales en los suelos todavía es muy limitada. Esta propiedad está afectada por numerosos factores tanto físicos como biológicos, en donde el tipo de suelo puede influir debido a diferencias en las propiedades de adsorción relativas al material edáfico (26). En este sentido, la textura del suelo es clave en la comprensión de este fenómeno, ya que puede regular la adsorción y la distribución de los microorganismos en dicho medio (2, 9). Ling *et al.* (16) usaron modelos matemáticos con la concentración de arcilla como única variable explicativa de la adsorción bacteriana de una cepa de *E. coli* autóctona, dentro de un rango de pH de 4,9 a 7,5.

Si bien se considera que las arcillas son las principales responsables de la capacidad de adsorción bacteriana que presentan los suelos, no debe olvidarse la diversidad de compuestos minerales y orgánicos que podrían contener otras fracciones, como el limo y la arena. Para el caso particular de los limos finos, se ha documentado la presencia de un importante porcentaje de fitolitos en dicha fracción edáfica de la Pampa Ondulada (6), los que podrían incidir sobre esta propiedad biológica. Por otro lado, en la citada región se han realizado estudios sobre la existencia de fenómenos electrostáticos en ese mismo tamaño de partículas, principalmente evidenciados por la aparición de sitios de intercambio catiónico que favorecerían los procesos de adsorción bacteriana (19).

También existe evidencia de que la adsorción es dependiente de la cepa bacteriana utilizada para evaluar este parámetro (20). El tipo de célula presente y sus características (p. ej., tamaño, forma, presencia de polisacáridos) puede modificar el balance de las fuerzas electrostáticas y la fuerza de colisión, entre otros mecanismos, por lo que variarán las resultantes de adsorción (17). A partir de los elementos señalados, surge como interrogante la validez de la extrapolación de las funciones presentadas por Ling *et al.* (16) en suelos de la Pampa Ondulada.

Por lo expuesto, el objetivo de este trabajo fue cuantificar la relación que existe entre la textura y la capacidad de adsorción de dos cepas de *E. coli* (cepa de colección vs. cepa autóctona) en suelos Argiudoles y Natracualfes pertenecientes a una cuenca representativa de la Pampa Ondulada (Argentina). Además, se evaluó la validez de la relación entre la adsorción bacteriana y el contenido de arcillas para los suelos de la cuenca en estudio (16).

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de los sitios estudiados y estrategias de muestreo

Se muestrearon 27 sitios diferentes de la cuenca del arroyo del Tala, partido de San Pedro, provincia de Buenos Aires (Argentina). Los sitios corresponden a vaguadas y a cubetas (estas últimas generadas por erosión hídrica) ubicadas en tierras tanto agrícolas (**Argiudoles**) como ganaderas (**Natracualfes**) del tercio medio y superior de esta cuenca (Figura 1). Por lo general, dichas áreas forman parte de ambientes en donde se han acumulado sedimentos originados por erosión hídrica provenientes de áreas más elevadas. Las muestras del tercio medio de la cuenca corresponden al campo "Los Patricios" (FAUBA), mientras que las del tercio superior fueron tomadas de tres establecimientos ubicados en Colonia Velaz, partido de San Pedro. De cada sitio se obtuvo una muestra de suelo compuesta por submuestras extraídas a los 0-50 mm de profundidad. Luego de homogeneizarlas, se procedió a tamizarlas por 2 mm y a determinar el pH (1:2,5 sólido: agua) mediante potenciómetro, y de carbono orgánico (CO) por el método de Walkley y Black (31). Para determinar el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), se estableció el contenido de Na en el complejo de intercambio del suelo (extracción con acetato de amonio

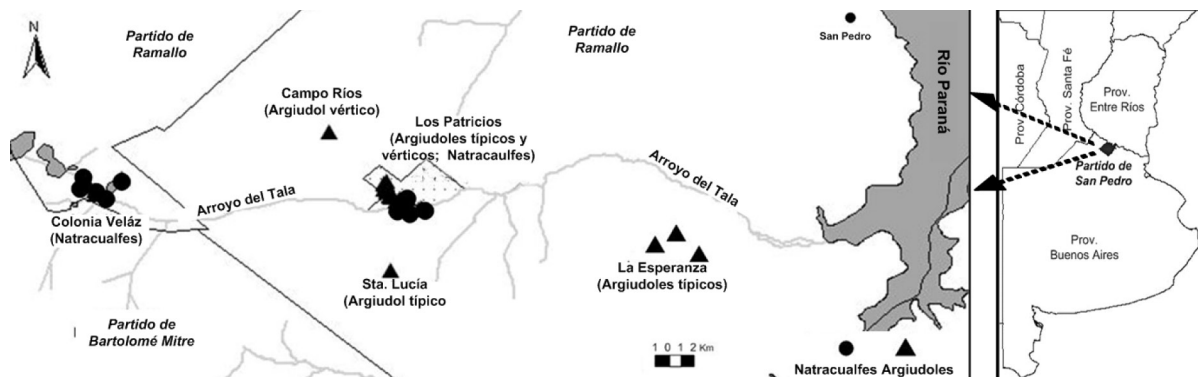


Figura 1. Localización geográfica de los suelos evaluados.

1 N y fotometría de llama) (23) y la capacidad de intercambio catiónico (extracción con cloruro de potasio) (13). La distribución de tamaño de partículas elementales se analizó por el método de la pipeta de Robinson (29); se determinaron las siguientes fracciones: < 2 µm (arcillas); 2-3 µm (limos muy finos); 3-20 µm (limos finos); 20-50 µm (limos gruesos); > 50 µm (arenas). Este método está basado en la velocidad diferencial de sedimentación de partículas en medios líquidos (ley de Stokes).

Cuantificación de la adsorción de los microorganismos a los suelos

Para realizar las determinaciones de la adsorción bacteriana a los suelos, las muestras previamente tamizadas fueron esterilizadas en el reactor de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA) mediante la aplicación de una dosis mínima y altamente uniforme de radiación ionizante equivalente a 25 kGy, con el fin de no provocar cambios en la estructura de las partículas intervinientes. De esta forma se evitó emplear altas temperaturas, las que podrían desnaturar la materia orgánica. Además, no se usaron biocidas químicos, los que por su residualidad podrían afectar a los microorganismos inoculados *a posteriori*. La efectividad de esta técnica de esterilización fue comprobada en trabajos anteriores (4, 14).

Para la realización de los ensayos biológicos se utilizaron una cepa de colección, *E. coli* ATCC 8739, y una cepa de *E. coli* autóctona, aislada de una zona ganadera del tercio medio de la cuenca en estudio. La cepa aislada fue identificada con la utilización de un medio de cultivo cromogénico (CHROMOBRIT, Britania). Este medio, específico para *E. coli*, basa su acción en la detección de la actividad β-D- glucuronidasa. Los inóculos de cada cepa se prepararon a partir de cultivos de 24 horas en medio agar triptosa soja (Biokar Diagnostics). Las muestras de suelo se inocularon con una suspensión bacteriana de 1×10^7 UFC/ml, que representa una concentración máxima de microorganismos en escurrimientos sobre materia fecal, usualmente citada en la bibliografía (8, 21). La concentración fue ajustada a ese valor mediante una curva patrón de absorbancia a 600 nm confeccionada para tal fin. Ambas cepas bacterianas fueron fotografiadas con un fotomicroscopio Carl Zeiss Axiolab MC80DX (1000X).

La metodología utilizada para la medición de la adsorción bacteriana fue la propuesta por Ling *et al.* (16), con algunas modificaciones. Alícuotas de 6 g de suelo fueron inoculadas con 6 ml de la suspensión bacteriana. Luego se agitó manualmente la suspensión durante 1 min y se la dejó en reposo durante 5 min. Este período de reposo es suficiente para que se establezca una asociación reversible entre las bacterias y el suelo (16). Dada la similitud de tamaños entre las bacterias (0,2-1,3 µm) y las partículas de arcilla (< 2 µm) y la gran diferencia entre sus densidades (1,1 g/cm³ y 2,6 g/cm³, respectivamente) (33), se decidió separarlas por centrifugación poniendo como límite entre ambas un diámetro de 1 µm (32). La energía para dicha separación fue de 50 G, calculada a partir de la fórmula de sedimentación en centrifugas (10), la cual está basada en la ley de Stokes.

Esta energía se tuvo que modificar en 2 de las 27 muestras, dado que su densidad real se alejaba significativamente del valor utilizado para los cálculos de la energía a emplear (2,65 g/cm³), por lo que se debió aumentar el tiempo de centrifugación. La pureza de las fracciones separadas fue corroborada por microscopía óptica (fotomicroscopio Wild MZ8 Leica). El sobrenadante de cada muestra fue incubado a 36 °C durante 24 h en el medio agar rojo bilis (Britania) para el posterior recuento de colonias (1). Las determinaciones se realizaron por triplicado.

La proporción de bacterias adheridas al suelo (porcentaje de adsorción) se calculó como:

$$\text{Ads (\%)} = (\text{Nt} - \text{Ns}) / \text{Nt} \times 100$$

siendo Nt = número total de bacterias adicionadas al suelo (UFC/ml) y Ns = número total de bacterias en el sobrenadante (UFC/ml).

Se compararon los datos observados con aquellos predichos por la ecuación formulada por Ling *et al.* (16): Adsorción = 50,5 Ln (arcilla) - 102,2 (R² = 0,89)

Métodos estadísticos

Se llevaron a cabo análisis de regresión lineal y múltiple sucesivos entre los valores de adsorción bacteriana (variable dependiente) y la textura (variable independiente) (23). Además, se evaluó el comportamiento de la adsorción bacteriana en relación con las arcillas, según lo propuesto por Ling *et al.* (16), y los porcentajes de adsorción bacteriana a partículas < 2 µm y < 3 µm obtenidos experimentalmente. Para ello se realizaron análisis de regresión lineal con variables categóricas probando las diferencias entre las pendientes y las ordenadas al origen mediante ANOVA (Tukey, alfa = 0,05). En todos los casos se cumplieron los supuestos de independencia y homogeneidad de varianzas. Todos los análisis estadísticos fueron realizados mediante el programa Infostat/P v1.1 (10).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos evaluados presentaron una gran variabilidad en el contenido de CO (0,6 a 5,1 %), asimismo el pH osciló entre 5,3 y 9,3 y la fracción de arcillas varió entre 23 % y 52,5 %, con un predominio importante de la fracción limos finos y gruesos (Tabla 1). Esta considerable variabilidad en las propiedades estudiadas permitió abarcar un amplio espectro de condiciones edáficas, que pueden hallarse en la cuenca bajo estudio. En cuanto al CO, no se encontraron diferencias significativas entre suelos, los Argiudoles presentaron valores promedios de 2,23 % y los Natracualfes de 2,88 %. Los Argiudoles presentaron una media de pH de 5,97, que resultó en una diferencia significativa ($p < 0,001$) en comparación con los Natracualfes, cuya media de pH fue de 7,41. El PSI mostró diferencias significativas entre ambos suelos ($p < 0,001$), con valores de 1,7 % en los Argiudoles y 8,8 % en los Natracualfes. Si bien estas diferencias de pH y PSI entre ambos suelos modificarían la adsorción bacteriana y actuarían como covariables de la relación entre la textura y la adsorción bacteriana, dichos efectos presentaron una misma tendencia en ambos tipos de suelos (11). Por ello, el análisis de la regulación de la adsorción bacteriana por parte de la textura se pudo analizar de forma conjunta para estos suelos.

Los valores de adsorción bacteriana correspondientes a los 27 suelos estudiados variaron en el rango de 25,3 % a 73,3 %, con un promedio de 64,4 % para los Argiudoles y de 48,8 % para los Natracualfes. La adsorción de los Argiudoles resultó baja en comparación con lo reportado por Ling *et al.* (16), teniendo en cuenta que dichos autores obtuvieron una adsorción bacteriana de más del 90 % en suelos semejantes a los de la cuenca del arroyo del Tala. A su vez, Oliver *et al.* (21) midieron un 35 % de adsorción bacteriana en un suelo franco arcilloso, mientras que Characklis *et al.* (5) encontraron que un 20 % a un 35 % de *E. coli* estuvo asociado con agregados sedimentables, al evaluarlo mediante técnicas de centrifugación.

La adsorción bacteriana se asoció significativamente con algunos tamaños de fracciones edáficas. En la Tabla

Tabla 1. Características físicas y químicas de los suelos estudiados.

Tipos de Suelos	pH	CO (%)	PSI (%)	Distribución de tamaño de partículas (g/kg)					Clase textural
				Arcilla (<2 µm)	Limo muy fino (2-3 µm)	Limo fino (3-20 µm)	Limo grueso (20-50 µm)	Arena (50-2000 µm)	
Arg	5,8	3,6	1,8	425	50	270	165	90	AL
Arg	6,5	1,0	1,8	510	30	280	130	50	AL
Arg	6,4	0,9	0,5	525	10	245	135	85	A
Arg	6,2	0,9	0,6	435	20	185	240	120	AL
Arg	5,5	2,4	1,6	440	82	343	100	35	AL
Arg	6,2	2,8	0,5	375	57	340	174	55	FAL
Arg	5,3	3,1	0,7	385	58	422	115	20	FAL
Arg	5,7	3,8	1,7	440	35	425	70	30	AL
Arg	5,6	2,8	2,1	380	22	250	268	80	FAL
Arg	8,1	5,1	6,7	330	0	215	240	215	FA
Arg	5,4	3,7	1,8	400	50	370	160	20	FAL
Arg	5,4	3,4	0,7	310	45	360	185	100	FAL
Natr	6,7	3,6	4,5	230	26	200	364	180	FL
Natr	7,2	3,4	4,9	280	23	300	247	150	FAL
Natr	7,3	1,0	11,3	245	21	300	264	170	FL
Natr	7,2	2,4	7,7	310	30	210	320	130	FAL
Natr	8,8	1,8	10,7	360	40	330	200	70	FAL
Natr	8,5	0,6	10,4	240	30	165	380	185	FL
Natr	6,3	3,7	3,5	390	27	253	250	80	FAL
Natr	6,1	3,7	3,2	300	30	315	265	90	FAL
Natr	5,6	3,1	4,5	320	29	340	226	85	FAL
Natr	8,5	1,8	13	255	20	230	315	180	FL
Natr	9,3	0,8	23,2	285	5	230	320	160	FL
Natr	8,5	1,5	13,9	340	20	190	310	140	FAL
Natr	7,3	0,9	2,5	430	35	215	200	120	AL
Natr	7,9	2,0	16,9	290	20	305	240	145	FAL
Natr	6,0	3,1	2,4	355	35	360	170	80	FAL

Arg: Argiudoles, Natr: Natracualfes, CO: carbono orgánico, PSI: porcentaje de sodio intercambiable. AL: Arcillo limoso, A: Arcilloso, FA: Franco arcilloso, FAL: Franco arcillo limoso, FL: Franco limoso.

2 se muestran los coeficientes de determinación y los correspondientes modelos de regresión lineal ajustados entre los valores de adsorción bacteriana (variable dependiente) y las diferentes fracciones de partículas elementales de los suelos estudiados (variable independiente). El porcentaje de arcilla fue la variable que mejor se correlacionó con la adsorción bacteriana; se observó una pendiente positiva y un coeficiente de determinación $R^2 = 0,6$ ($p < 0,001$) (Tabla 2, parte a). Otros investigadores como Gromyko *et al.* (7) encontraron una tendencia similar. Sin embargo, algunos autores como Guber *et al.* (8) no encontraron relaciones significativas con la fracción arcilla, hecho posiblemente relacionado con el estrecho rango de arcillas utilizado en el citado estudio.

En la Tabla 2 se observa que también existió una relación positiva de la adsorción bacteriana con la fracción limo muy fino y limo fino, aunque en estos casos no hubo

significancia estadística. Por otro lado, las fracciones de limo grueso y de arena presentaron ambas pendientes de signo negativo y alta significancia estadística ($p < 0,001$).

Al considerar en forma conjunta a todas las partículas $< 3 \mu\text{m}$ (Tabla 2, parte b), el coeficiente de determinación aumentó 7 % respecto de la regresión ajustada exclusivamente con la fracción arcilla ($< 2 \mu\text{m}$), y se obtuvo la siguiente ecuación: $y = 1,11x + 12,05$ ($R^2 = 0,64$). Dicho ajuste se vio disminuido al intentar relacionar la adsorción bacteriana con un rango aún más amplio de partículas elementales, en este caso inferiores a $20 \mu\text{m}$. La afinidad diferencial de los microorganismos por las arcillas y limos muy finos podría deberse a la elevada superficie específica y la alta densidad de cargas que caracterizan a estas fracciones. Como se mencionó anteriormente, es probable que en el rango de limos muy finos y finos existan fenómenos de aparición de cargas superficiales

Tabla 2. Relaciones entre la adsorción bacteriana y la textura edáfica. a) Adsorción bacteriana en función de la distribución unitaria de partículas elementales; b) Adsorción bacteriana en función de la distribución acumulada de partículas elementales.

Adsorción bacteriana	r ²	Pendiente	Ordenada al origen
a - Unitaria			
Arcilla (< 2 µm)	0,60 ***	0,13	8,05
Limo muy fino (2-3 µm)	0,15 *	0,30	46,22
Limo fino (3-20 µm)	0,13	0,06	37,62
Limo grueso (20-50 µm)	0,53 ***	-0,12	83,31
Arena (> 50 µm)	0,46 ***	-0,17	73,94
b - Acumulada			
Partículas < 3 µm	0,64 ***	0,13	6,22
Partículas < 20 µm	0,16 *	0,66	35,05
Partículas > 20 µm	0,55 ***	-0,79	81,95

(*) p < 0,05; (**) p < 0,01; (***) p < 0,001

(capacidad de intercambio catiónico - CIC) y estructuras del tipo de fitolitos, lo que incrementa la posibilidad de captación y atrapamiento de los microorganismos. Además, la presencia de partículas pequeñas en el medio líquido aumentaría la probabilidad de colisión de microorganismos con el medio sólido y ello incrementaría su interacción a través de fenómenos electrostáticos entre las cargas superficiales de estas partículas y las entidades biológicas.

Comparación de modelos de edafotransferencia de la adsorción bacteriana

Los valores de adsorción obtenidos cuando se utilizó la cepa de colección fueron comparados con los calculados a partir de un modelo planteado por Ling *et al.* (16). Como se observa en la Figura 2, la curva confeccionada con datos propios mostró una tendencia muy similar a la predicha por el modelo. Aplicando logaritmos sobre los datos propios y ajustando luego un modelo de regresión lineal, no se hallaron diferencias significativas entre las pendientes de ambas ecuaciones (p < 0,57), aunque éstas presentaron distinta ordenada al origen (p < 0,0063). Los mismos resultados se observaron al incluir los limos muy finos (< 3 µm). Este comportamiento es esperable teniendo en cuenta que en los ensayos de Weaver *et al.* (32) y de Ling *et al.* (16) se utilizaron bacterias autóctonas, mientras que en este trabajo se utilizó una bacteria alóctona. Cuando se repitieron algunos de los ensayos utilizando una cepa autóctona en cuatro suelos incluidos en la Tabla 1 con contenidos de arcilla contrastantes, los valores observados prácticamente coincidieron con

los simulados (Figura 3). La cepa autóctona presentó un promedio de adsorción a los sólidos un 48 % superior a la cepa de colección, con lo que se desestimó la posibilidad de interacciones con las propiedades físicas y químicas de dichos suelos. Muirhead *et al.* (20) informaron resultados similares, ya que la cepa autóctona de *E. coli* presentó en el citado trabajo una adsorción del 81 % y la cepa de colección una adsorción de tan sólo 24 %.

Una de las causas posibles de esta adsorción diferencial es la existencia de diferencias morfológicas entre las especies y cepas bacterianas, que podrían modificar el balance y la distribución de cargas electrostáticas en la superficie bacteriana. En la Figura 4 se observan fotografías de las bacterias de colección y las bacterias autóctonas utilizadas en el presente ensayo; en ellas se advierten morfologías de cocobacilo y de bacilo, respectivamente. De igual manera, podrían haber influido diferencias en

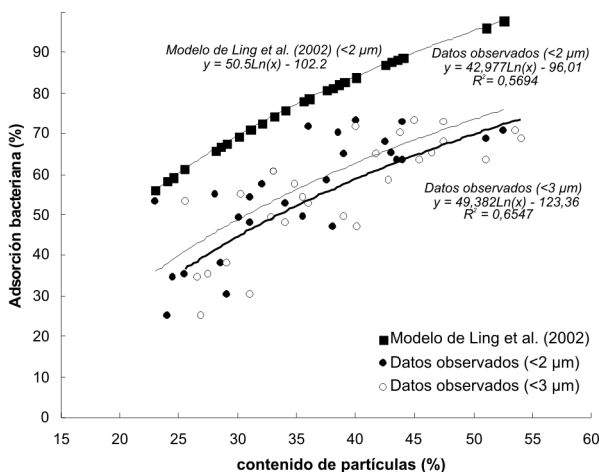


Figura 2. Porcentaje de adsorción de *E. coli* (cepa de colección) en función del contenido de partículas para datos observados y para datos simulados mediante el modelo de Ling *et al.* (2002) (n = 27).

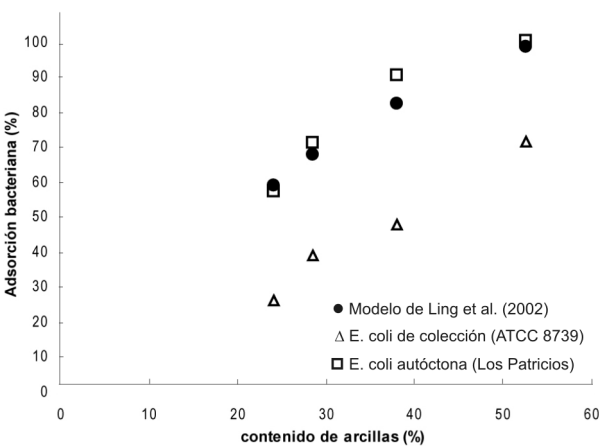


Figura 3. Adsorción bacteriana en función del porcentaje de arcillas (< 2 µm) para la cepa de *E. coli* de colección (ATCC 8739) y para la cepa de *E. coli* autóctona calculada a partir de datos observados y adsorción bacteriana simulada mediante el modelo de Ling *et al.* (2002) (n = 4).

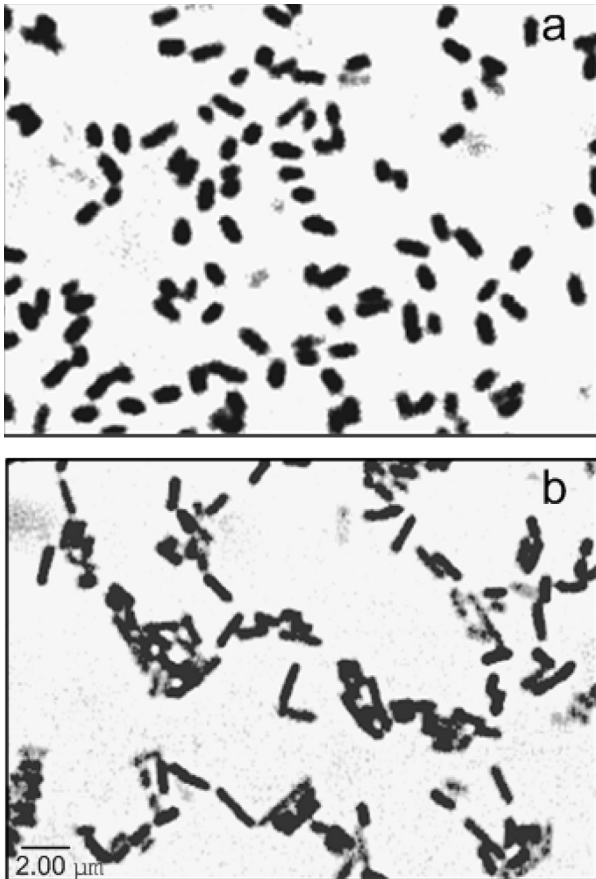


Figura 4. (a) Fotografía de la cepa de *E. coli* de colección (ATCC 8739). (b) Fotografía de la cepa de *E. coli* aislada de heces bovinas encontradas en suelos del establecimiento “Los Patricios”, San Pedro, provincia de Buenos Aires.

otras propiedades, como la producción de sustancias extracelulares, el estado fisiológico, la hidrofobicidad y la motilidad (3). Debido al comportamiento disímil en cuanto a la adsorción a sólidos que pueden presentar las distintas especies y cepas bacterianas, sería de gran utilidad poder contar con una cepa patrón a fin de estandarizar este tipo de mediciones.

Implicancias en la contaminación hídrica

Los resultados obtenidos en la cuenca bajo estudio pueden aportar elementos en la evaluación de estrategias de manejo de los rodeos en explotaciones pecuarias extensivas ubicadas en áreas frágiles y cercanas a los principales cursos de agua de dicha cuenca. Esta cuenca ha experimentado recientemente un incremento de su carga animal por el avance de la soja hacia las tierras otrora ganaderas, lo cual podría aumentar el escurrimiento y el transporte de sedimentos y microorganismos a los cursos de agua. En aquellas áreas afectadas por erosión hídrica, la presencia de altos contenidos de arcilla en superficie favorecería las condiciones de adsorción bacteriana, tanto en los suelos como en los sedimentos allí presentes. Esto aumentaría la supervivencia de diversos

microorganismos, entre ellos la de las enterobacterias, en el medio externo al intestino animal, y esto incrementaría aún más el riesgo de contaminación biológica de los cuerpos de agua aledaños.

Mediante las determinaciones de la adsorción bacteriana utilizando la cepa autóctona se pudo inferir que los procesos de adsorción en el campo serían de mayor magnitud comparados con los obtenidos en este trabajo con la cepa alóctona. Sin embargo, esta afirmación debería corroborarse mediante la experimentación con más suelos y mayor número de cepas autóctonas. En conclusión, las relaciones entre la textura y la adsorción bacteriana señaladas permitirían aportar información básica para elaborar futuros modelos de alerta temprana de contaminación de aguas superficiales en la región bajo estudio.

Agradecimientos: se agradece al Ing. Agr. O. J. Santanoglia, FAUBA; al Ing. Agr. A. Buján y a la Dra. E. Pawlac, Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA) y al Dr. H. Morrás, Instituto de Suelos, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA – Castelar). Trabajo realizado dentro del marco de los proyectos de investigación UBACyT G023 y G045.

BIBLIOGRAFÍA

1. APHA, AWWA. Standard methods of examination of water and wastewater. 20th edition. Washington DC. 1998.
2. Bengtsson G. Growth and metabolic flexibility in groundwater bacteria. *Microbiol Ecol* 1989; 8: 235-48.
3. Camper AK, Hayes JT, Sturman PJ, Jones WL, Cunningham AB. Effects of mobility and adsorption rate coefficient on transport of bacteria through saturated porous media. *Appl Environ Microbiol* 1993; 59: 3455-62.
4. Chagas CI. Calidad y contaminación del agua superficial como recurso para bebida animal en una cuenca representativa de Pampa ondulada. Tesis Doctoral Área Toxicología 2007. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires.
5. Characklis GW, Dilts MJ, Simmons III OD, Likirdopoulos CA, Krometis LAH, Sobsey MD. Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Res* 2005; 39: 1773-82.
6. Cosentino D, Pecorari C. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 2002; 20: 9-16.
7. Gromyko KV, Guz OV, Nazirov MN. Significance of soil adsorption in dynamics of bacterial contamination of irrigated land. *Gig Sanit* 1986; 3: 70-1.
8. Guber, AK, Shelton, DR., Pachepsky, YA. Effect of manure on *Escherichia coli* attachment to soil. *J Environ Qual* 2005; 34 : 2086-90.
9. Hagedorn C, Hansen DT, Simonson GH. Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow. *J Environ Qual* 1978; 7: 55-9.
10. InfoStat. Infostat/Estadistal, versión 2.0. Grupo Infostat/FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Ed. Brujas, 2002. Córdoba, Argentina.
11. INRA. Note Technique n° 1.0. Séparations granulométriques des particules par sédimentation. *Science du Sol –Versailles, equipe Matière Organiques des Sols*. 1986.
12. Jamieson R, Gordon R, Joy D, Lee H. Assessing microbial pollution of rural surface waters: a review of current watershed scale modeling approaches. *Agric Water Manage* 2004; 70: 1-17.

13. Klute A. Water retention: Laboratory methods. En: Klute, A. editor. Methods of soil analyses. 2nd edition ASA and 188. Madison, WI, USA, 1986, p. 1188.
14. Kraemer FB, Chagas CI, Moreton J, Paz M. Capacidad de resuspensión de patógenos en sedimentos de la cuenca del Tala. Efecto del medio líquido. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 2008. Actas del congreso p 492. Potrero de los Funes (SL), Argentina.
15. Kraemer FB. 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 Magister Scientiae en Ciencias del Suelo 2010. Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
16. Ling TY, Achberger EC, Drapcho CM, Bengtson RL. Quantifying adsorption of an indicator bacteria in a soil-water system. T ASAE 2002; 45: 669-74.
17. Marshall KC. Adsorption of microorganisms to soils and sediments. En: Bitton B, Marshall C. editors. Adsorption of microorganisms to surfaces. New York, 1980, p. 317-29.
18. Milne CM. Effect of a livestock wintering operation on a western mountain stream. Trans Am Soc Agric Eng 1976; 19: 749-52.
19. Morrás HJM. Mineralogy and cation exchange capacity of the fine silt fraction in two soils from the Chaco region (Argentina). Geoderma 1995; 64: 281-95.
20. Muirhead RW, Collins RP, Bremer PJ. Erosion and subsequent transport state of *Escherichia coli* from cowpats. Appl Environ Microbiol 2004; 71: 2875-9.
21. Oliver DM, Clegg CD, Heathwaite AL, Haygarth PM. Preferential attachment of *Escherichia coli* to different particle size fractions of an agricultural grassland soil. Water Air Soil Poll 2007; 10.1007/s11270-007-9451-8.
22. OMS. Guías para la calidad del agua potable 2° edición Vol. 1. Recomendaciones OMS Ginebra, 1995.
23. Page, AL, Miller RH, Keeney DR. Methods of soil analysis. Part. 2 Chemical and Microbiological Properties. 2nd edition. Madison, Wisconsin, USA, 1982, p 1159.
24. Rodgers P, Soulsby C, Hunter C, Petry J. Spatial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in north east Scotland. Sci Total Environ 2003; 314-316: 289-302.
25. Sherer BM, Miner JR, Moore JA, Buckhouse JC. Indicator bacterial survival in stream sediments. J Environ Qual 1992; 21: 591-5.
26. Schijven JF, Hassanizadeh SM, de Bruin HAM. Column experiments to study nonlinear removal of bacteriophages by passage through saturated dune sand. J Contamin Hydrol 2002; 58: 243-59.
27. Signor RS, Roser DJ, Ashbolt NJ, Ball JE. Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. J Water Health 2005; 3: 453-68.
28. Snedecor GW, Cochran WG. Statistical methods, 7th edition. Iowa University Press, 1980.
29. Soil Conservation Service. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soils samples. Soil Surv Report 1. USDA. Washington, EE.UU, 1972.
30. Tian YQ, Gong P, Radke JD, Scarborough J. Spatial and temporal modeling of microbial contamination on grazing farmlands. J Environ Qual 2002; 31: 860-9.
31. Walkley A, Black IA. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. J Amer Soc Agr 1934; 24: 256-75.
32. Weaver RW, Dronen NO, Foster BG, Heck FC, Fehrmann RC. Sewage disposal on agricultural soils: Chemical and microbiological implications. Vol. II: Microbiological implications; U.S. EPA Ada, Okla. 1978.
33. Yates MV, Yates SR. Modeling microbial transport in the subsurface: a mathematical discussion. En: Hurst CJ., editor. Modeling the environmental fate of microorganisms. Washington DC, 1991, p 48-76.