

PÉRDIDAS DE SUELO Y NITRÓGENO POR ESCORRENTÍA EN UN ULTISOL DEGRADADO BAJO DIFERENTES CONDICIONES DE COBERTURA VEGETAL EN CHAGUARAMAS-GUÁRICO

Duilio Torres R.* Adriana Florentino y Marisol López*****

RESUMEN

En un suelo Ultisol degradado física, química y biológicamente se llevaron a cabo prácticas de manejo conservacionistas para la recuperación de estas propiedades, contribuyendo a mejorar la calidad del suelo, haciendo énfasis en la reducción de las pérdidas de suelo y nutrimentos por escorrentía superficial. Las prácticas de manejo consistieron en un sistema de labranza mínima y el uso combinado de abonos orgánicos: (residuos: de gramíneas RG, de leguminosas RL, sin residuos SR) RG, *Sorghum bicolor* L. Moench, RL, *Crotalaria juncea* y SR e inorgánicos. Roca fosfórica de Riecito (RFR) y fosfato diamónico (FDA). Luego de 4 años de ejecución de estas prácticas de manejo se evaluó el efecto de las mismas sobre las pérdidas de suelo y nitrógeno por escorrentía, para ello se simuló lluvia con una intensidad de 120 mm/hora con un simulador de lluvia tipo gotero, los sedimentos fueron medidos y luego secados y analizados por colorimetría con flujo continuo para determinar el nitrógeno perdido asociado al sedimento; igual procedimiento se siguió para el agua escurrida. Los resultados obtenidos luego de 4 años señalan que los parámetros de pérdidas de suelo y nitrógeno fueron sensibles a los distintos manejos propuestos, obteniéndose que las menores pérdidas de suelo y nitrógeno se lograron en los tratamientos con mayor cobertura superficial (RL) conjuntamente con la aplicación de roca fosfórica, donde las pérdidas de suelos y nitrógeno fueron de (10,42, 9,2) y (4,2, 3,5) $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ para los tratamientos RG +RFR y RL + RFR, respectivamente. Las mayores pérdidas de suelos y nitrógeno correspondieron al tratamiento SR+ FDA, (15,4 y 6,1) $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ donde la escorrentía superficial fue también mayor, presentando un menor porcentaje de cobertura.

Palabras Clave: Simulación de lluvia; escorrentía; erosión.

* Profesor. Universidad Francisco de Miranda. Dpto. de Ambiente y Tecnología Agrícola. Carretera La Vela-Coro. Apdo. 4101. Coro, estado Falcón. Venezuela. E-mail: duiliotr@yahoo.com

** Profesor. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Apdo. 4579. Maracay, estado Aragua. Venezuela. E-mail: florentino@agr.ucv.ve

*** Investigadora. INIA. Centro Nacional de Investigaciones Agrícolas. Zona Universitaria. Apdo. 4579. Maracay, estado Aragua. Venezuela. E-mail: lopezmar4@hotmail.com

RECIBIDO: septiembre 26, 2005.

INTRODUCCIÓN

La sustentabilidad de los sistemas considera, entre otros aspectos, la prevención de la contaminación de fuentes de agua por nitratos provenientes de los fertilizante aplicados o producto de la mineralización del nitrógeno orgánico; así mismo, busca garantizar la conservación de las propiedades físicas del suelo que están asociadas al movimiento de agua y nutrimentos, para reducir las pérdidas de suelo y nutrimentos por erosión hídrica.

Algunos autores señalan que existe una estrecha correlación entre las pérdidas de nitrógeno por escorrentía y la cobertura vegetal; por ejemplo Bertol y Meliquitei (1993) afirman que las pérdidas de suelo y agua se reducen en un 85% y 29% respectivamente cuando se usan cultivos de cobertura, igualmente Tapia *et al.* (2002), señalan que cuando se emplean sistemas de labranza reducida la materia orgánica (MO) y el NO_3^- en el agua de escurrimiento se reducen, por lo tanto proponen a estas variables como indicadores de sostenibilidad de agroecosistemas.

A pesar de existir estas alternativas para el manejo sostenible de los agroecosistemas, en Venezuela en los últimos años, específicamente en la zona bajo estudio, los rendimientos del sorgo han decrecido considerablemente (Moreno-Larez, 1999), lo cual ha sido atribuido principalmente a la degradación del suelo como consecuencia de un manejo inadecuado de los sistema de producción de la zona (cultivo intensivo de cereales, combinado con ganadería extensiva).

Entre los principales problemas que presenta los suelos de la zona, López *et al.* (2002) numeran: acidez elevada, toxicidad por aluminio, compactación, erraticidad pluviométrica, erosión y poca capacidad del suelo para almacenar agua, lo que conduce a una degradación de suelos, disminuyendo la productividad del sorgo en la zona. En este sentido investigadores como Pla *et al.* (1982) y Casanova *et al.* (1989), señalan pérdidas de suelo de 40 y 70 Mg ha^{-1} , respectivamente, siendo las pérdidas de N, P y MO sumamente elevadas bajo sistemas convencionales.

Debido a lo anteriormente expuesto, se inicio en el año 1999 un proyecto de investigación interinstitucional, donde participan el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícola (INIA), la Universidad Central de Venezuela (UCV) y la Agencia Internacional de Energía Atómica (AIEA), en la zona de Chaguaramas donde se evalúan prácticas de conservación de suelos alternativas para la recuperación de suelos degradados, en los

cuales se desarrolló esta investigación, cuyo objetivo fue evaluar el efecto que han tenido estas prácticas de manejo sobre la calidad de suelo, enfocadas estas en estudiar los cambios en la cantidad de nitrógeno y suelo perdido, producto de la implementación de prácticas conservacionistas de suelo durante cuatro años en Ultisol degradada, las cuales han estado centradas en el uso de diferentes coberturas vegetales combinados con labranza mínima para reducir los problemas de erosión; el cual es el principal problema observado en la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación de la Parcela Experimental

El experimento se estableció en la Finca Bella Vista, municipio Chaguaramas al nororiente del estado Guárico, entre las poblaciones de Chaguaramas y Valle de la Pascua, entre los 7°40' y 10'' latitud norte y los 65° y 67°45' longitud oeste.

Características edafoclimáticas

Esta es una zona seca con menos de 800 mm de precipitación total. Con distribución en el tiempo unimodal, distribuidas en 4 a 5 meses (junio-septiembre), las lluvias son erráticas, de alta intensidad y de corta duración. La zona presenta temperaturas promedios que oscilan entre 24 y 25 °C; con respecto a la evaporación se presentan valores promedios mensuales de 176 mm. Los suelos son de texturas livianas que van desde franco-arcillo-arenoso a franco arenoso, los mismos son de muy baja fertilidad presentando limitaciones por baja disponibilidad de fósforo-Olsen ($6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), potasio-Olsen ($53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), calcio-Morgan ($56 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}$) y magnesio Morgan ($<20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), pH ácido ($<5,4$), MO ($7,6 \cdot \text{mg}^{-1}$). El drenaje externo es rápido y el interno lento, siendo clasificado como Typic Paleustults (Rey, 2002).

Diseño Experimental

Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar con estructura de tratamientos en parcelas divididas, con 3 niveles en las parcelas principales, (las cuales tenían una dimensión de 16 m^2): *Crotalaria juncea* como abono verde de leguminosa (RL), Sorgo como residuo de gramínea (RG) y sin residuo (SR); y 2 niveles en las subparcelas (dimensiones 6 m^2): roca fosfórica Riecito (RFR), el cual fue denominado, y Fosfato diamó-

nico los cuales fueron denominados T2 y T4, respectivamente; dando origen a 6 tratamientos. Se utilizó 4 repeticiones por tratamientos, para un total de 24 unidades experimentales.

Descripción de los tratamientos con residuos orgánicos

Parcelas Sin Residuos (SR): En esta parcela, se eliminaron los restos de cosecha del cultivo una vez cosechado el grano, la biomasa aérea fue extraída del sistema; para simular parcialmente la actividad que el productor realiza normalmente en la zona.

Parcelas con residuos gramíneas (RG): Una vez cosechado el sorgo, se extrajo el grano y se sacó del sistema (simulando la comercialización del grano); los restos del cultivo se cortaron y se dejaron en la superficie hasta el ciclo siguiente cuando se incorporó la biomasa vegetal.

Parcelas con residuos de leguminosas (RL): que consistió en sembrar *Crotalaria juncea* en hileras; cuando ésta llegó al estado de floración (aproximadamente 35-40 días) se cortó, colocándose en la superficie; esta permaneció como cobertura por aproximadamente 7 meses, cuando la misma fue incorporada antes de iniciar el ciclo de cultivo siguiente.

Adicionalmente a estos tratamientos, se evaluaron dos suelos de referencia Bosque natural (BN) y manejo convencional (PC), partiendo de los supuestos de que el suelo bajo BN representa el suelo que no ha sido alterado por el hombre y está constituido por vegetación semidecidual de árboles, arbustos y hierbas típicas del paisaje de altiplanicie, por lo tanto, se considera que este suelo presenta condiciones de suelo. Por otro lado, el suelo bajo labranza convencional (LC) es un lote que el agricultor ha trabajado intensamente año tras año, y que para el momento del experimento se encontraba cultivado con maíz. En este lote se observa un estado de alta degradación principalmente por erosión hídrica.

Descripción de los tratamientos inorgánicos

Fuentes de fósforo: RFR= roca fosfórica de Riecito micronizada (14% P-total; 39% de CaO; EA entre 80-90%; P-soluble 9,98% P_2O_5 en citrato de amonio neutro); FDA = fosfato diamónico (16% N, 46% P_2O_5).

Fechas de muestreo

En el año de 1998, se iniciaron las prácticas de manejo conservacionistas promovido por el INIA, sembrándose en un año el sorgo como cultivo

indicador y al año siguiente el suelo se deja en barbecho y se colocaron los residuos sobre la superficie, esto se alterno así secuencialmente. En el año 2002, el suelo fue dejado en barbecho para finales de este año, aproximadamente un mes después de que se dejaron los residuos en superficie (finales de noviembre y principios de diciembre del 2002), se tomaron muestras alteradas en las subparcelas, tomándose 2 réplicas a las profundidades de 0-5; 5-10; 10-20; 20-30 y 30-40 cm, para las determinaciones químicos-nutricionales y análisis textural.

Entre los meses de febrero y marzo del 2003 se tomaron muestras no alteradas en las subparcelas, para las determinaciones de las propiedades físicas del suelo a las profundidades de 0-5; 5-10; 10-20; 20-30 y 30-40 cm y para el mes de abril (5 meses después de dejados los residuos en superficie se tomaron muestras alteradas para las determinaciones químicos-nutricionales, tanto para las propiedades físicas y químicas se realizaron 4 repeticiones a nivel de las parcelas principales. A inicios de mayo se determinó el porcentaje de cobertura vegetal en cada parcela (antes de simular la lluvia) y se aplicó la lluvia simulada, tomándose posteriormente a la lluvia, las muestras de agua y sedimentos para la determinación del nitrato, amonio y nitrógeno total que se perdió por la escorrentía generada por la lluvia simulada.

Variables evaluadas

La determinación de materia orgánica en suelo y sedimentos fue realizada por el método de Walkley y Black (1934), el calcio fue determinado por extracción con acetato de amonio y cuantificación por absorción atómica, el pH se calculó en relación suelo agua 1:5 y el nitrógeno total tanto en suelo como en sedimento, fue determinado por el método de Kjeldaj (UCV, 1993), el nitrógeno mineral en suelo, agua y sedimento fue cuantificado por colorimetría por flujo continuo (Honeycutt, 1991). La distribución de tamaño de partículas, se realizó por el método modificado de Bouyucos descrito por Pla (1983); y las propiedades físicas fueron medidas por la metodología descrita por Pla (1983); determinándose densidad aparente mediante el cilindro Uhland y la conductividad hidráulica, macro y microporosidad mediante el permeámetro de carga constante y las propiedades hidrológicas fueron evaluada por simulación de lluvia con una intensidad de 120 mm/hora (López y Florentino, 2000). La cobertura vegetal fue medida por el método de la cuadrícula (Tejada y Rodríguez, 1989).

Simulación de lluvia

Se utilizó un sistema con un simulador de lluvia tipo gotero (López y Florentino, 2000). El tipo de parcelas usadas para esta experiencia es de tipología cerrada, atendiendo al límite de las mismas, en las que se delimitó un área de 30 cm de largo por 30 cm de ancho, para un área de 0,90 cm², la intensidad de lluvia fue de 120 mm/hora durante un tiempo de 45 minutos.

Análisis de los datos

Para el análisis de los datos se realizó un Análisis de Varianza (ANAVAR) y pruebas de comparación múltiples de media de Tukey con una probabilidad de $P < 0,05$, adicionalmente se realizó un análisis multivariado para todas las variables estudiadas. Para la selección de los indicadores se hizo un análisis de componentes principales complementado con análisis discriminante. Los valores críticos fueron seleccionados del análisis multivariado y de los valores de los suelos de referencia BN y PC, luego los indicadores se agruparon en un índice y se estableció el grado de calidad de suelo para cada condición de manejo según la categoría establecida para tal fin. El análisis estadístico se realizó usando el paquete estadístico computarizado STASTICA (Versión 6,0).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Pérdidas de suelo

La concentración de sedimentos en suelos con alto índice de separabilidad, refleja que la concentración de sedimentos es significativamente menor ($P < 0,05$) en los tratamientos con mayor cobertura, los residuos no solo evitan la separación y el arrastre de partículas por efecto de la gota de lluvia, sino que su incorporación ha favorecido la estabilidad estructural del suelo, reduciendo los riesgos de separabilidad de partículas; no obstante a pesar de esto, en el 4^o año de implementado el ensayo todavía se mantiene una erosionabilidad relativamente alta, aunque los resultados obtenidos muestran una tendencia a reducir las pérdidas de suelo, producto de la protección superficial del mismo y por las mejoras estructurales alcanzadas mediante el uso de la no labranza y la incorporación de residuos orgánicos al suelo.

Observando la curva de concentración de sedimentos (Figura 1), existen diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos, siendo mayor el arrastre de sedimentos en los tratamientos SR, con respecto al tratamiento con RG y los tratamientos RL, respectivamente. Esta tendencia es clara y altamente significativa ($P < 0,05$) hasta aproximadamente los 30 min de iniciada la escorrentía, cuando esta diferencia se hace similar entre los tratamientos. Estos resultados fueron similares a los demostrados previamente por Angle *et al.* (1984) y Gilley *et al.* (1987).

En las pruebas de infiltración y escorrentía presentadas por estos mismo autores (Torres y Florentino, 2004) se observó que las mayores valores de pérdidas de suelo se presentaron en aquellos suelos que se encuentran desprotegido y donde el impacto de las gotas de lluvia causó deterioro en la estructura del suelo, iniciando la escorrentía más rápido y por lo tanto las pérdidas de suelo fueron mayores (Figura 2), esto ocurrió más intensamente en los tratamientos SRT2 y SRT4, con las mayores pérdidas, superiores a los tratamientos RGT2 y RGT4, así como RLT2 y RLT4, los cuales tuvieron menores pérdidas por tener mayor porcentaje de cobertura.

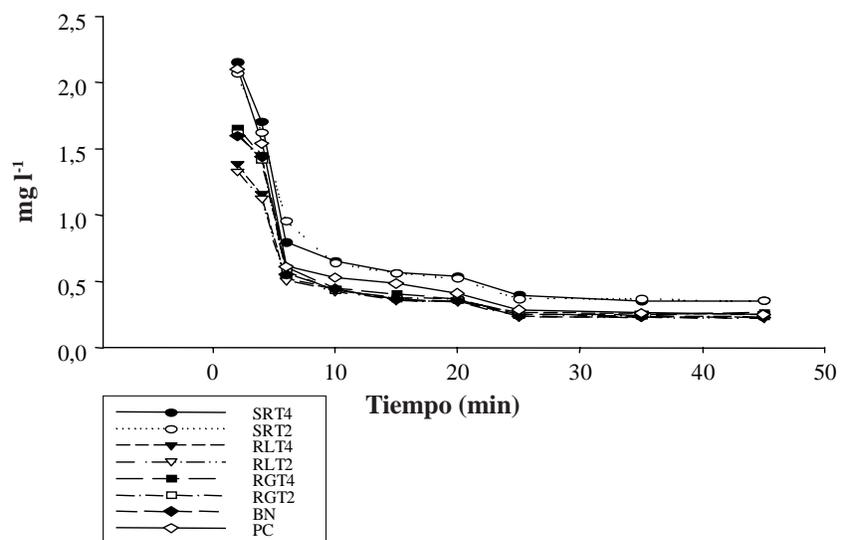


FIGURA 1. Concentración de sedimentos en el agua escurrida durante las pruebas de simulación.

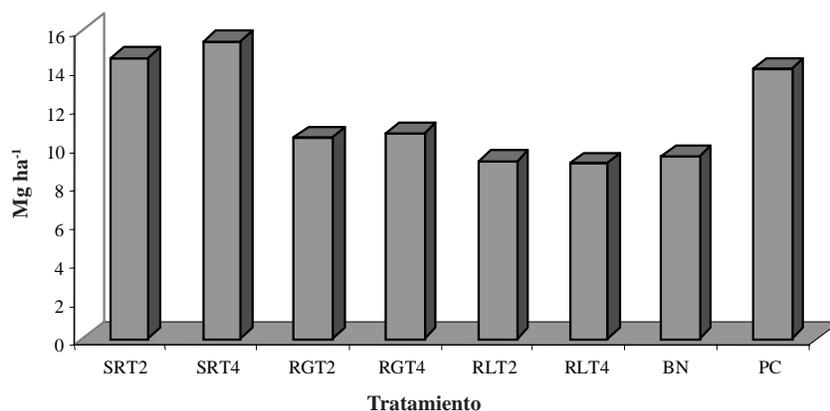


FIGURA 2. Pérdidas total de suelo obtenidas para cada tratamiento.

Por otro lado, aunque no se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$), la tendencia fue a que las menores pérdidas de suelo ocurrieron en los tratamientos que tenían roca fosfórica (RF), esto se debe a que la RF mejoró la estructura del suelo, por lo tanto aquí se observa una menor erosionabilidad del mismo. Cuando se estudiaron las pérdidas de suelo durante la simulación de la lluvia a través de la curva de erosión acumulada (Figura 3), se observó la misma tendencia que en la gráfica anterior, es decir una mayor pérdida de suelo en aquellos tratamientos sin cobertura (SRT2 y SRT4) los cuales fueron significativamente mayores ($P < 0,05$) a los tratamientos con cobertura.

Por otra parte, aunque en la parcela bajo LC las pérdidas de suelo fueron significativamente mayores a los tratamientos con cobertura, no se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) con el tratamiento sin residuo, por lo tanto la tasa de erosión está más influenciada por el tipo y cantidad de cobertura que por el tipo de labranza; también se observó que los tratamientos con mayor estabilidad estructural, fueron los de RF (T2), los cuales mostraron tendencia a perder menos suelos que aquellos tratamientos con menor estabilidad estructural.

Los gráficos de tasa de erosión y erosión acumulada (Figuras 3 y 4) a su vez muestran que las mayores pérdidas de suelo ocurren en los primeros minutos de la prueba, luego que el suelo fue saturado y se inicia la escorrentía, por lo cual es aquí donde se encuentra la mayor cantidad de

sedimentos erosionados y con ellos la mayor cantidad de nutrientes perdidos principalmente nitrógeno y carbono orgánico. Estos resultados son similares a los presentados por Dickey (1990), quien al aplicar lluvia simulada con una lámina de 51 mm en 45 min para una intensidad de 70 mm/hora encontró pérdidas de 17,5 Mg ha⁻¹ hasta 56 Mg ha⁻¹.

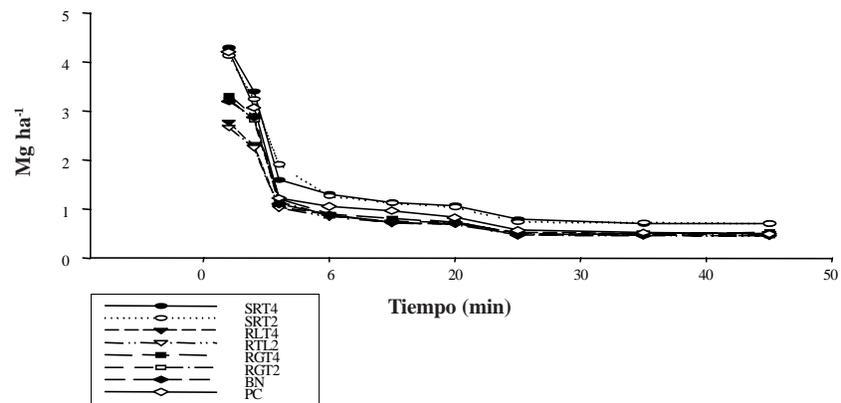


FIGURA 3. Pérdidas de suelo por erosión obtenidas para cada uno de los tratamientos evaluados.

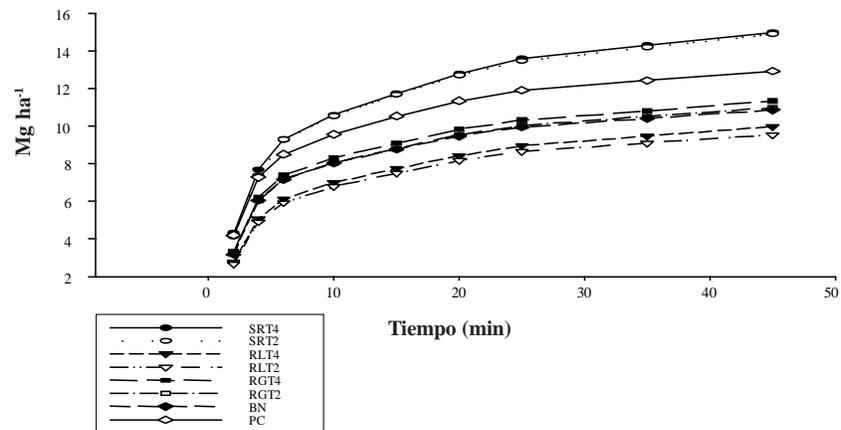


FIGURA 4. Curva de erosión acumulada para cada tratamiento durante la prueba de simulación.

Otras investigaciones en análisis de lluvias aplicando laminas que generan intensidades similares a las de este ensayo, fueron presentadas en la zona por Páez (1980) para la estación Valle de la Pascua, cercana al área del ensayo, con un 25% de probabilidad de ocurrencia, observándose que las pérdidas de suelo son significativamente superiores en suelo bajo LC, sin embargo, las mismas se reducen considerablemente bajo labranza mínima.

Las pérdidas de suelo en el ensayo mantienen la misma tendencia que lo señalado por Pla (1978), Lobo (1987) y Bravo (1991) que señalan que las pérdidas de suelo son mayores en los sistemas de LC, donde las pérdidas oscilan entre 40 y 194 Mg ha⁻¹; y se reducen a valores menores de 16 Mg ha⁻¹; en los sistemas donde se emplea labranza mínima y el uso de coberturas.

Pérdidas de nitrógeno

En la Figura 5 se observa que las mayores pérdidas ocurren en los tratamientos con peores condiciones físicas asociado una menor incorporación de residuos orgánicos, siendo estos tratamientos los que presentan mayor lámina escurrida y mayores pérdidas de suelo (tratamientos SRT2 y SRT4), mientras que las menores pérdidas ocurrieron en RLT2 y RLT4.

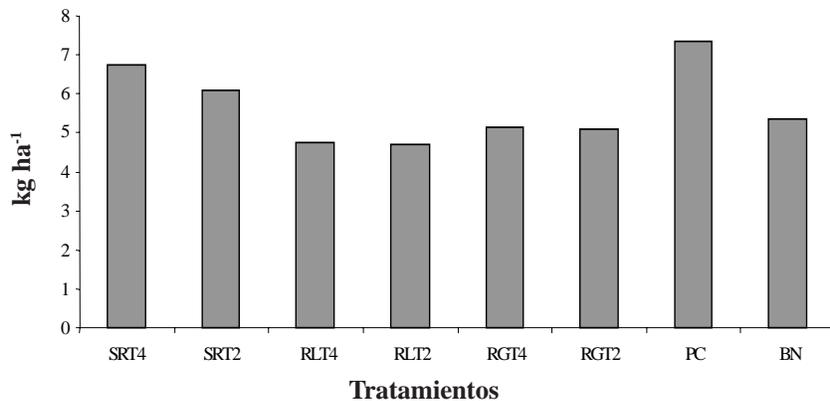


FIGURA 5. Nitrógeno total perdido por escorrentía asociados al agua y sedimentos bajo lluvia simulada.

Los resultados son similares a los mostrados por Torbert *et al.* (1999) y Fessehare *et al.* (1999) donde señalan que la escorrentía superficial y la cobertura son los factores más importantes que controlan las pérdidas de nitrógeno. Igualmente en estudios previos realizados en los suelos de Chaguaramas (Páez y Rodríguez, 1989; Casanova *et al.*, 1985; Lobo, 1987) se evidencia que las mayores pérdidas de nutrimentos se producen en los sistemas de LC, donde la cobertura superficial del suelo es muy baja o nula.

Pérdidas por escorrentía

Las pérdidas de nitrógeno asociadas al agua de escorrentía después del evento de lluvia, está afectada principalmente por dos factores: la concentración de nutrimentos en el agua de escorrentía y el volumen de escorrentía. En la Figura 6 se observa que las mayores láminas de escorrentía y por lo tanto las mayores pérdidas de nitrógeno mineral en escorrentía se presentaron en los tratamientos con menor cantidad de residuos (SR).

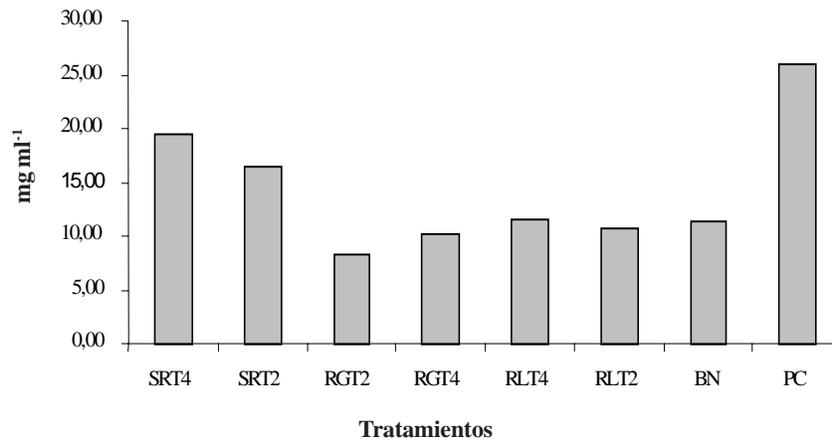


FIGURA 6. Nitrógeno mineral perdido por escorrentía para cada tratamiento bajo lluvia simulada.

La concentración de nutrimentos fue afectada por el tiempo de inicio de la escorrentía, siendo mayores las pérdidas donde la escorrentía se inició más temprano. Por otra parte, las menores pérdidas de nitrógeno mineral se observaron en el tratamiento de RG y RL donde hubo una mayor cobertura superficial y por lo tanto la escorrentía fue menor. Con respecto a los suelos de referencia las pérdidas de nitrógeno mineral fueron claramente superiores en el tratamiento convencional (PC) donde hubo menos cobertura superficial y la escorrentía y la perdidas de suelo fueron superiores al del tratamiento del ensayo, mientras que en el suelo bajo BN las pérdidas de nitrógeno mineral fueron similares a la de los tratamientos de RG y RL.

Esto ha sido atribuido a que tanto el fertilizante como los residuos son dejados superficialmente, los datos de NT, N-NO₃ y N-NH₄, así lo reflejan, viéndose que todas las formas de nitrógeno se acumulan en los primeros 10 cm, provengan del fertilizante o de la mineralización de los residuos orgánicos. Los investigadores señalan que estas pérdidas se podrían reducir, si el fertilizante se aplica en forma subsuperficial, sin embargo, en el presente ensayo tanto la aplicación de fertilizantes como la incorporación de los residuos se hizo en forma superficial. De igual forma, en el ensayo se observa el nitrógeno perdido por escurrimiento corresponde principalmente a la forma nítrica N-NO₃, esto es dado a la alta solubilidad que presenta este compuesto. No obstante, se ha indicado que las pérdidas de nitrógeno en escorrentía superficial, en algunos casos son insignificantes, a pesar de que se generen lluvias intensas según Gross (1990), más si se trata de suelos arenosos donde la escorrentía superficial y las pérdidas de nutrimentos es sumamente baja, predominando en estos casos pérdidas por lixiviación.

En la Figura 7 se observa que las pérdidas de N-NO₃ y N-NH₄ fueron superiores en los tratamiento donde el suelo presentaba menos cobertura superficial y además donde el mismo fue fertilizado con fosfato diamónico (120 kg Nitrógeno ha⁻¹), siendo las pérdidas significativamente superiores (P<0,05) en los tratamientos SR y en el suelo bajo LC, por su parte, las pérdidas fueron significativamente menores en los tratamientos (RL y RG). Las pérdidas de nitrato fueron superiores a la de amonio en los tratamientos (SR y RL) posiblemente debido a que la actividad de la bacterias nitrificantes se ve reducida por la acidez de los suelos, por lo tanto, el proceso de transformación de amonio a nitrato será reducido; nótese que en los tratamiento donde el pH fue mayor

(6,85; 6,20; 5,09 y 4,85) para BN, PC, RLT2 y RGT2, respectivamente, los cuales no presentaban problemas de acidez siendo los valores de nitrato en escorrentía superiores a los de amonio.

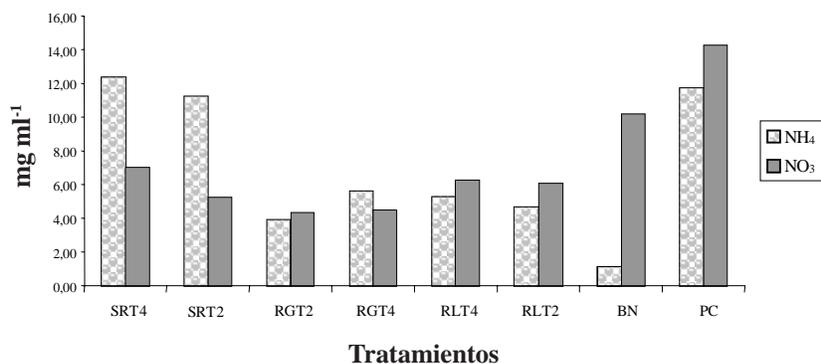


FIGURA 7. Nitrógeno mineral perdido por escorrentía para cada tratamiento bajo lluvia simulada.

Cuando se observó el comportamiento de las pérdidas N-NO₃ y N-NH₄ durante las pruebas de simulación (Figuras 8 y 9) se constata que las pérdidas se concentraron durante los primeros 15 min de la prueba que es donde ocurre el pico de escurrimiento en esta fase se observan diferencias significativas entre los tratamientos, siendo mayores las pérdidas de nitrato y amonio en los tratamientos SR y la PC, mientras que las pérdidas fueron menores en los tratamientos con RG y RL, así como el BN.

Por otra parte, en el caso de los suelos de referencia BN y PC los valores de N-NO₃ fueron superiores a los de los tratamientos; como se explicó anteriormente estos tratamiento tuvieron un mayor pH y quizás hubo una, mayor acción de las bacterias nitrificantes por lo que se acumuló el N-NO₃ en la parte superficial del suelo y por eso las mayores concentraciones en el agua de escurrimiento; en los demás tratamientos el pH se mantuvo igual a las condiciones iniciales del estudio (<4,5), por lo tanto, el grado de acidez observado en el suelo pudo inhibir el proceso de nitrificación, resultando en una mayor concentración de N-NH₄ y al producirse la escorrentía en estos las concentraciones de N-NH₄ encontradas en el agua de escorrentía fueron mayores.

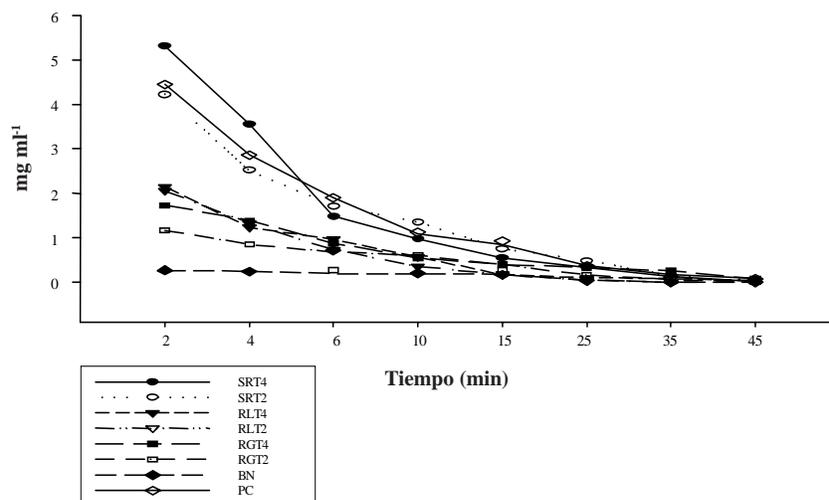


FIGURA 8. $N-NH_4$ perdido por escorrentía durante la prueba de simulación.

Los resultados obtenidos a su vez son consistente con los obtenidos en las curvas de erosión y en las curvas de escurrimiento, donde las concentraciones más bajas de nutrientes se observaron en los tratamientos donde se aplicó RF como abono inorgánico; esta diferencia fue perceptible hasta los 20 min de la prueba, a partir de ahí la concentración de nutrientes en el agua de escorrentía tuvo una tendencia exponencial alcanzando valores sumamente bajos, no pudiéndose detectar diferencias entre los tratamientos.

Los resultados también muestran que aunque la concentración de nutrientes (N) en el sedimento fue reducida por las prácticas de manejo establecidas, la concentración en solución se incrementa con la labranza reducida, notándose que las pérdidas en escorrentía fueron mayores, comprobándose así la hipótesis planteada que, en estos tipos de manejo, parte del nitrógeno tiende acumularse superficialmente corriéndose el riesgo que gran parte de éste se pierde por escorrentía no siendo aprovechado por la planta y causando posibles riesgos de contaminación de las aguas superficiales. Estos resultados son similares a los obtenidos por Alberts y Spomer (1985) y Torbert *et al.* (1996).

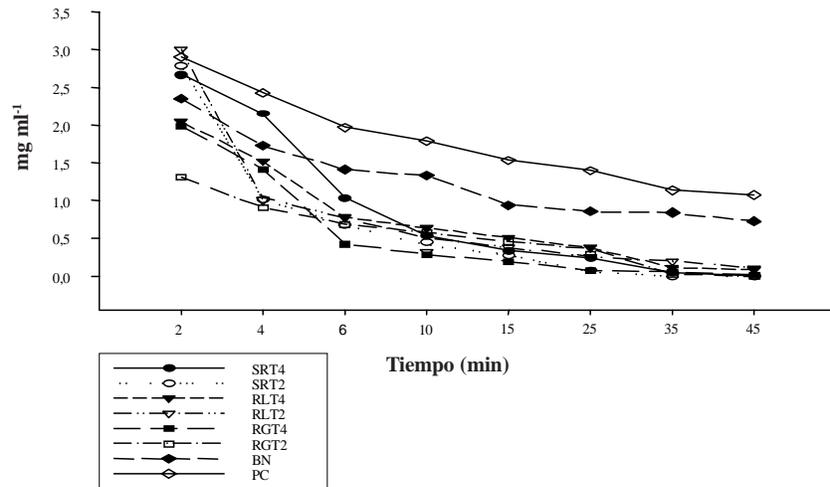


FIGURA 9. N-NO₃ perdido por escorrentía durante la prueba de simulación.

Pérdidas de nutrientes en sedimentos

Las pérdidas de nitrógeno asociadas a los sedimentos que se presentan en la Figura 10 muestran que los valores mayores ocurrieron en el suelo de referencia bajo PC seguido de los tratamientos SR, mientras que las pérdidas fueron significativamente más bajas ($P < 0,05$) en los tratamientos con mayor cobertura (RL y RG), como algunos autores (Torbert *et al.*, 1996; Gray, 2002; Tapia *et al.*, 2002) han citado, que las formas de nitrógeno orgánico están más asociadas a los sedimentos, dado que gran parte proviene de la MO particulada; así mismo, en el manejo convencional las pérdidas fueron incrementadas por que semanas antes de realizar las pruebas se fertilizó superficialmente la parcela por lo que parte de este nitrógeno pudo ser cuantificado después de la simulación tanto en el agua como en los sedimentos.

Las pérdidas de nitrógeno a lo largo de la prueba muestran un comportamiento similar a la de la figura anterior, salvo que significativamente las diferencias son mayores durante los primeros 20 min de la prueba, lo que guarda correlación con lo observado a lo largo de la discusión relativo a que el mayor escurrimiento, la mayor pérdida de suelo y

nutrimentos ocurre en los primeros intervalos de tiempo de la simulación reduciéndose a medida que transcurre la prueba. En orden de importancia, las mayores pérdidas fueron observadas en el suelo de referencia PC seguido de los tratamientos SR y las menores pérdidas correspondieron a los tratamientos con residuos de RL y RG y BN, respectivamente.

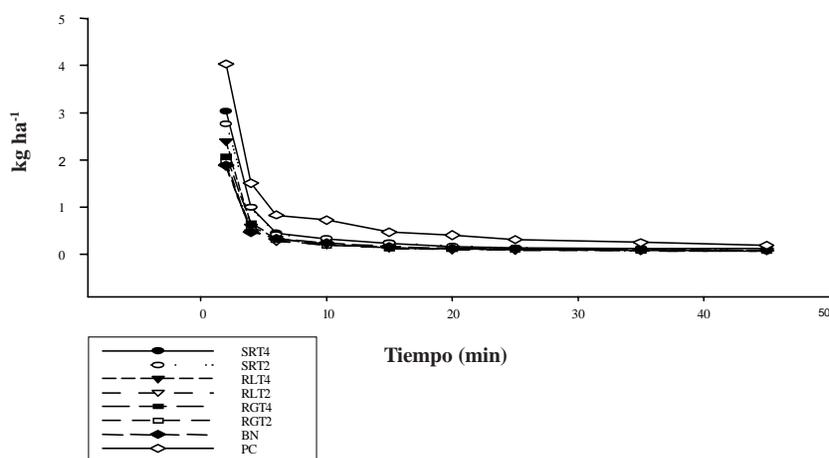


FIGURA 10. Nitrógeno total perdido asociado a los sedimentos durante la prueba de simulación.

Los resultados correspondientes a las pérdidas de nutrimentos asociadas a sedimentos son concordantes con lo señalado por Gray (2002) el cual atribuye que la concentración de MO, nitrógeno orgánico, $N-NO_3$ y $N-NH_4$ puede ser explicada a través de la correlación existente entre la aplicación de fertilizantes y la concentración de $N-NO_3$ y $N-NH_4$ en el horizonte superficial; en los resultados preliminares se demostró que tanto la MO así como las distintas fuentes de nitrógeno (orgánico, nítrico y amoniacal) se concentraban en los primeros 10 cm de suelo.

Por otra parte se constató que, las pérdidas de nutrimentos son menores cuando el suelo se maneja bajo prácticas conservacionistas y a su vez se colocan residuos que no sólo protegen al suelo del impacto de las gotas de lluvia, sino que mejoran la estructura del suelo. Los tratamientos con

residuos de cobertura presentan menos escorrentía y erosión, por lo tanto, menor pérdida de nutrientes. En este sentido, Udewatta *et al.* (2002) coinciden en señalar que luego de 3 años bajo siembra en contorno se logra reducir la erosión y las pérdidas de nitrato en un 24% los riesgos de contaminación por N de las aguas superficiales.

A partir del análisis multivariado se construyó un índice de riesgos de contaminación de aguas superficiales (IRC). $IRC = \text{Volumen escurrido} * \text{Concentración (N-NO}_3 \text{ y N-NH}_4 \text{ en escorrentía)} / \text{espesor de la capa superficial}$, que corresponde a los 10 cm donde se acumuló el nitrógeno mineral que se perdió al simular la lluvia. Este índice fue adaptado del propuesto por Allas *et al.* (2004) para evaluar la contaminación de acuíferos y aguas subsuperficiales por las aplicaciones excesivas de nitrógeno asociado a las actividades agrícolas en la provincia de Navarra, España.

El índice adaptado y desarrollado en la presente investigación, surge del análisis de componentes principales apoyados en la matriz de correlación, donde se observó una alta asociación entre las concentraciones de NO₃ y N-NH₄ en el agua de escorrentía con la lámina escurrida, es decir, las pérdidas se incrementaron al aumentarse la escorrentía; así mismo, en el análisis de componentes principales, estas variables tuvieron el mayor peso para explicar la variación de los resultados y tuvieron la capacidad de discriminar los tratamientos en función del manejo dado; se tomó la profundidad hasta 10 cm dado que el nitrógeno se acumuló mayoritariamente en las capas superficiales y fue este el que estuvo sujeto a las pérdidas cuando se produjo el escurrimiento (Torres y Florentino, 2005, información no publicada).

Cuando se aplicó la fórmula se pudieron separar los suelos en dos grupos de manejo (Figura 11), uno donde el riesgo de contaminación de las aguas superficiales, fue mayor correspondiente, a los tratamientos SR, un segundo grupo formado por los tratamientos residuo de RG y RL donde el IRC fue significativamente menor, dado que en estos tratamientos la escorrentía y la concentración de nutrientes fue menor. Este índice permitió agrupar los tratamientos en función de su riesgo potencial de contaminación de aguas superficiales (ríos, embalses, lagunas, entre otros), presentando mayores riesgos los tratamientos donde hubo un mayor escurrimiento y donde la concentración de nutrientes en el agua de escorrentía fue mayor; además de la tendencia observada en el suelo que fue la concentración de nitrógeno, principalmente N-NH₄ en las capas superficiales, lo cual incrementó las pérdidas de nutrientes al producirse la escorrentía.

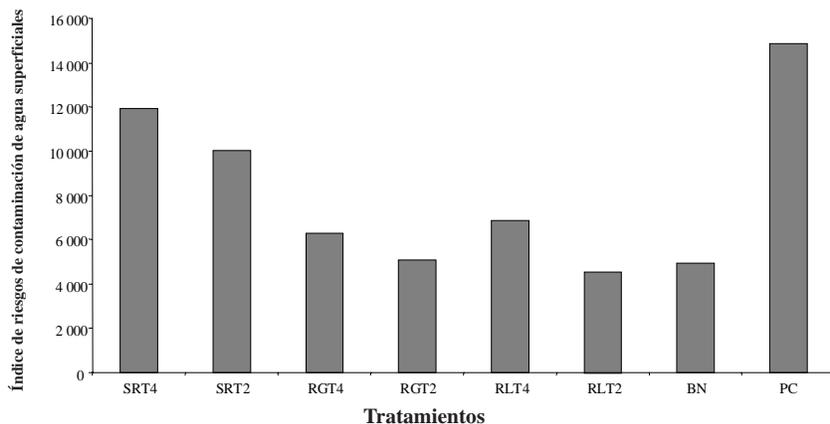


FIGURA 11. Índice de riesgos de contaminación de aguas superficiales.

CONCLUSIONES

- Las pérdidas de nitrógeno total son explicadas fundamentalmente por los factores hidrológicos del suelo (tasa infiltración y escurrimiento) y por la magnitud de las pérdidas de suelo, existiendo una moderada correlación negativa entre los valores de MO pérdida y nitrógeno total perdido con los valores de infiltración, lamina escurrida e inicio de escurrimiento de agua.
- A medida que las pérdidas de suelo fueron mayores, mayores fueron las pérdidas de nutrientes tal como lo muestra una correlación significativa entre los parámetros pérdidas de suelo y pérdidas de nitrógeno, debido fundamentalmente al manejo que se ha hecho de la cobertura y a la no labranza, lo cual se manifiesta en el comportamiento hidrológico del suelo a través de los parámetros asociados a infiltración y escurrimiento, se observó que los mejores resultados correspondieron a los tratamientos con mayor cobertura superficial y mejores propiedades hidrológicas siendo estos (RLT2 y RGT2).

SUMMARY

Conservation management practices were applied to an Ultisol with degraded physical, chemical and biological properties in order to recover

these properties and improve soil quality, emphasizing the reduction of soil and nutrient losses in runoff. These practices involved the application of a minimum tillage system combined with organic and inorganic fertilizers. Organic treatments were *Sorghum bicolor* L. Moench (gramineous residue, RG), *Crotalaria juncea* (leguminous residue, RL) and without residue (SR). Inorganic treatments were fertilizers Riecito phosphoric rock (RFR) and diammonium phosphate (FDA). After four years of application of these practices, an evaluation of their effect on soil and nitrogen losses in runoff was performed with simulated rain at an intensity of 120 mm/hour using a drip type rain simulator. Sediments were measured, dried and analyzed by the continuous flow colorimetric method to determine sediment associated nitrogen loss. A similar procedure was done with runoff water. Results obtained after four years indicate that soil and nitrogen loss parameters responded to management treatments. Lower soil and nitrogen losses were associated with higher degrees of plant coverage in combination with phosphoric rock. Soil and nitrogen losses were, respectively, 10,42 Mg* ha⁻¹*year⁻¹ and 9,2 Mg* ha⁻¹*year⁻¹ for RG+RFR and 4,2 Mg* ha⁻¹*year⁻¹ and 3,5 Mg* ha⁻¹*year⁻¹ for RL+RFR. The greatest soil (15,40 Mg* ha⁻¹*year⁻¹) and nitrogen (6,1 Mg* ha⁻¹*year⁻¹) losses, as well as runoff, occurred with SR+FDA, where coverage percentage was lowest.

Key Words: Soil quality; indicators; crop residue; nitrogen losses; conservation practices.

BIBLIOGRAFÍA

ALLAS, B., J. CASTIELLA, A. LOPEZ and M. DIEZ. 2004. The alluvial aquifers of Ebro and its tributaries in the Foral community of Navarra: An application of the establishment of an environmental indicator for the evaluation of the risk of groundwater nitrogen contamination originated by agricultural activity. In: sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid regions. Vol 2. pp. 364-365.

ALBERTS, E. and R. SPOMER. 1985. Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage. J. Soil Water Conserv. 40:153-157.

ANGLE, J., G. MCCLUNG, M. MACINTOSH, P. THOMAS and D. WOLF. 1984. Nutrient losses in runoff from conventional and no-till watersheds. J. Environ. Qual. 13:431-435.

BRAVO, C. 1991. Efectos de diferentes sistemas de labranza sobre las propiedades físicas del suelo y su influencia en el rendimiento del cultivo del algodón (*Gossypium hirsutum* L.) en un Alfisol del estado Guárico. Postgrado en ciencia del suelo. Tesis de Maestría. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. 114 p.

BERTOL, I. y D. MIQUELLUTI. 1993. Perdas de solo, agua e nutrientes reducidas pela cultura do milho. Revista PAB. 28(10):185-190.

CASANOVA, E., M. L. PÁEZ y O. S. RODRÍGUEZ. 1989. Pérdidas de nutrimentos por erosión bajo diferentes condiciones de manejo en dos suelos agrícolas. Revista Facultad de Agronomía. Alcance 37. Erosión Hídrica, Diagnóstico y Control. 12 p.

DICHEY, E., P. JASA and D. SHELTON. 1990. Residue tillage and erosion. conservation Tillage Journal. pp. 73-83.

FESSEHARE, G, A. EDWARD, K. NEWELL and L. ROBERT. 1999. Dissolved nitrogen transport in surface runoff from field-sized watersheds. Tektran. Unites State Agriculture Department.

GILLEY, J., S FINKER and G. VARVEL. 1987 Slope length and surface residue influences on runoff and erosion. Trans. ASAE 39:148-152.

GRAY, M. and C. HENRY. 2002. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids. Journal Environmental Quality.31:926-936.

HAROLD, L. and W. EDWARDS. 1972. A severe rainstorm test on no till corn. J Soil Water Conservation. 27:30.

HONNEYCUTT, C., L. PORTAR and A. HATELMAN. 1991. Predicting nitrate formation from soil, fertilize, crop residue and sludge with thermal units. Journal of Enviromental Qual 20(4):850-856.

LOBO, D. 1987. Efecto de la aplicación superficial de residuos vegetales y emulsiones asfálticas sobre las pérdidas de suelo y nutrientes en un alfisol con cultivo de sorgo. Trabajo de grado para optar al título de Magíster Scientiarium en Ciencia del Suelo. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. 98 p.

LÓPEZ, A. y A. FLORENTINO. 2000. Construcción de un simulador de lluvia para la evaluación de la infiltración y escorrentía en zonas de pendiente. **In:** Memorias del congreso Venezolano de Ingeniería Agrícola. Barquisimeto. pp.15-18.

LÓPEZ, M., N. ALFONSO, S. CANACHE y S. GUERRERO. 2002. Caracterización de suelos ácidos del nororiente de Guarico y Centro Norte de Cojedes. INIA. Proyectos de Investigación, producción y servicios. Período 1998-2000. Maracay 2002.

MORENO-LAREZ, B. 1999. Informe de gestión. Resultado de ensayo regionales de sorgo granifero Maracay-Venezuela. INIA. Proyectos de Investigación, producción y servicios. Período 1998-2000- Maracay 2002.

PÁEZ, M., L. 1980. Contribución al estudio de la precipitación como factor de erosión en condiciones tropicales, Chaguaramas (Guárico). Postgrado en Ciencia del Suelo. Trabajo de grado de Maestría. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. 79 p.

PÁEZ, M. L. y O. S. RODRÍGUEZ. 1989. El riesgo de la erosión hídrica como criterio de diagnóstico en la evaluación de tierras. Revista de la Facultad de Agronomía. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. 12 p.

PLA, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnósticos de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Alcance 32. Revista de la Facultad de Agronomía. UCV. Maracay. 91 p.

PLA, I., A. FLORENTINO y D. LOBO. 1982. Uso de emulsiones de asfalto para incrementar y regular la productividad de sorgo en un alfisol de los llanos ondulados del norte del estado Guárico sector Chaguaramas. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo. p. 22-23.

REY, J. 2002. Informe de clasificación taxonómica de suelos de Chaguaramas. INIA-CENIAP. p. 6.

TAPIA, L., M. TISCAREÑO, R. SALINAS; VELÁSQUEZ, A. VEGA y A. GUILLÉN. 2002. Respuesta de la cobertura residual del suelo a la erosión hídrica y la sostenibilidad del suelo en laderas agrícolas. Terra 20:449-457.

TEJADA, B. y O. RODRÍGUEZ. 1989. Metodología para evaluar la cobertura de residuos en el control de la erosión. Revista Facultad de Agronomía. Universidad Central de Venezuela. Alcance 37. Erosión Hídrica, Diagnostico y Control.

TORBERT, H., K. POTTER y J. MORRISON. 1996. Management effects on fertilizer N and P losses in runoff on Vertisols. Trans. ASAE 39(1):161-166.

TORBERT, H., N. KENNETH DENNIS, P. W. HOFFMAN, J. THOMAS and C. RICHARDSON. 1999. Surface residue and soils moisture affect fertilizer loss in simulated runoff and heavy clay soil. Agronomy Journal 91:606-612.

TORRES, D. y A FLORENTINO. 2004. Estudio de los procesos hidrológicos como índice de calidad de suelo en ultisol degradado bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal (Guárico-Venezuela). CD-ROM. **In:** Memorias del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del suelo. Cartagena de Indias Colombia.

UDAWATTA, R., J. KRATANSKY, G. HENDERSON and H. GARRETT. 2002. Agroforestry practices, runoff and nutrient loss. Journal of Enviromental Quality 31:1 214-1 225.

WALKLEY, A., and A. BLACK. 1934. An examination of the method for determination soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method Soil Sci.Soc Am. J. 37:29-38.