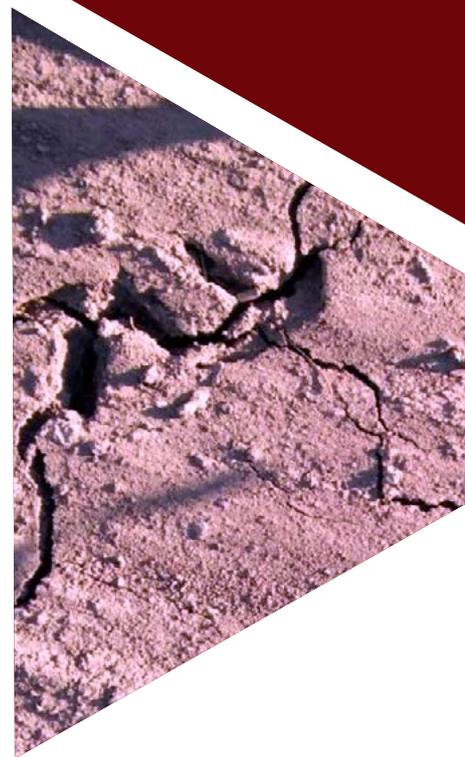


ESCURRIMIENTO, EROSIÓN DEL SUELO Y CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES POR SEDIMENTOS ASOCIADOS A LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA EXTENSIVA: ALGUNOS ELEMENTOS PARA SU ANÁLISIS

CELIO IGNACIO CHAGAS
FILIPE BEHRENDTS KRAEMER



EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Chagas, Celio Ignacio

Esguerramiento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos asociados a la actividad agropecuaria extensiva: algunos elementos para su análisis / Celio Ignacio Chagas ; Filipe Behrends Kraemer. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Editorial Facultad de Agronomía, 2018.
Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-3738-17-3

1. Ciencias del Suelo. I. Behrends Kraemer, Filipe II. Título
CDD 631.4

FACULTAD DE AGRONOMÍA
Universidad de Buenos Aires

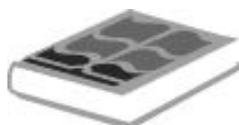
EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
DIRECTOR
Ing. Agr. Antonio J. Pascale

SECRETARIO ADMINISTRATIVO
Dr. Patricio T. Murphy

Primera Edición: Mayo de 2018

Queda hecho el depósito que marca la ley 11.743
Reservados todos los derechos. Prohibida la reproducción o uso tanto en español o en cualquier otro idioma, en todo o en parte por ningún medio mecánico o electrónico, para uso público o privado, sin la previa autorización por escrito de la editorial y los autores.

ISBN 978-987-3738-17-3



Impreso en la Argentina – Printed in Argentine
EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
Avda. San Martín 4453 – (1417) Bs As, Argentina
e-mail: efa@agro.uba.ar

**ESCURRIMIENTO, EROSIÓN DEL SUELO Y CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS
SUPERFICIALES POR SEDIMENTOS ASOCIADOS A LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA
EXTENSIVA: ALGUNOS ELEMENTOS PARA SU ANÁLISIS**

- ▶ **EL RECURSO HÍDRICO EN EL MUNDO Y EN LA ARGENTINA** 2

- ▶ **CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS** 2

- ▶ **CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUPERFICIAL DEBIDA A LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA.
ESCALAS DE ANÁLISIS** 4

- ▶ **IMPORTANCIA DE LOS SEDIMENTOS COMO CONTAMINANTES HÍDRICOS.
MECANISMOS PARA SU GENERACIÓN** 5

- ▶ **EROSIÓN Y SEDIMENTACIÓN EN FUNCIÓN DE LA ESCALA DE ANÁLISIS.
SU INCIDENCIA EN LA CALIDAD Y CANTIDAD DE LOS SEDIMENTOS
MOVILIZADOS** 24

- ▶ **CONCLUSIONES E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO Y
CONSERVACIÓN DE LAS CUENCAS AGROPECUARIAS** 27

- ▶ **REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS** 28

ESCURRIMIENTO, EROSIÓN DEL SUELO Y CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES POR SEDIMENTOS ASOCIADOS A LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA EXTENSIVA: ALGUNOS ELEMENTOS PARA SU ANÁLISIS

RUNOFF, SOIL EROSION AND CONTAMINATION OF SURFACE WATER RESOURCES BY SEDIMENTS ASSOCIATED WITH EXTENSIVE AGRICULTURAL ACTIVITIES: SOME ELEMENTS FOR ITS ANALYSIS.

Celio Ignacio Chagas¹ y Filipe Behrends Kraemer¹⁻²

RESUMEN

El presente manuscrito pone énfasis en la importancia de comprender el funcionamiento hidrológico integral de una cuenca agropecuaria a la hora de estudiar un problema de contaminación hídrica. En sistemas hidrológicos típicos sujetos a escurrimientos superficiales y erosión hídrica, la movilización de sedimentos y sustancias contaminantes, así como sus características físicas y químicas, están íntimamente asociados a la ocurrencia de erosión laminar, en surcos o en cárcavas como así también la sedimentación diferencial del material desprendido y transportado. Por lo tanto al conservar el suelo, se mantiene y/o mejora la calidad y salud integral de los recursos hídricos asociados.

ABSTRACT

This document emphasizes the need to understand the hydrological response of an agricultural basin in order to properly study environmental hazards as water pollution. Under typical hydrological systems affected by surface runoff and water erosion, the transport of sediments and pollutants as well as their physical and chemical characteristics are closely related to sheet, rill, ephemeral and permanent gullies and selective sedimentation processes regarding the detached and transported soil material. Consequently, when soil conservation is attained, quality and health of water resources are promoted too.

► EL RECURSO HÍDRICO EN EL MUNDO Y EN LA ARGENTINA

La proporción de agua dulce existente en la Tierra, es tan solo el 2,5% del agua total. Sin embargo no toda está disponible como agua líquida ya que el 70 % se concentra en los casquetes polares. Del agua dulce restante, una gran proporción está alojada en acuíferos profundos de difícil acceso. Es por ello que tan solo un pequeño porcentaje del agua total de la tierra está disponible como agua dulce de fácil acceso (Solsona, 1999). Según este autor, los continentes que poseen mayores volúmenes de agua dulce son: Asia, América del Sur y América del Norte. Dentro de América del Sur, los principales países que componen el Mercosur (Brasil y Argentina), tienen en su conjunto una significativa disponibilidad de recursos hídricos.

El agua apta para uso y consumo humano y animal, es considerada por la OMS (Organización Mundial de la Salud) como un recurso ambiental. Tanto FAO (1990) como CNUMAD (1992), destacan la dificultad en garantizar un suministro suficiente de alimentos y agua para la población del siglo XXI. Un documento elaborado por el Banco Mundial (1992) señala entre otros aspectos, que más de dos millones de muertes y miles de millones de casos de enfermedad humana al año, son atribuibles a la contaminación de las aguas.

► CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Es importante establecer el grado de incidencia de la actividad humana en el mantenimiento o el deterioro de la calidad hídrica. Este tema se enmarca dentro de la problemática de la contaminación de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos.

1. Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Universidad de Buenos Aires Facultad de Agronomía. chagas@agro.uba.ar

2. CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas)

La contaminación de las aguas puede tener origen en diversas fuentes tanto puntuales como difusas provenientes de la actividad urbana, periurbana y rural (Gutierrez, 1987; Schreier *et al.*, 1986; Ruoff *et al.*, 1988; Berndtsson, 1990; Lacatusu *et al.*, 1992; Cortés *et al.*, 1996; Pereira *et al.*, 1996; Gardner *et al.*, 1999; Meijer *et al.*, 1999).

El estudio de la contaminación de los recursos hídricos debe ser abordado a nivel de cuencas hídricas, puesto que las mismas constituyen unidades estructurales y funcionales asociadas con el ciclo hidrológico (Rodda *et al.*, 1999). Ongley (1997) destaca la necesidad de estudiar la contaminación agrícola del agua a nivel 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 (Santanatoglia *et al.*, 2006).

Existen numerosos estudios sobre contaminación hídrica de cuencas urbanas. En un trabajo realizado en Nueva Zelanda, Mosley y Peake (2001) aplicaron este abordaje para estudiar la contaminación generada por centros urbanos de ese país. A través del análisis de los escurridos muestreados a la salida de la cuenca urbana, estos investigadores pudieron separar aquellos elementos transportados principalmente en forma particulada (mayor de 0,45 micrones) tales como Fe y Pb, de aquellos que lo hacían en forma disuelta tales como Cu y Zn, lo cual les permitió optimizar los procedimientos para su eliminación. Al mismo tiempo pudieron determinar que los elementos nitrógeno y fósforo se movilizaban principalmente a través de restos vegetales que aparecían al comienzo de los eventos de escurrimiento

El índice de indicadores de cuencas (Index of Watershed Indicators, USEPA, 1997) fue desarrollado en Estados Unidos para poder categorizar el estado de los recursos hídricos en las cuencas de todo su territorio. Este índice expresa las consecuencias actuales y futuras de la contaminación puntual y no puntual proveniente de las distintas actividades urbanas, periurbanas y rurales que se desarrollan en las áreas de influencia de las respectivas cuencas. El estado actual del agua de las cuencas está caracterizado por su "condición" En cambio, el riesgo de seguir degradándose con el uso actual o futuro de la tierra se contempla a través de la "vulnerabilidad". El primero de los índices se calcula a través de: presencia de sedimentos contaminados, niveles excesivos de cobre, níquel, zinc y cromo (hexavalente) y la presencia de niveles excesivos de amonio, oxígeno disuelto, fósforo y pH. La vulnerabilidad se estima teniendo en cuenta la descarga excesiva de poluentes tóxicos tales como: cobre, níquel, cinc y cromo hexavalente, de amonio y fósforo y de sustancias que pudiesen alterar el nivel de oxígeno disuelto y el pH del agua. Con respecto a la contaminación de origen agropecuaria, se desarrolló el siguiente índice: potencial de escurrimiento rural, que expresa la capacidad de exportar nitrógeno, sedimentos y pesticidas a través del escurrimiento y los procesos erosivos.

Para cualquier estudio de contaminación hídrica, es importante determinar previamente si las cuencas analizadas poseen un nivel alto de elementos nocivos para la salud humana, animal o vegetal de origen natural, independientes de la acción antrópica, ya que ello no puede considerarse como contaminación (Lacatusu *et al.*, 1992). Como ejemplo, en nuestro país se han reportado estudios de agua de extensas zonas que muestran elevados niveles de arsénico, boro y otros elementos de origen natural.

Giorgis, citado por van Mansvelt y van der Lubbe (1999) señaló diversos aspectos que se deberían tener en cuenta a la hora de conservar la calidad del agua, en el marco del manejo sostenible del paisaje (sustainable landscape management) que plantea la Unión Europea. Al respecto dicho autor formula algunas reflexiones y propuso las siguientes vías de acción: a) manejar el agua con un criterio económico pero a la vez, en forma eficiente y con sentido ecológico, b) con adecuados manejos no sería necesaria la aplicación excesiva de sustancias químicas para preservar la calidad del agua, c) las explotaciones agropecuarias deberían utilizar la menor cantidad de agua posible, limitando la erosión y la generación de poluentes, d) se debería implementar estructuras que faciliten los procesos de autodepuración del agua, restaurando y consolidando la vegetación de las márgenes de los ríos, introduciendo en ellas franjas de bosques y/hierbas, e) en lo posible debería evitarse canalizar las vías de agua con estructuras de concreto, f) se debería preservar y/o restaurar los hábitats hídricos naturales, evitando el empleo de materiales "no vivientes" en las márgenes de los ríos y g) manejar de un modo sostenible el potencial recreacional y educacional del agua en los ambientes rurales.

Solsona (1999) reseñó algunas de las acciones humanas que han tenido efecto sobre la calidad del agua: la construcción de presas, canales, caminos, la tala de bosques, el uso indiscriminado de tierras para cultivos, las emanaciones de la industria y el propio asentamiento humano. Algunos autores mencionaron también a la actividad minera como fuente de contaminación hídrica (Fan, 1988; Harper *et al.*, 1997; Gardner *et al.*, 1999)

Según el Banco Mundial (1992) existiría una relación inversa entre el nivel de ingreso de los países del mundo, y el grado de contaminación orgánica de sus ríos, expresado a través del nivel de oxígeno disuelto de sus aguas: a menores ingresos, menor tenor de oxígeno disuelto, es decir, mayor contaminación hídrica. Esta relación marca un deterioro que tiende a acentuarse con el paso del tiempo.

► **CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUPERFICIAL DEBIDA A LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA. ESCALAS DE ANÁLISIS**

Ongley (1997) en su reporte sobre contaminación agrícola de recursos hídricos, mencionó que la causa central de la degradación de la calidad de los ríos, arroyos y lagos de EEUU, es la actividad agropecuaria. Esto se debe a que dicho país ha controlado en gran medida las fuentes puntuales de contaminaciones (urbanas e industriales). Sin embargo no ha sido igualmente eficiente en controlar las fuentes difusas propias de la actividad agropecuaria, las cuales aportan sedimentos, nutrientes, agentes patógenos y plaguicidas.

Dos ejemplos de la preocupación en EEUU por la contaminación hídrica de origen agrícola se mencionan a continuación: en 1998, el USDA decidió impulsar un programa de incentivos a los productores para que dejen de explotar las tierras pertenecientes a la cuenca que provee de agua potable a la ciudad de Nueva York (Revkin, 1998); a su vez Fialka (1998) señala que a nivel político, el USEPA ha decidido controlar estrechamente la contaminación de vías de agua proveniente de explotaciones vacunas de engorde a corral y producciones aviares intensivas.

En un trabajo realizado en microcuencas de Nueva Zelanda, se concluyó que los diferentes tipos de utilización agrícola de las tierras eran responsables de las diferencias observadas en la generación y exportación de sedimentos y nutrientes y por ende en la contaminación de dichas aguas superficiales (Quinn y Stroud, 2002).

De acuerdo con Coote y Gregorich (2000), los contaminantes de origen agrícola que se consideran de importancia en Canadá son: los sedimentos, los nutrientes (particularmente el P y el N), los pesticidas, las bacterias y las sales.

Defra (2002) señala que el ciclo hidrológico juega un papel fundamental en la dinámica de la contaminación no puntual asociada a las actividades agrícolas. En general los contaminantes que alcanzan los cursos hídricos o las capas subterráneas, lo hacen a través del transporte del agua en movimiento tanto superficial como subsuperficial.

Los materiales minerales: arcillas, limos y arenas que llegan a los cursos de agua, al igual que las partículas orgánicas y las sustancias químicas adsorbidas y asociadas a los mismos, provienen a menudo de procesos erosivos antrópicos, tal como se explicará más adelante.

Los nitratos alcanzan los arroyos generalmente a través del flujo subsuperficial proveniente de áreas que reciben excesivas dosis de fertilizantes o estiércol. Por su elevada solubilidad, los nitratos son contaminantes frecuentes de las capas freáticas; sin embargo también se ha reportado su presencia en el escurrimiento superficial (Doss *et al.*, 1976; Bartlett *et al.*, 1977; Patni y Culley, 1989; Yeruham *et al.*, 1997; Stout *et al.*, 2000).

El nitrógeno orgánico y las formas disueltas y particuladas del fósforo se mueven lateralmente asociados al escurrimiento superficial y a los procesos erosivos (Sharpley, 1985, 1995; Chagas *et al.*, 1999; Jordan *et al.*, 1997; Brannan *et al.*, 1999; Dou *et al.*, 2000). En cuencas degradadas, aun las lluvias de baja intensidad pueden ser suficientes para movilizar dichos elementos. El uso indiscriminado de algunos fertilizantes, biosólidos, enmiendas orgánicas u otras sustancias con

elevados tenores de metales pesados, pueden también provocar la contaminación de suelos y aguas con dichos elementos (De Siervi *et al.*, 2002).

Distintos pesticidas de uso agronómico, han sido reportados en las leches bovinas, provenientes de la ingesta de aguas y/o forrajes contaminados (Basselin *et al.*, 1999). Los pesticidas aplicados a tierras agrícolas transitan diferentes caminos: una parte de ellos es interceptada por los vegetales, otra puede ir directa o indirectamente a la atmósfera y una última parte alcanza la superficie del suelo. Estos tienen a su vez, distintas alternativas: sufrir transporte lateral hacia los cursos de agua a través del escurrimiento y/o los sedimentos, ser absorbidos por la vegetación, lixiviarse en profundidad y/o sufrir descomposición biótica o abiótica. En las cuencas sometidas a lluvias intensas y que generan escurrimiento, se observa que los pesticidas afines a la matriz edáfica mineral u orgánica, tenderán a sufrir movimientos horizontales, mientras que el resto tenderá a moverse verticalmente en profundidad. Otro problema adicional lo constituyen los envases de agroquímicos y sus desechos, los cuales a menudo son arrojados y/o vertidos directa o indirectamente a los cursos de agua (Lampman, 1995; Pereira *et al.*, 1996; USEPA, 1997; Defra, 2002).

Por su parte los productos de medicina veterinaria pueden alcanzar los cursos de agua en forma directa o indirecta. Los mismos pueden ser vertidos accidental o intencionalmente a los cursos de agua o pueden llegar allí a través de las heces y orina (Herrero y Gil, 2008).

Como se deduce de lo expuesto, la contaminación del agua superficial por la actividad agropecuaria depende en gran parte de las características climáticas geomorfológicas, edáficas y de uso de la tierra de las cuencas en las que se realiza dicha actividad, siendo el escurrimiento superficial el eje que permite articular entre sí a todas estas variables.

Otro aspecto del estudio de los contaminantes agropecuarios en los cursos de agua, lo constituye la elección adecuada de la escala de análisis. Cada escala o nivel de percepción revela propiedades emergentes del sistema a estudiar a dicha escala, que pueden modificarse si se cambia el nivel de detalle del análisis.

Algunos investigadores han trabajado a escala regional (Ruoff *et al.*, 1988, Lacatusu *et al.*, 1992, Binkley y Brown, 1993; Basselin *et al.*, 1999; Maldonado *et al.*, 1999) mientras que otros eligieron trabajar a nivel local o en grupos de lotes (Patni y Culley, 1989; Smith *et al.*, 1992, Godwin y Miner, 1996; Santanatoglia *et al.*, 1996; Mwendera y Saleem, 1997; Edwards *et al.*, 1997; Parvanta, 2000; Stout *et al.*, 2000; LeJeune *et al.*, 2001).

A nivel de cuenca, se pueden citar los trabajos de Berndtsson (1990), Cortes *et al.* (1996), Pereira *et al.* (1996), Jordan *et al.* (1997), Brannan *et al.* (1999), Sischo *et al.* (2000), Johnson *et al.* (2003), Galindo *et al.* (2004) y Santanatoglia *et al.* (2006). Entre quienes trabajaron sobre la problemática de la calidad del agua a escala de microcuenca se puede mencionar a Ong *et al.* (1996), Puschner *et al.* (1998) y Rodda *et al.* (1999). También se pueden citar trabajos con simuladores de lluvia que fueron realizados a nivel de laboratorio o de microparcels en campo (Sharpley, 1985, Chagas *et al.*, 1999, De Siervi *et al.*, 2002, Chagas *et al.*, 2007).

► IMPORTANCIA DE LOS SEDIMENTOS COMO CONTAMINANTES HÍDRICOS. MECANISMOS PARA SU GENERACIÓN

Ante todo corresponde diferenciar la erosión geológica de la erosión acelerada. Mientras que la primera es el resultado de fenómenos naturales que modifican la superficie terrestre a través de agentes como el viento y el agua dando lugar a procesos fluviales, eólicos, glaciares, etc., la erosión acelerada es el resultado de la acción humana. Para que ocurra esta última el hombre modifica en forma inadecuada ambientes frágiles, los cuales expresan esta fragilidad desencadenando fenómenos de **desprendimiento, transporte y depositación de suelo/sedimento con tasas mayores que las que ocurrirían en ausencia de dicha acción humana**. La erosión del suelo por el agua se considera el principal proceso de degradación de las tierras a nivel mundial. Actualmente se estima que más de 60 millones de ha de nuestro país esta sien-

do afectadas por erosión hídrica de grado moderado a severo (Casas y Albarracín 2015). Dicha degradación se manifiesta con especial intensidad en áreas como la mesopotamia, los sectores asociados a las sierras pampeanas, el NOA argentino y la pampa ondulada entre otros (ver sectores con coloración azul en la **Figura 1**).

En la **Figura 2** se esquematiza una típica ladera afectada por procesos erosivos hídricos. Se advierte en ella sectores altos dominados por la pérdida de suelo y otros más bajos afectados por la depositación selectiva del material proveniente de las áreas positivas (en forma proximal las partículas más “gruesas” y en forma distal las más “finas”). También se introduce en este esquema el concepto de producción de sedimento (en inglés: *sediment yield*), cuando el mismo es transportado fuera del sistema analizado (e.g. lote o microcuenca).

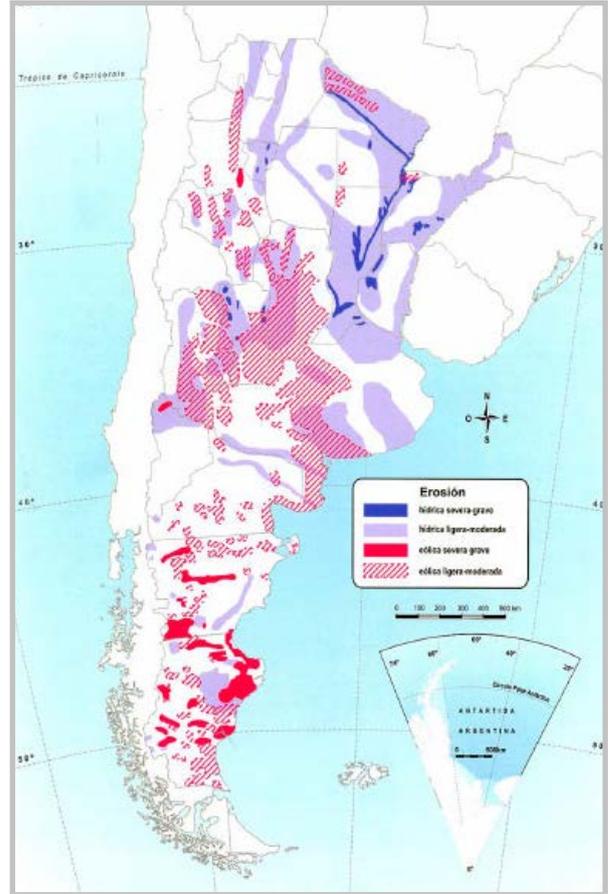


Figura 1. Distribución de áreas afectadas por diferentes grados de erosión hídrica y eólica en La Argentina (FECIC-PROSA, 1988).

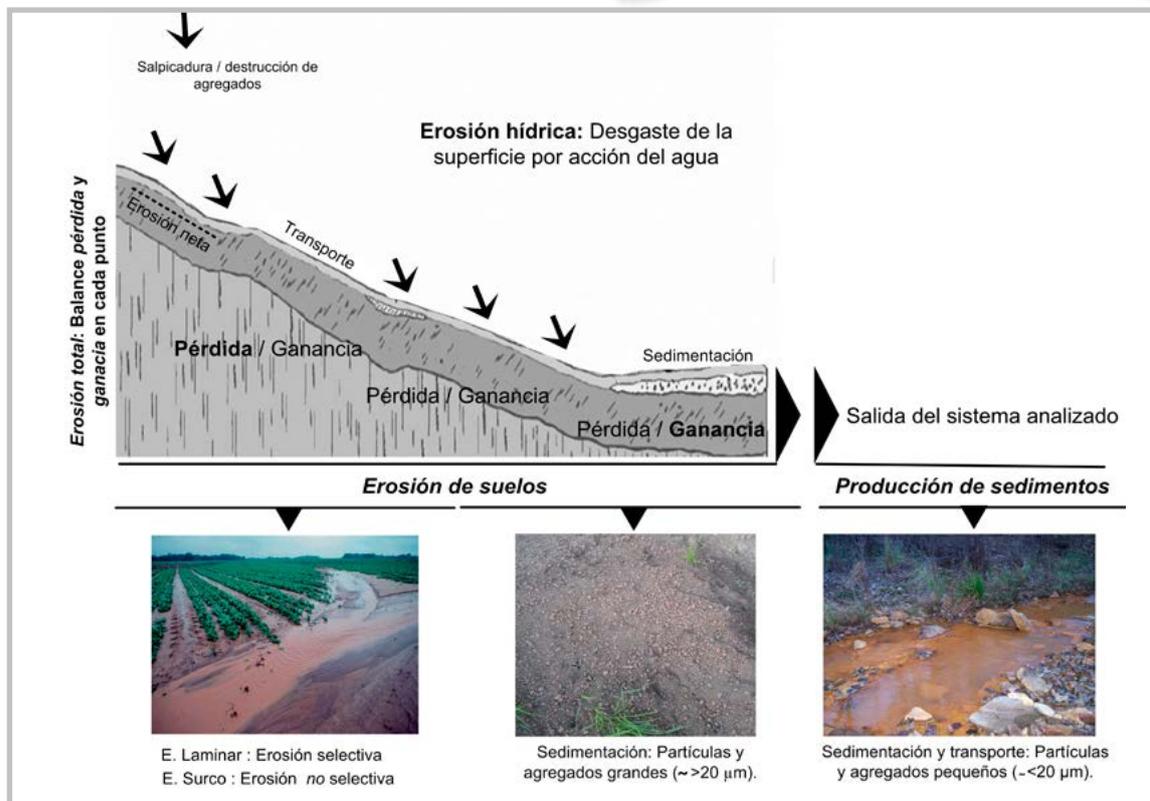


Figura 2. Esquema de procesos de erosión/sedimentación en una ladera teórica.

Los sedimentos generados por dicho proceso, juegan un papel fundamental en la contaminación de los cuerpos de agua superficiales. Ongley (1997) señala que la contaminación hídrica con sedimentos presenta una dimensión física y una química. La dimensión física consiste en que los sedimentos provocan turbidez del agua y entarquinamiento de los lechos fluviales, determinando desequilibrios ecológicos en lugares a menudo alejados de los sitios de origen del propio sedimento. La dimensión química estaría dada principalmente por las partículas de tamaño pequeño (limo) y coloidal (arcillas y materia orgánica) que poseen el potencial de adsorber y transportar elementos y sustancias químicas y biológicas tales como plaguicidas, cationes varios entre ellos metales pesados, e incluso patógenos de gran incidencia en la producción animal y la salud humana.

Los procesos erosivos que generan sedimentos en las cuencas se clasifican en: laminar, surcos, cárcavas y erosión en las márgenes y cauces de los cursos de agua (Nearing *et al.*, 1990; Renard *et al.*, 1994). Cada uno de ellos determina formas características de desprendimiento y transporte que le son propias (Foster, 1988; Lal y Elliot, 1994). La contracara de dichos procesos es la sedimentación (Santanatoglia *et al.*, 1996). La dinámica de desprendimiento, transporte y sedimentación condicionan la cantidad y la calidad de los materiales movilizados por una cuenca en un período determinado (Walling, 1994; Ongley, 1997).

Recientemente Ares *et al.* (2016 a,b) analizaron los factores que inciden en la generación y transporte de sedimentos en una microcuenca agrícola de Pampa Serrana bonaerense. En tal sentido dichos autores concluyeron que tanto la conectividad hidrológica como la sedimentológica resultaban variables útiles para interpretar la dinámica de la concentración de sedimentos medidos en la salida de dicha cuenca.

Los factores físico-ambientales que condicionan la **fragilidad de las tierras** asociados al tipo y magnitud del proceso erosivo en una cuenca, se relacionan con la agresividad climática, la fisiografía y las propiedades edáficas genéticas tanto texturales como mineralógicas. Con respecto al clima debe tenerse en cuenta la intensidad, distribución estacional y probabilidad de ocurrencia de las precipitaciones. Por ejemplo, el factor de erosividad de las lluvias (EI30) incluido en la Ecuación Universal de Suelos (EUPS) propuesta por Wischmeier y Smith (1978), comprende la intensidad y volumen de las lluvias, que cuando se analiza su distribución estacional contrastando con la cobertura del uso del suelo, puede obtenerse la peligrosidad de dichas lluvias para generar erosión (Factor C del modelo EUPS). En la **Figura 3**, se observa para una cuenca de la Pampa Ondulada (cuenca del arroyo del Tala, prov. de Buenos Aires), la erosividad mensual (EI30 mensual) y la cobertura determinada a partir de imágenes satelitales –NDVI- y reconvertidas en valores del Factor C empleando la metodología citada por Van der Kniff *et al.*, (1999). En este ejemplo, los meses de octubre y noviembre serían los más peligrosos ya que existen altos valores de erosividad de las lluvias (EI30) y escasa generación de masa vegetal (valores del Factor C), por lo que se infiere que la energía cinética de la gota de lluvia, no será disipada por la cobertura. Por otro lado, en esta misma figura se observa que aquellas tierras con rotaciones ganaderas tendrán una cobertura más homogénea y constante a lo largo del año, disminuyendo la incidencia de las lluvias intensas sobre el suelo.

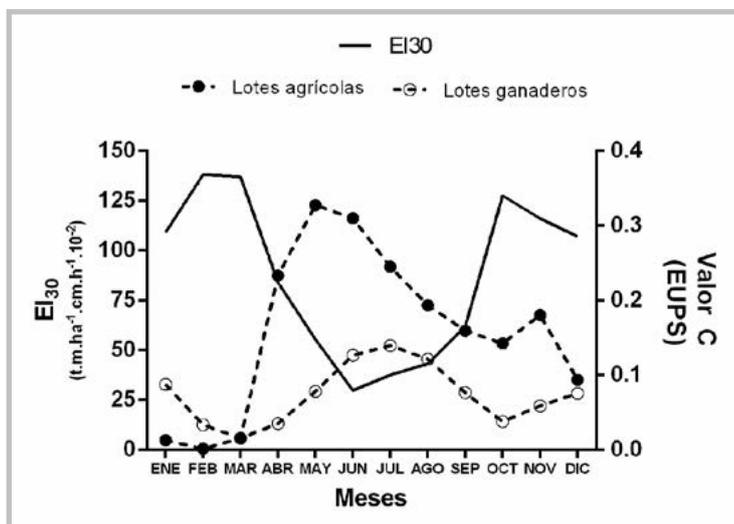


Figura 3. EI30 y valor C de la ecuación universal de pérdida de suelo (EUPS) mensual para la cuenca del arroyo del Tala, prov. de Buenos Aires (adaptado de Ibañez, 2016).

En cuanto a los aspectos fisiográficos que favorecen la ocurrencia de erosión hídrica, importan los relieves ondulados, las pendientes de elevado gradiente y longitud (principalmente el gradiente), aunque en la Pampa Ondulada, Buján *et al.* (2003) encontraron que la longitud influía significativamente. Las formas convexas de la pendiente también son las más peligrosas, debido a que las máximas velocidades de escurrimiento se alcanzan en forma simultánea con el máximo volumen de escurrimiento al final de la pendiente y por último las pendientes convergentes en las cuales se facilita la concentración del flujo hídrico. También es importante considerar si las pendientes son simples o compuestas ya que esto incide sobre la complejidad del patrón de escurrimiento.

Con respecto a las propiedades edáficas que favorecen la erosión hídrica, se puede señalar la presencia de texturas limosas y/o con arenas muy finas en el horizonte A, la reducción en el contenido de materia orgánica, la presencia de estructuras edáficas desfavorables tales como laminar y masiva en superficie, y la existencia de horizontes subsuperficiales de muy lenta permeabilidad. En la Región Pampeana, principalmente en la Pampa Ondulada, la presencia de estructuras laminares con horizontes subyacentes densificados resulta una situación muy frecuente y se asocia a planteos de soja cuasi continua bajo siembra directa (Kraemer *et al.*, 2017; Sasal *et al.*, 2016a; Lozano, 2015). Estas estructuras cuya imagen se observa en la **Figuras 4A y B** determinan reducciones en la conductividad hidráulica con el consiguiente aumento en el escurrimiento (Sasal *et al.*, 2016b).

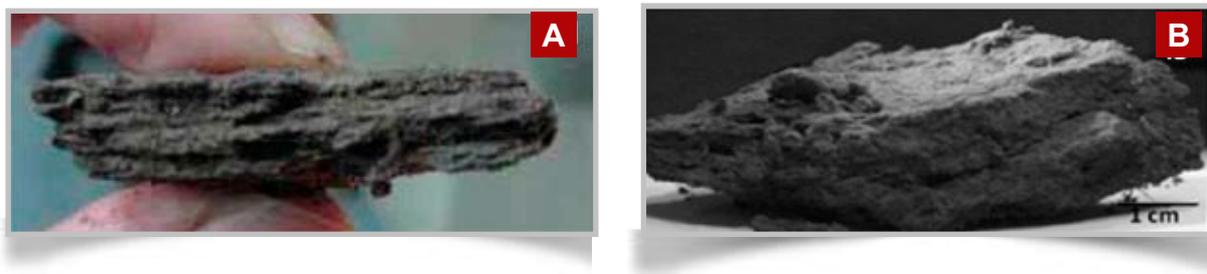


Figura 4A y B Estructuras laminares de distinto tamaño en sistemas bajo siembra directa en la Región Pampeana.

La abundancia de limos y/o arenas muy finas aumenta la fragilidad edáfica ya que dichas partículas no favorecen la formación de complejos húmico arcillosos como lo hacen las arcillas, y una vez desprendidas de la matriz edáfica, son más fácilmente transportables que las arenas gruesas o muy gruesas. Debe tenerse en cuenta que los mencionados factores edáficos condicionan tanto el desprendimiento como el transporte de suelo. Esto se debe a que la destrucción de la estructura edáfica superficial (desprendimiento) libera partículas que a la vez pueden ocluir los macroporos responsables de la infiltración del agua edáfica, lo cual incrementaría el escurrimiento superficial (transporte).

La fragilidad estructural de los suelos limosos de la pradera pampeana así como sus consecuencias sobre aspectos importantes como el movimiento del aire y agua edáficos y la actividad de las raíces, han sido estudiados en detalle por numerosos investigadores y reseñados recientemente por Taboada y Álvarez (2008). La importancia del tema es tal, que amerita la escritura de un capítulo específico sobre esta temática, el cual se encuentra actualmente en etapa de elaboración (Castiglioni y Kraemer, comunicación personal)

La acción antrópica que incide en transformar dicha fragilidad en **vulnerabilidad** se asocia a muy diversos aspectos. Por ejemplo, el hombre incide sobre la erodabilidad edáfica al modificar mediante el manejo, la abundancia, continuidad y estabilidad de macroporos edáficos y la estabilidad estructural (Boughton, 1989; Loch y Pocknee, 1995; Chagas *et al.*, 1995). Por ejemplo, la **Figura 5** muestra la desestructuración que pueden sufrir los agregados pertenecientes a suelos limosos provenientes de tratamientos contrastantes. Mientras que la situación cuasi-prístina, algunos agregados mantienen su estabilidad, en aquellas situaciones bajo agricultura con alta frecuencia de soja (MP), prácticamente todos el material es desagregado.

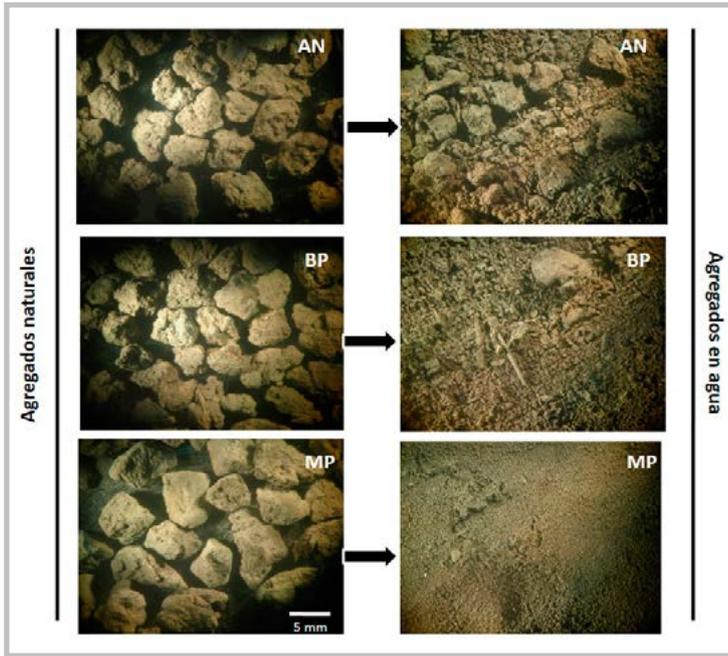


Figura 5. Destrucción de agregados (3-5 mm) limosos pertenecientes a un suelo Argiudol típico, Serie Monte Buey, como consecuencia de la inmersión en agua para tres tratamientos contrastantes: ambiente natural (AN), buenas prácticas agrícolas (BP), asociada a secuencias de que involucran diversos cultivos y malas prácticas agrícolas (MP), con tendencia al monocultivo de soja.

La acción antrópica también se ve reflejada entre otros, en el manejo de la cobertura del suelo mediante cultivos, pasturas y/o bosques, que a su vez condicionan el grado en que la agresividad climática pueda afectar la superficie edáfica. Dichas acciones pueden provocar escurrimientos y erosión por efectos de desmonte, sobrepastoreo y/o eliminación de la cubierta vegetal mediante labranzas agresivas (Wischmeier y Smith, 1978; Binkley y Brown, 1993; Mwendera y Saleem, 1997; Chagas *et al.*, 1998, Chagas *et al.*, 2000).

El proceso de erosión hídrica comprende diversos subprocesos siendo los más importantes a nivel de predios rurales y microcuencas: **la erosión laminar, en surcos y cárcavas**. La primera es de tipo mantiforme y se produce en forma amplia en todos los sectores del campo donde la lluvia incide sobre suelos inclinados carentes de cobertura, mientras que las restantes involucran flujos hídricos concentrados que ejercen su acción bajo determinadas condiciones afectando algunos sectores de las pendientes y las vaguadas.

El proceso de **erosión laminar** comprende principalmente el efecto de las gotas de lluvia de alta intensidad incidendo sobre suelos suavemente inclinados, con escasa o nula cobertura superficial. La máxima expresión de este proceso se produce en suelos con escasa estabilidad estructural, muy refinados y lisos en superficie que se hallan cubiertos por una lámina de agua de escaso espesor, menor o igual al diámetro de las gotas de lluvia incidentes **Figura 6**.

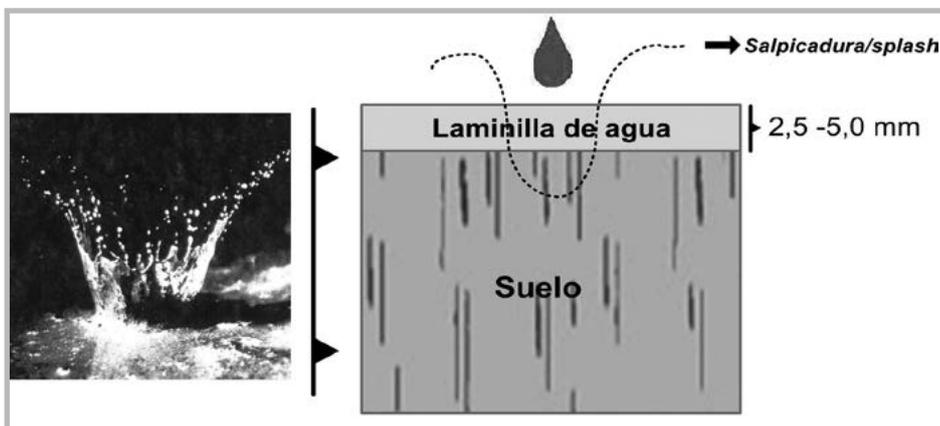


Figura 6. Esquema del impacto de una gota de agua sobre la superficie de un suelo cubierto por una delgada capa de agua

Tanto la lluvia como el viento inciden en este proceso degradatorio: en los casos que las lluvias estuvieran acompañadas por fuertes vientos, el efecto de las mismas sobre el suelo podría incrementarse por la resultante de composición de fuerzas verticales y horizontales sobre las gotas de agua. Mientras más intensa sea la lluvia, mayor será el diámetro medio de sus gotas y por presentar menor resistencia relativa al aire, mayor será su velocidad final de caída. La energía por unidad de lámina de lluvia, se incrementa en forma logarítmica con el aumento de la intensidad pluvial hasta un máximo de aproximadamente $75-100 \text{ mm h}^{-1}$. Para esa intensidad, el diámetro medio aproximado de las gotas es de 3 mm. A partir de dicha intensidad horaria las gotas tienden a romperse manteniendo dicho diámetro o incluso reduciéndolo ligeramente. En términos generales se considera que una lluvia es erosiva cuando supera 13 mm en 30 minutos o 20 mm en una hora. Wischmeier y Smith (1978) al definir el factor erosividad de las lluvias en el modelo EUPS de EEUU (Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo) consideraban como lluvias erosivas a aquellas precipitaciones superiores a 13 mm (lámina total). Las que no superaban esa cifra y que estaban separadas por más de 6 horas de las restantes lluvias, eran descartadas del cálculo del índice de erosividad. Por su parte Hudson (1982) trabajando en África, consideraba como lluvias erosivas para esa región, solamente a aquellas que superaban una intensidad de 25 mm h^{-1} .

El transporte del material desprendido por erosión laminar se realiza pendiente abajo a través de un flujo laminar de escaso espesor y alta selectividad. Como consecuencia del impacto, la estructura superficial se desagrega, particularmente en suelos susceptibles al efecto de sellado superficial, reduciéndose en forma significativa la velocidad de infiltración por obturación de macroporos. Es por ese motivo que la degradación física acompaña al proceso erosivo en la mayoría de los casos

Tanto el desprendimiento como el transporte en la erosión laminar son afectados por el agua de lluvia: el impacto de la gota de lluvia desprende el suelo pero a su vez es esa misma agua la que interviene en las restantes etapas del proceso: favoreciendo la formación de un sello que reduce la velocidad de infiltración, aumentando de esta forma el desprendimiento y a su vez alimentando el flujo superficial laminar que transporta los sedimentos desprendidos. Como puede verse, el fenómeno es complejo y difícil de modelizar ya que los mismos factores que favorecen el desprendimiento condicionan a su vez el transporte pendiente abajo (Nearing *et al.*, 1990). A continuación se reseñan los aspectos mencionados.

Erosión Laminar

- Desprendimiento por impacto de gotas de lluvia.
- Transporte por escurrimiento lento (flujo laminar) aunque ayudado por la turbulencia del impacto de las gotas.
- Gran selectividad del material transportado.
- Dificultad para analizar y cuantificar por separado el desprendimiento y el transporte.

La **Figura 7** muestra los efectos de sellamiento superficial que provoca el impacto de la gota de lluvia sobre un suelo susceptible en condición refinada y carente de cobertura (cama de siembra en labranza convencional). Estos sellos/costras son muy comunes aún en manejos bajo siembra directa debido a la escasa cobertura que pueden presentar estos sistemas. El monocultivo de soja o escurrimientos intensos debido a siembra a favor de la pendiente son algunas de las razones que explican la abundancia de suelo desnudo en este sistema. La **Figura 8** presenta ejemplos de suelos de la Pampa Ondulada afectados por encostramiento superficial.



Figura 7. Parcela de escurrimiento armada sobre un suelo Argiudol típico franco limoso de Córdoba (Argentina) sometido a lluvia simulada de alta energía cinética.

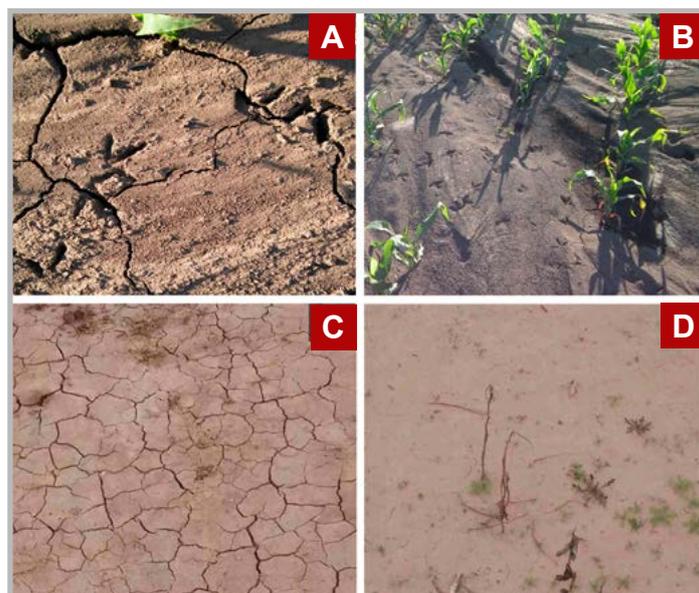


Figura 8. Costras y sedimentación en suelos limosos Argiduoales vérticos del partido de San Pedro, Buenos Aires **A y B** y Argiduoales típicos del partido de Arrecifes, Buenos Aires **C y D**.

La Ecuación 1 presenta un modelo para predecir el proceso de erosión laminar que incluye el modelo WEPP. En ella se puede advertir que no existen términos separados para predecir el desprendimiento y el transporte sino que ambos están representados en el factor denominado erodabilidad entre surcos que es característico de cada suelo y se determina en forma empírica. Mientras más intensa sea la lluvia, más importante es el proceso conjunto de desprendimiento y transporte. El factor de ajuste por pendiente indica que el transporte será más efectivo en la medida que el terreno posea una mayor inclinación.

Ecuación 1.

Ecuación del *Modelo WEPP* para predecir erosión entre surcos (similar a erosión laminar)

$$D_i = K_i \cdot I^2 \cdot Sf$$

Siendo D_i ($\text{kg m}^{-2}\text{S}^{-1}$) = erosión entre surcos

K_i ($\text{kg m}^{-4}\text{S}$) = erodabilidad entre surcos

I (m s^{-1}) = intensidad de la lluvia efectiva

$Sf = 1,05 - 0,85e^{-4\sin(\alpha)}$ = factor de ajuste por pendiente

α = ángulo de inclinación

Ecuación 1. Ecuación para predecir erosión entre surcos (a menudo considerada sinónimo de erosión laminar) citada por Gumiere *et al.* (2009)

Una de las propiedades que mide la resistencia del suelo a sufrir este tipo de erosión es la estabilidad estructural, especialmente evaluada con pruebas de laboratorio que miden su desagregación ante el impacto de las gotas de lluvia de alta energía.

El uso de la tierra es uno de los factores que más incide esta propiedad **Figura 9**. Los cultivos que aportan escaso carbono al suelo y las labores que remueven el mismo favorecen la mineralización y provocan una merma en la estabilidad estructural evidenciando la extrema fragilidad de este tipo de suelos a la degradación física.

El mismo suelo de la **Figura 9**, se analizó a partir de dos niveles de estabilidad estructural contrastantes (en adelante suelo degradado y suelo no degradado). Los suelos fueron sometidos a una serie de ensayos para evaluar su comportamiento frente a la erosión laminar, empleando lluvia simulada de gran energía en parcelas de 1 m² delimitadas a campo tal como se muestra en la **Figura 7**. El objetivo del ensayo fue estudiar por separado los procesos de desprendimiento y transporte de ambos tratamientos y su resultado se muestra en la **Figura 10**.

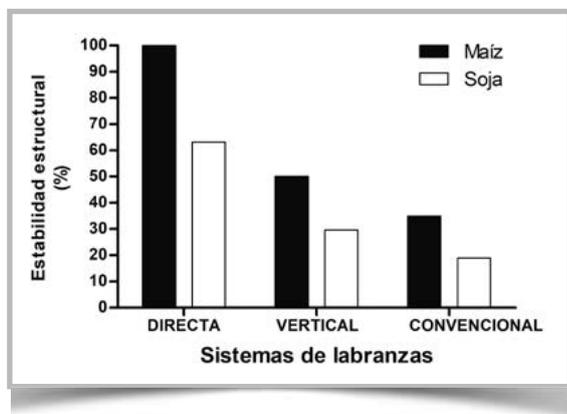


Figura 9. Suelo Argiudol típico franco limoso de Córdoba sometido a monocultivo de maíz o soja con tres sistemas de labranza en forma continua durante 15 años. Evaluación de la estabilidad estructural por el método de De Leenheer y De Boodt (adaptado de Chagas *et al.*, 1995).

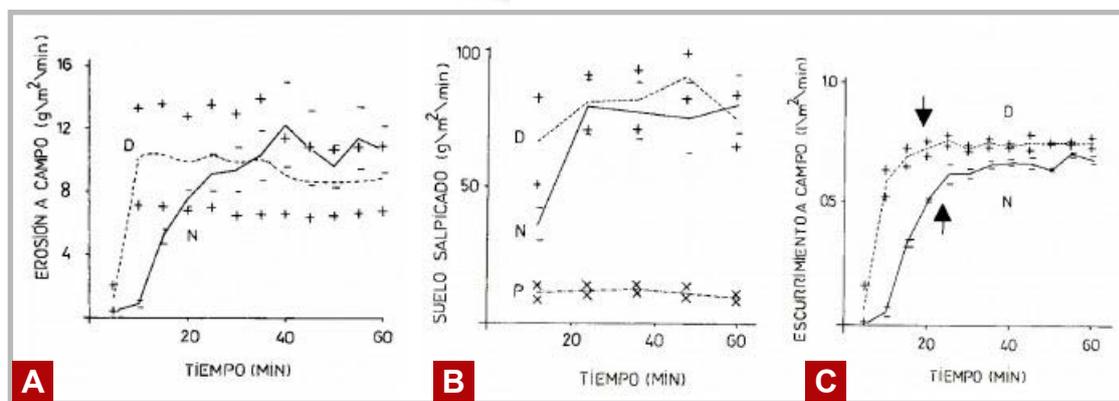


Figura 10. Esgurrimiento, salpicado y erosión laminar en un suelo franco limoso refinado y carente de cobertura, con dos niveles de estabilidad estructural (D=degradado, N: no degradado). Intensidad de lluvia 55 m/h, duración: 1 hora. Las cruces y rayas horizontales muestran los extremos de las barras verticales de error estándar de las repeticiones. **A** Peso de sedimentos por unidad de superficie y tiempo en las parcelas de campo y **B** en microcopas de salpicado en laboratorio; **C** escurrimiento medido en las mismas parcelas de campo (adaptado de Chagas *et al.*, 1997)

Se aprecia que las pérdidas de suelo a campo siguieron una curva ascendente y luego una estabilización en ambos tratamientos. El suelo degradado fue el que más sedimentos exportó durante los primeros 10-15 minutos ($P < 0,05$). Esa misma tendencia mostró la copa de salpicado a nivel de microescala: mayor rotura de agregados débiles seguidos de una importante estabilización de la tasa de pérdida en ambos tratamientos. El escurrimiento, si bien fue muy contrastante al comienzo de la experiencia, se mantuvo en favor del suelo degradado ($P < 0,05$) durante el resto del ensayo. Estos resultados muestran en primer término la alta variabilidad que suele registrarse en los experimentos que involucran mediciones de pérdida de suelo. En segundo término, se aprecia que la estabilidad estructural incidió en la dinámica de las pérdidas de suelo pero no en la magnitud total de las mismas. Esto es porque se observó mayor desprendimiento (salpicado) y transporte (escurrimiento) en favor del suelo degradado sólo al comienzo de la experiencia. Las causas de este comportamiento podrían deberse a distintos mecanismos entre ellos, a) la formación muy temprana de un sello superficial en el suelo degradado, asociado a la gran rotura de agregados que se produce en el mismo, protege a los agregados subyacentes ó b) la presencia de una gruesa lámina de agua en superficie asociada al mayor escurrimiento, justamente como

producto del sello superficial antes mencionado, amortigua el impacto de las gotas de lluvia en dicho tratamiento. Un detalle destacable es el comportamiento estable del mismo suelo utilizado como testigo que correspondió a una pradera permanente con altos contenidos de materia orgánica y raicillas entrelazando los agregados del suelo, ubicada a pocos cientos de metros de los tratamientos analizados. Estos resultados destacan lo dificultoso de realizar análisis y predicciones del desprendimiento y el transporte en la erosión laminar en forma individual, ya que el sellamiento afecta a ambos fenómenos en forma dinámica y compleja según su nivel de estabilidad estructural (Chagas, 1991).

Una manera de retrasar la manifestación de los efectos de sellamiento superficial en suelos desnudos susceptibles, es mediante la creación de rugosidad a través del uso de implementos de labranza. Esto produce una intensa modificación de la superficie del suelo y de la distribución de agregados y terrones. Una de las consecuencias es que se altera el espesor de las láminas de agua en superficie, produciéndose láminas profundas en las microconcavidades con el consiguiente efecto de amortiguación del impacto y ausencia de agua superficial en las microcrestas. Este es uno de los mecanismos por los que un suelo susceptible, en caso de encontrarse recientemente labrado, sería poco afectado por erosión laminar. Se suma a este efecto la acción de las microdepresiones como sitios preferenciales para la infiltración del agua en el suelo y como trampas para la retención del material edáfico desprendido. El efecto de la rugosidad es temporal y persiste en la medida en que el suelo conserva las irregularidades en superficie. La **Figura 11** muestra al suelo de las **Figuras 7** y **10** sometidos a tres series sucesivas de lluvia simulada bajo condición refinada **Figura 11A** y rugosa **Figura 11B**, en ambos casos desprovistos de cobertura edáfica. Se observa que en los tratamientos refinados los efectos de sellado se manifestaron fuertemente desde el comienzo del ensayo determinando un escurrimiento casi total durante la tercera serie independientemente del nivel de estabilidad estructural. En la situación rugosa se retrasaron los efectos de sellado en forma marcada apareciendo las diferencias de estabilidad estructural recién en la tercera serie de lluvias. Este mismo efecto benéfico se observó en el control de la generación de sedimentos a través del manejo de la rugosidad superficial y la distribución del tamaño de terrones (Chagas, 1995).

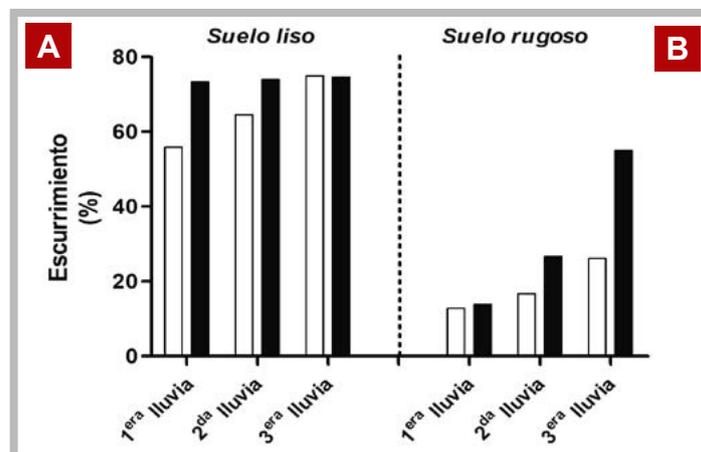


Figura 11. Escurrimiento (en porcentaje del agua aplicada) en parcelas con suelo franco limoso de alta y baja estabilidad estructural (blanco y negro respectivamente) con tratamientos lisos (a la izquierda de la figura 11) y rugosos (a la derecha de la figura 11) sometidos a tres series sucesivas de lluvia simulada de alta energía cinética con una intensidad de 55 mm h⁻¹ (adaptado de Chagas, 1995).

La presencia de cobertura superficial vegetal es la manera más racional de proteger al suelo de la degradación física y la erosión laminar ya que disipa la energía del impacto de las gotas de lluvia atenuando los efectos de sellado y por ende, manteniendo controlado también el escurrimiento superficial. Debe tenerse en cuenta que, en caso de suelos muy susceptibles, pueden persistir los efectos de desagregación causados por otros mecanismos asociados al humedecimiento

rápido, la expansión diferencial y estallido de agregados. En la **Figura 12** se pone de manifiesto el papel de la cobertura vegetal en la dinámica hídrica edáfica. La **Figura 12A** muestra los resultados de un experimento de laboratorio que mide escurrimiento y pérdida de suelo cubierto vs descubierto (Chagas *et al.*, 2004) mientras que en la **Figura 12B** se observan los valores de infiltración y pérdida de suelo obtenidas con un simulador de lluvias a campo (De la Vega *et al.*, 2004). En ambos casos se trata de suelos franco arcillo limosos sometidos a siembra directa continua con adecuada estabilidad estructural pero que sin embargo ante la falta de cobertura manifiestan efectos de sellado superficial. Se observa la reducción del escurrimiento en suelos cubiertos en laboratorio y a campo. La salida de sedimentos acompañó esta tendencia en forma estadísticamente significativa.

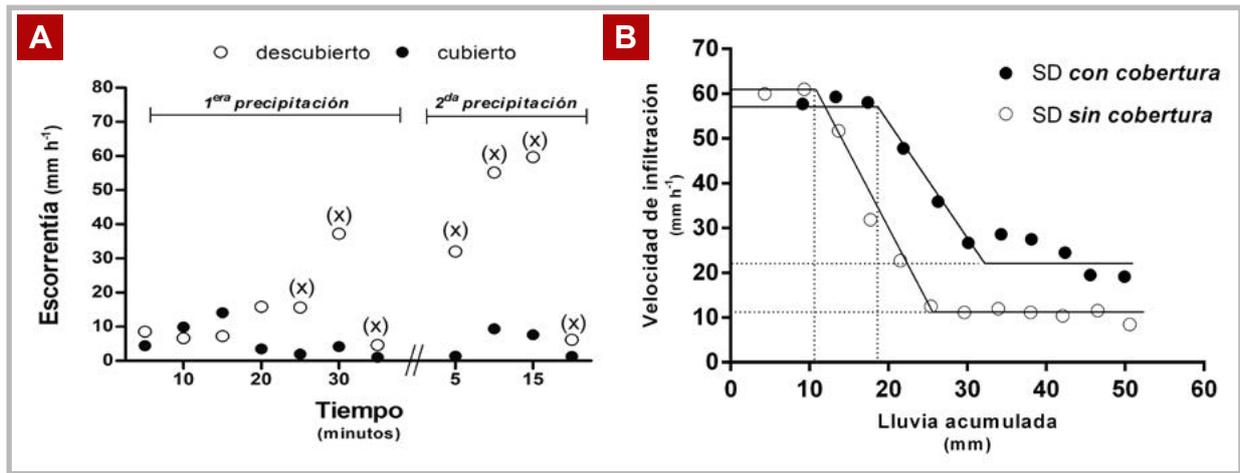


Figura 12A Resultados de aplicar lluvia simulada en laboratorio (adaptado de Chagas *et al.*, 2004) y a campo **B** en suelos franco limosos con y sin cobertura superficial (adaptado de De la Vega *et al.*, 2004).

La erosión laminar es un proceso característico de las nacientes de una pendiente, por lo tanto su presencia sería dominante en posiciones de media loma alta o en lomas convexas. En la medida que se concentran los escurrimientos a lo largo de la pendiente, comienzan a manifestarse otros procesos tales como la erosión en surcos y en cárcavas.

La **erosión en surcos** se produce cuando el agua de escurrimiento superficial se desplaza por el terreno pendiente abajo adquiriendo velocidad. El incremento de volumen y velocidad determina que el agua adquiera capacidad de corte. Cuando la misma supera la resistencia al corte que posee el suelo subyacente se hace evidente el proceso de erosión en surcos. Los surcos constituyen pequeños canalículos en el terreno con profundidades de 10 cm y anchos de 20-30 cm aproximadamente **Figura 13**. Son fácilmente borrables mediante operaciones comunes de labranza.



Figura 13. Ejemplos de laderas afectadas por procesos de erosión en surcos (gentileza de INTA e IHLLA, respectivamente)

Salvo casos especiales, los surcos se evidencian en posiciones de media loma. Allí coexisten con la erosión laminar en el caso que esta ocurriera **Figura 14, 15**.



Figura 14. Esquema de una ladera en la que coexisten los procesos de erosión laminar y en surcos.

Tanto la capacidad de desprendimiento como la de transporte del surco son muy elevadas ya que se asocian a importantes velocidades de escurrimiento encauzado. Por lo tanto la selectividad del material transportado por los surcos es baja. La rotura de agregados provocada por este tipo de erosión se asocia a la fuerza ejercida por el agua en movimiento sobre las paredes del surco, a la abrasión que provoca el material transportado sobre dicha pared y a la interacción entre los propios agregados transportados. Cuando el escurrimiento es muy intenso, este proceso se produce rápidamente llegando a descalzar semillas o plantas. La presencia de obstáculos dentro de los surcos, tales como vegetación viva o restos vegetales de parte aérea, raíces, otros elementos como piedras etc. tienen un importante efecto ya que al disipar la energía del escurrimiento, reducen tanto su capacidad de desprendimiento como de transporte.

Cabe destacar que los surcos tienen un doble efecto de transporte ya que acarrean tanto los sedimentos que aporta la erosión laminar contigua como los propios sedimentos originados en los surcos **Figura 14**. Es por ello que si la erosión laminar fuese muy intensa, la misma puede llegar a colmar la capacidad de transporte de los surcos. En este caso los surcos actuarían como meros canales de transporte de los sedimentos originados por erosión laminar sin lograr ellos mismos producir erosión neta adicional.

Se considera que en términos generales un flujo superficial que supera $0,5-1 \text{ m s}^{-1}$ de velocidad puede adquirir capacidad de corte en suelos desnudos y parcialmente refinados. De esta forma es común encontrar surcos asociados a suelos encostrados o desnudos **Figura 15**. Lo propio ocurre cuando supera la velocidad de $1,5-1,8 \text{ m s}^{-1}$ en suelos medianamente cubiertos por vegetación en superficie. Existen situaciones como en terrazas sin mantenimiento donde estas velocidades son rápidamente alcanzadas produciendo el ensanchamiento y profundización de los canales colectores vegetados. Estos aspectos son importantes y deben ser tenidos en cuenta a la hora de diseñar y construir estructuras de conservación de suelos (Cisneros *et al.* 2012).

Debido a que los surcos constituyen pequeños canales a favor de la pendiente, el radio hidráulico de los mismos (la relación entre sección y perímetro mojado), su pendiente y rugosidad, son propiedades que gobiernan fuertemente su dinámica hídrica. Algunos trabajos mencionan que el ensanchamiento progresivo de los surcos en sitios con compactaciones subsuperficiales estables (por ejemplo el flujo concentrado en huellas de tractor a favor de la pendiente), puede hacer disminuir con el tiempo su radio hidráulico y por ende la velocidad del mismo, llegando a producirse incluso su desactivación.

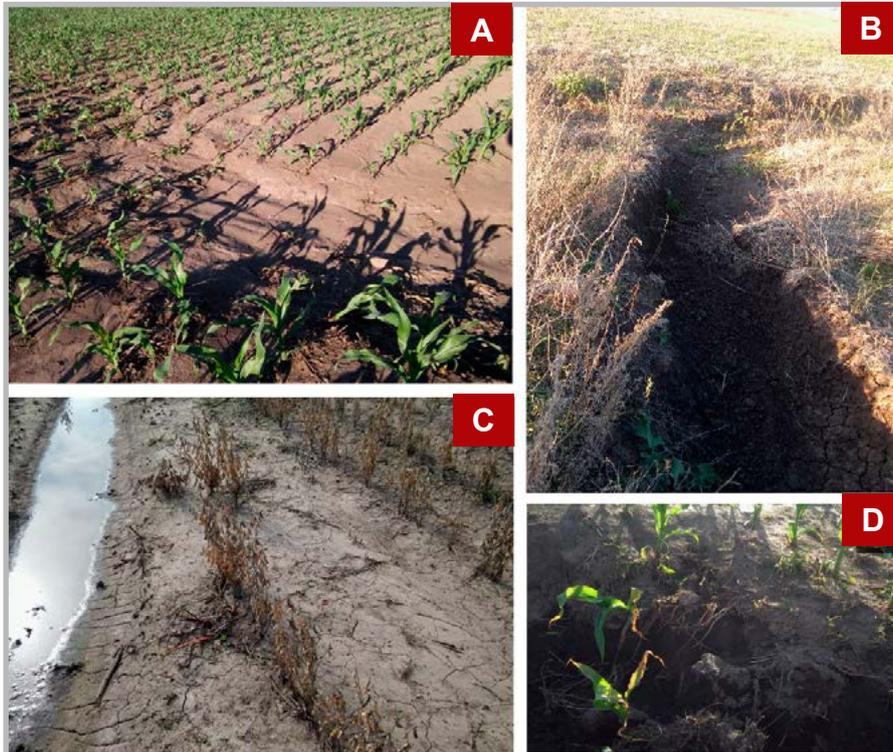


Figura 15. Ejemplo de surcos asociados **A** erosión laminar; **B** terrazas de gradiente; **C** suelo desnudo o costras y **D** escurrimientos intensos. **A** y **D** corresponden a un Argiudol típico del partido de Arrecifes, (Buenos Aires) mientras que **B** y **C** corresponden a Argiudoles vérticos del partido de San Pedro (Buenos Aires).

Los modelos basados en procesos como es el caso del WEPP plantean ecuaciones diferentes entre sí para representar la erosión en surcos bajo situaciones con erosión neta ó con sedimentación neta. El propósito principal de introducir este modelo en el presente texto, es simplemente el de interpretar la dinámica y la complejidad de los procesos erosivos a través de sus ecuaciones.

Erosión neta (Ecuación 2)

Se aplica cuando la fuerza de corte del flujo supera la resistencia al corte del suelo. Además, la capacidad de transporte (T_c) de sedimentos supera la carga que ya lleva el flujo (G).

$$D_f = \underbrace{K_r}_{\text{desprendimiento}} \underbrace{(\tau - \tau_{cr})}_{\text{transparente}} \underbrace{(1 - G/T_c)}_{\text{transparente}} \quad (2)$$

Sedimentación (Ecuación 3)

Se aplica cuando la capacidad de transporte (T_c) es superada por el ingreso de sedimentos (G) provenientes de la erosión laminar o de la propia erosión en surcos.

$$D_f = (V_f/q) (T_c - G) \quad (3)$$

Ecuaciones 2 y 3. Ecuaciones del modelo WEPP para erosión en surcos. D_f = tasa de erosión o sedimentación en los surcos ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$); τ = fuerza de corte del flujo (Pa); τ_{cr} = resistencia al corte del suelo; G = carga de sedimentos del flujo; T_c = capacidad de carga máxima de ese flujo ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); V_f = velocidad de sedimentación de un determinado tipo de partículas (m s^{-1}); q = velocidad del flujo ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$).

Para el caso de **erosión neta**, el desprendimiento [$K_r (\tau - \tau_{cr})$] se representa basado en una antigua ecuación planteada por el Foster et al. (1989), en la cual el flujo hídrico posee una fuerza de corte τ expresada en Pa que se asocia a su velocidad. En la medida que esa fuerza se incrementa, logra vencer una resistencia al corte que es propia del suelo y de su condición τ_{cr} . A partir de ese momento el suelo se erosiona a una tasa que es proporcional a una constante (la erodabilidad en surcos, K_r) en función de exceso de energía de corte del flujo por encima de la resistencia al corte del suelo [$K_r (\tau - \tau_{cr})$]. Ambas variables características de un determinado suelo (K_r y τ_{cr}) se determinan experimentalmente. En la Figura 16 se muestran los resultados de un ensayo del USDA realizado a campo para tal fin y citado por Lal (1994).

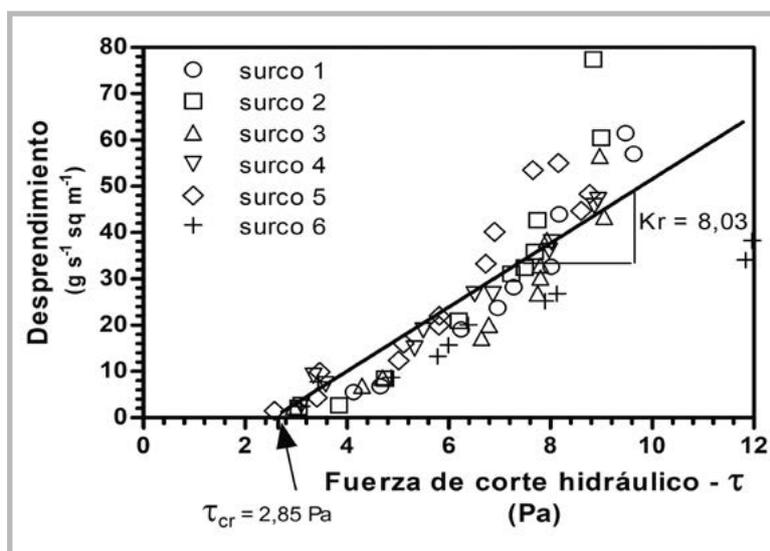


Figura 16. Resultado de un ensayo de campo para determinar las constantes erodabilidad en surcos (K_r) y resistencia al corte (τ_{cr}). Para ello se labran en el terreno, surcos a favor de la pendiente mediante implementos especiales tipo reja pie de pato. En los mismos se hace circular agua limpia a una velocidad gobernada por la ecuación de Chezy (con coeficiente de Manning u otros) y se cuantifica el material desprendido y transportado a la salida del surco. Se grafica la concentración de sedimentos en función de la energía de corte del agua. La abscisa al origen es la resistencia al corte crítica (τ_{cr}) mientras que la pendiente de la recta es la erodabilidad en surcos (K_r). Adaptado de Lal (1994)

Siguiendo con la ecuación de **erosión neta** (ecuación 2), el término de transporte de sedimentos ($1-G/T_c$) refleja la capacidad de transporte libre que posee el flujo hídrico en un determinado punto de la pendiente. Debe recordarse la doble función del surco de provocar erosión *per se*, a la vez de transportar su propio material más el material que recibe de la erosión laminar contigua **Figura 14**. Al comienzo del trayecto del surco, el mismo posee toda su capacidad de transporte disponible, pero la irá perdiendo en la medida que se vaya cargando de sedimentos. Resumiendo: la cantidad de sedimentos que puede desprender y transportar un surco de erosión en un determinado punto de la pendiente, está determinado por dos aspectos que inciden simultáneamente:

- a) su capacidad de desprendimiento (representado por el término de la ecuación $[K_r (\tau - \tau_c)]$ y
- b) la capacidad de transporte libre que posee en ese punto de la pendiente. Esta última se define como $(1 - G/T_c)$ siendo G la carga de sedimentos que lleva en ese punto y T_c la máxima carga que puede transportar a esa velocidad.

Existen diferentes ecuaciones para predecir esta capacidad máxima de carga. Por ejemplo, el modelo de transporte de contaminantes Agricultural Non-Point Source (AGNPS) utiliza la ecuación derivada de Bagnold (Young *et al.*, 1989)

$$g_s = k V^2 \tau V_{ss}^{-1} \tag{4}$$

g_s = transporte específico

k = constante

τ = fuerza de corte del escurrimiento (shear stress)

v = velocidad del escurrimiento

V_{ss} = velocidad de sedimentación de un tamaño de partícula dado

Ecuación 4. Ecuación de transporte de sedimentos. Esta fórmula tiene cierta similitud con la que proponen Foster *et al.*, (1989) en el modelo WEPP para el transporte de sedimentos por erosión en surcos $T_c = K_t \tau_f^{3/2}$ siendo K_t una constante y τ_f la fuerza de corte del escurrimiento que actúa sobre el suelo al finalizar la pendiente.

En esta instancia resulta pertinente introducir la **Figura 17** que junto con la **Figura 14** muestran el modelado conjunto de la erosión laminar y la erosión en surcos en cada punto de una determinada pendiente, según la versión de ladera del modelo WEPP “hillslope version”.



Figura 17. Ecuación de continuidad de erosión/sedimentación del modelo WEPP. En cada punto de la ladera se puede determinar la combinación de acciones de desprendimiento y transporte de sedimentos originados por las erosiones entre surcos (laminar) y en surcos.

La ecuación de continuidad mencionada en la **Figura 17** indica que la erosión laminar siempre actúa retirando suelo del sistema en cualquier punto de la ladera en que se den las condiciones para este proceso (ecuación 1).

Por el contrario la erosión en surcos puede actuar retirando sedimentos en forma neta (erosión neta, ecuación 2) o aportándolos en forma neta (sedimentación neta, ecuación 3). Esta dualidad se clarifica a continuación: a) la erosión neta se produce cuando la erosión en surcos desprende y transporta sus “propios” sedimentos además de los que le llegan de la erosión laminar (esta situación se produce en caso de poseer exceso de energía de corte y capacidad de transporte libre); b) produciendo sedimentación neta (puede o no tener energía de desprendimiento disponible pero ha colmado su capacidad de transporte libre). En el primer caso la erosión en surcos, representada por el término D_p , favorece la erosión (ecuación 2), en el segundo caso provoca sedimentación. Para este último caso, existe una ecuación específica que predice la tasa de sedimentación a lo largo de la pendiente (ecuación 3). Es evidente que la tasa de sedimentación será diferente para cada tamaño y tipo de partículas.

Como puede verse, el análisis de la erosión en surcos no debe estar ajeno al de la erosión laminar ni al de la propia variación de las condiciones presentes en la pendiente. La complejidad del proceso es tal, que la predicción del mismo esta afectada por diversos factores muchos de los cuales varían en el tiempo: tipo de suelo cohesivo y/o presencia de sedimento no cohesivo en superficie, condición edáfica, humedad, temperatura, rugosidad aleatoria y orientada, tipo y condición de vegetación viva o muerta en superficie y en profundidad, presencia de piedras, rocas, hielo, nieve, rasgos de erosión anterior etc.

Una complejidad adicional está representada por la capacidad de las ecuaciones y variables elegidas para reflejar adecuadamente los procesos involucrados. En esto también hay bastante discusión por parte de diversos autores. Como ejemplo se puede mencionar que algunos autores proponen reemplazar la variable fuerza de corte del flujo “shear stress (Pa)” por otro parámetro denominado “stream power” que ha mostrado reflejar con mayor fidelidad los resultados experimentales.

Asumiendo como válidas las variables del modelo WEPP tal cual sus autores las han propuesto, podemos comentar algunos aspectos referidos a dos de los parámetros edáficos más significativos del modelo: erodabilidad en surcos K_r y resistencia al corte τ_{cr} . Ambos son estadísticamente independientes pero pueden mostrar una tendencia a guardar alguna relación entre sí. Un trabajo de recopilación bibliográfica exhaustiva bastante reciente (Knapen *et al.*, 2007) muestra el análisis crítico de los resultados de numerosos ensayos en el mundo para determinar empíricamente dichos parámetros incluyendo los del propio USDA. El resultado muestra que en muchos casos, los suelos franco limosos son los más erosionables **Figura 18** pues presentan los valores más altos de K_r y valores bajos de τ_{cr} . Esto significa que se cortan con flujos de relativamente baja energía y se erosionan con una tasa muy alta respecto de ese exceso de energía. En el otro extremo aparecen los suelos arcillosos con alto umbral de corte y baja tasa de erosión.

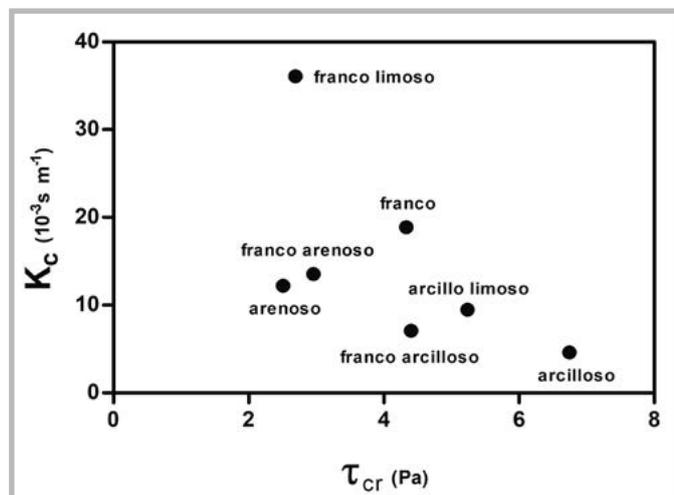


Figura 18. Relaciones entre erodabilidad en surcos y umbral de resistencia al corte para suelos con distinta textura (adaptado de Knapen *et al.*, 2007).

La susceptibilidad de un determinado suelo a la erosión en surcos suele disminuir cuando el mismo se encuentra asentado o compactado superficialmente tal el caso de algunas situaciones agrícolas bajo siembra directa, o de tierras pastoreadas por vacunos. Por el contrario en suelos labrados en forma convencional o removidos en áreas urbanas en construcción y/o donde existen caminos de hacienda y huellas de tractor a favor de la pendiente, la erosión en surcos se vería favorecida **Figura 19A**. Por otro lado, en un mismo suelo, sus horizontes Ap, Bt, C1 y C2 demostraron tener diferentes niveles de erodabilidad en surco (observar las pendientes de las rectas, K_f) aunque sin evidenciar diferencias en el umbral crítico al corte (observar la abscisa al origen, τ_{cr}) **Figura 19B**. Se puede advertir que la erodabilidad resultó relativamente más baja para el Bt arcilloso y más alta para los horizontes C carentes de una estructura definida.

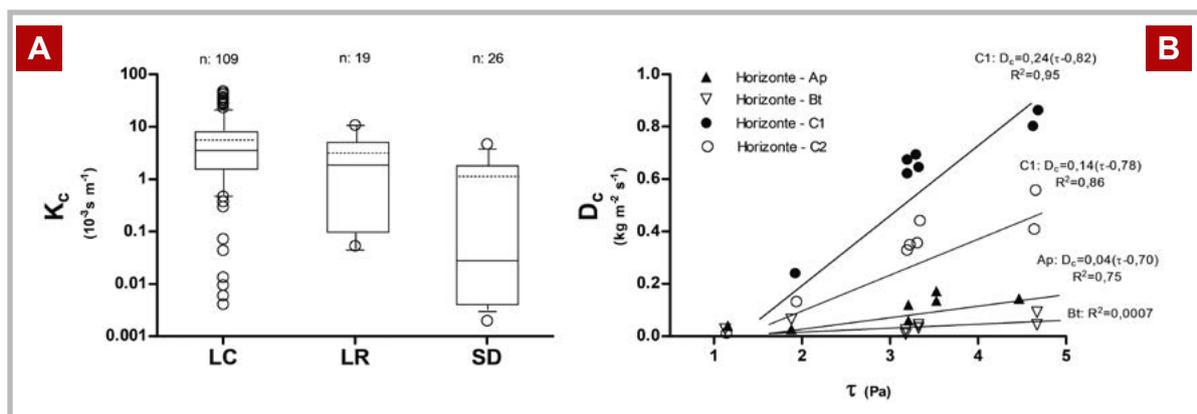


Figura 19A Erodabilidad en surco para diversos suelos sometidos a labranza convencional (LC), labranza reducida (LR) y siembra directa continuas (SD). La línea quebrada representa la media aritmética y la línea llena central la mediana. Las restantes representan valores de dispersión; **B** Resultados de ensayos de erosión en surco para diferentes horizontes de un mismo suelo colocados en superficie (adaptado de Knapen *et al.*, 2007).

La **erosión en cárcavas** constituye un proceso degradativo de gran impacto en el terreno que resulta del socavamiento profundo del suelo, al punto tal que una operación ordinaria de labranza no lo podría eliminar debiendo realizarse prácticas específicas y generalmente complejas para su control. Generalmente se asocia a posiciones del relieve en las cuales se concentra un flujo de agua de gran caudal.

La erosión posee un forma de crecimiento característico, el cual es retrocedente **Figura 20**. El agua de escurrimiento cayendo desde el coronamiento de la cárcava socava la base de la misma y facilita el posterior desprendimiento del pedestal de suelo suprayacente. El proceso se reinicia aguas arriba con más intensidad debido a la altura creciente de la caída de agua. Esto se debe a que la pendiente del fondo de la cárcava (denominada pendiente de compensación) suele ser inferior a la de la vaguada que la alimenta **Figura 20**.

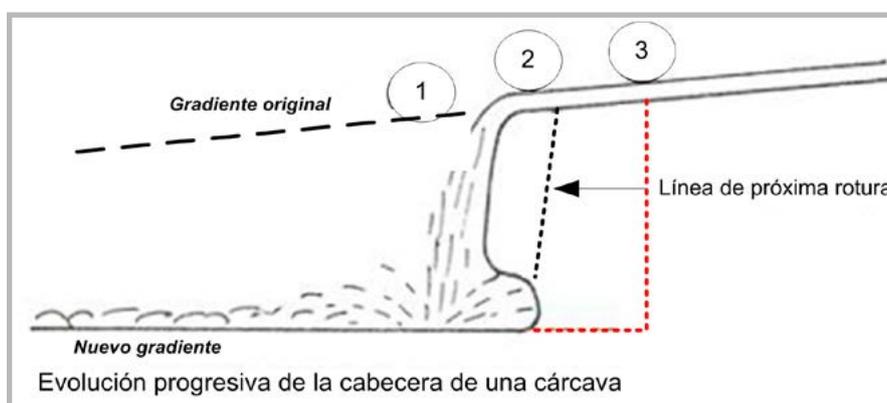


Figura 20. Esquema de la erosión retrocedente en una cárcava activa (adaptado de Hudson, 1982)

En la **Figura 20** se observa un detalle del fenómeno de derrumbe de la cabecera de cárcava en San Pedro (Bs As) **Figura 21A y B** y una toma aérea de una cárcava retrocedente en la provincia de Córdoba **Figura 21C**.

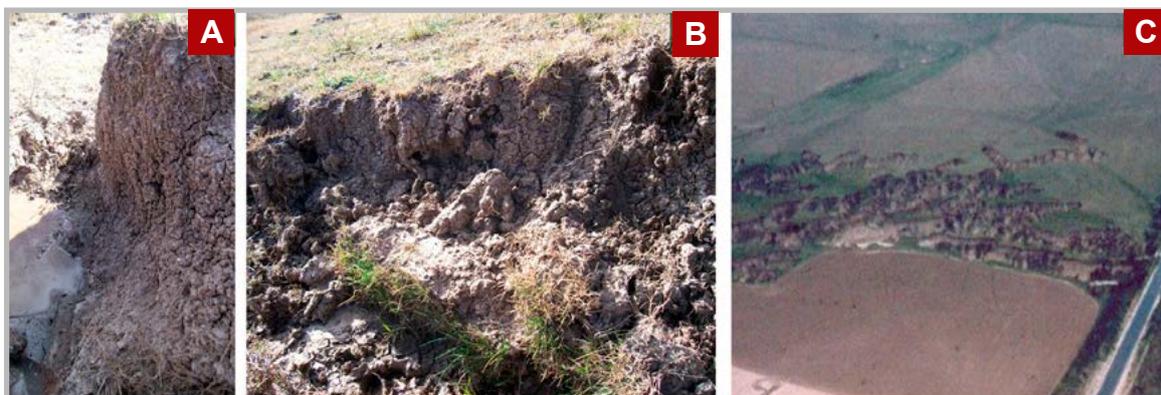


Figura 21A y B Derrumbe una cabecera de cárcava activa en suelos sódicos San Pedro (Bs. As.) y **C** red de drenaje en proceso de erosión retrocedente activa en Córdoba.

Recientemente Valentin *et al.* (2005) resumieron algunos aspectos que marcan las singularidades del proceso de erosión en cárcavas y su complejidad: los autores señalan que a) este tipo de degradación no está limitado solamente a las denominadas “badlands”, o a las regiones montañosas y escarpadas sino que por el contrario, es un proceso global muy serio que se produce en una gran variedad de suelos susceptibles a sellamientos y encostramientos superficiales y a procesos de “piping” o formación de cavidades o huecos subsuperficiales, b) a menudo este tipo de erosión se asocia a flujos tanto superficiales como subsuperficiales, c) frecuentemente las cárcavas son responsables de la mayor fuente de sedimentos que se generan a nivel de una cuenca determinada, d) a menudo las cárcavas se ven favorecidas por una combinación de lluvias excesivas y manejos no conservacionistas de las tierras, e) una vez establecidas, las cárcavas son capaces de continuar generando sedimentos aún cuando las causas disparadoras de su formación hubiesen cesado, e) a pesar que algunas medidas de control han sido probadas con éxito, es poco frecuente que los productores agropecuarios las adopten en el largo plazo y a escalas regionales, f) las prioridades de investigación deberían incluir por un lado la generación de modelos que predigan los fenómenos de erosión subsuperficial, y por otro lado, investigar las causas por las cuales no hay suficiente adopción de prácticas de control por parte de los productores, g) por todo lo anterior, se aconseja establecer un red de ensayos a escala global de investigación y monitoreo de este proceso en sitios específicos y a largo plazo (Valentin *et al.* 2005).

En particular, tanto el avance como la profundización de las cárcavas son resultado de la interacción de factores climáticos, edáficos, geológicos e hidrológicos. Por ejemplo, los suelos franco-arenosos de Córdoba son altamente susceptibles a este proceso **Figura 22B**. Por otro lado, las cárcavas se manifiestan aún en suelos con alta cohesión como los vertisoles **Figura 22C** (Cisneros *et al.* 2012). La dinámica de las cárcavas además depende de otros factores tales como la existencia de materiales cohesivos, la presencia de capas de agua colgante y/o napa freática, procesos de concentración de agua subsuperficial como el *piping* etc. Por ejemplo, las cárcavas de la Pampa Ondulada, tiene restringida su profundización –no así su ensanchamiento- debido a la presencia de horizontes Bt, algunos de ellos fuertemente texturales **Figura 22D** mientras, como se observa en las **Figura 22A y B**, suelos sin este horizonte generan cárcavas de gran profundidad. Por su parte, la presencia de tosca o piedra subsuperficial limitan dicha profundización **Figura 22E**, La presencia de agua subsuperficial puede producir un debilitamiento y disminución de la cohesión subsuperficial induciendo a colapsos, los cuales pueden intensificar la magnitud de este proceso **Figura 22F**.



Figura 22A cárcava en Azul (Buenos Aires) sobre un Argiudol típico franco limoso, con pérdidas de horizontes de alta calidad agronómica; **B** cárcava en suelos frágiles del sur de Córdoba, Argentina; **C** cárcava en el pie de loma de un Hapluderte típico (Entre Ríos); **D** cárcava limitada por presencia de horizonte Bt en un Argiudol vértico (Buenos Aires); **E** cárcava limitada por tosca en Azul (Buenos Aires) y **F** cárcava con afloramiento de la freática en San Luis (esta última foto es gentileza de O.A. Barbosa, F.A. Solari y C.Larruse).

Un fenómeno a macroscalea asociado a la generación de cárcavas es el surgimiento de “ríos nuevos” **Figura 23A** y **B**. Este fenómeno ha ocurrido con más frecuencia en los últimos años principalmente en San Luis y en Córdoba. Uno de los casos emblemáticos es el de la *cuenca del Morro* en la provincia de San Luis (Galván y Collado, 2010, CTC-CEM, 2015; Collado *et al.* 2016). Brevemente, este fenómeno se produjo por diversos factores entre ellos: el aumento del régimen de lluvias, la presencia de áreas con pendientes variadas y suelos extremadamente frágiles y el reemplazo de la vegetación perenne por cultivos anuales. El desbalance entre mayores lluvias y menor evapotranspiración, provocó importantes recargas hídricas en el sistema, al tiempo que los ascensos freáticos resultantes, favorecieron la ocurrencia de graves fenómenos de erosión superficial y subsuperficial (CTCEM, 2015). Más allá de los perjuicios que se producen a nivel local en los campos de los propios productores, estos “nuevos ríos” incluye un abanico más diverso de consecuencias. En este sentido se pueden citar cambios hidrológicos superficiales y subsuperficiales, afectación de obras viales tales como caminos y puentes, tanto por intensos socavamientos como por macrosedimentaciones **Figura 23C** y **D** entre otras.



Figura 23A y B Generación de “ríos nuevos” en San Luis: (Gentileza de A D Collado y de O.A. Barbosa, F.A. Solari y C.Larruse respectivamente, **C** destrucción de un puente ferroviario en Córdoba (gentileza de JM Cisneros), **D** sedimentación y consiguiente afectación de una ruta en San Luis (gentileza de AD Collado).

En otros casos se pueden producir fenómenos conjuntos de deslizamiento y cárcavamiento de gran magnitud como el que detalla a continuación, perteneciente a una explotación agropecuaria de Pinheiral, Río de Janeiro, Brasil, tal como se mostró en la gira técnica de campo correspondiente al 3rd International Conference on Land Degradation and Meeting of the IUSS Subcommittee C- Soil and Water Conservation. Rio de Janeiro, Brasil, 17-21 de setiembre de 2001. En las **Figuras 24A y B** se observa la ocurrencia de cárcavas de muy gran tamaño asociadas al reemplazo no racional de bosque tropical (Mata Atlántica) por pasturas del género *Penicetum* y otros, aprovechadas por vacunos de gran peso y tamaño. La presencia de animales de origen Cebú pastando en estos frágiles suelos Ultisoles, muy inclinados y húmedos, habría sido el disparador del proceso. La **Figura 24C** muestra una cárcava de ese lugar, durante el proceso de recuperación. Pueden verse pequeños diques hechos con cañas y cubiertas de automóvil en desuso, ubicados en los lechos, así como geotextiles para controlar desmoronamientos de las paredes verticales. La fotografía siguiente muestra esa misma cárcava parcialmente estabilizada, con presencia de vegetación en el lecho de la misma. La **Figura 24E** muestra el aspecto de las laderas de gran pendiente donde se aprecia el reemplazo del bosque por las pasturas, se observan los caminos de hacienda que inducen los pequeños deslizamientos responsables de disparar el posterior macroproceso de deterioro. En dicha figura y en la siguiente se observan grandes termiteros, y que indican síntomas de intensa degradación del sistema. En el fondo de la última figura se observa la excepcional presencia de un bosquecillo de Eucaliptus.

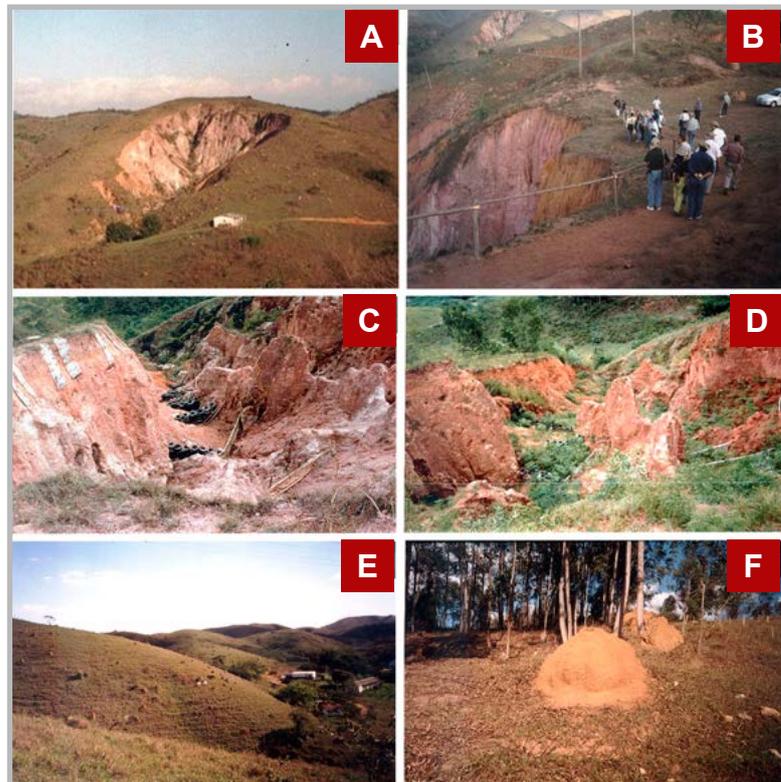


Figura 24: Cárcavas y fenómenos de deslizamientos en suelos del Estado de Río de Janeiro (Brasil)

Puede percibirse cierta similitud en los procesos sufridos en ambientes frágiles tan diferentes como la cuenca del Morro en San Luis y Pinheral en Rio de Janeiro, donde el reemplazo del bosque natural y la consiguiente alteración de numerosos factores, entre ellos el balance hidrológico, juegan un papel importante como condicionante de los procesos de degradación sufridos por ambos sitios.

En terrenos muy inclinados y bajo condiciones especiales también se pueden producir deslizamientos, como los que se observan en la **Figura 25**, correspondientes a terraplenes de caminos en Río de Janeiro.



Figura 25. Deslizamientos producidos en obras viales de Angra do Reis, Rio de Janeiro, Brasil.

► **EROSIÓN Y SEDIMENTACIÓN EN FUNCIÓN DE LA ESCALA DE ANÁLISIS. SU INCIDENCIA EN LA CALIDAD Y CANTIDAD DE LOS SEDIMENTOS MOVILIZADOS.**

Tal como se mencionó anteriormente, el desprendimiento y transporte por los distintos procesos erosivos en su conjunto (laminar, surco y cárcava), se complementa con la **sedimentación selectiva** del material previamente movilizado. Ello implica el depósito y retransporte selectivo y sucesivo de dicho material según su peso, tamaño y forma. Esto depende a su vez del tipo, velocidad y dinámica de flujo hídrico (laminar o turbulento) y de la concentración de partículas transportadas (Wischmeier y Smith, 1978; Nearing *et al.*, 1990). En posiciones de loma y media loma, el rendimiento o producción de sedimentos está dominado por la erosión laminar y en surcos, en esta escala de lote o ladera la producción de sedimentos es proporcional al área afectada **Figura 26A**. A partir de la concentración y aumento de volumen del flujo de agua (áreas mayores) existe un importante aporte de sedimentos, más que proporcional, originados por cárcavas **Figura 26A**. Luego los incrementos de producción de sedimentos son menores y corresponden a aportes provenientes de erosiones ribereñas y remociones en masa **Figura 26B**. En este punto, como lo indica la **Figura 26B**, los destinos o sumideros comienzan a tener más preponderancia, y la producción de sedimentos por unidad de área comienza a decrecer.

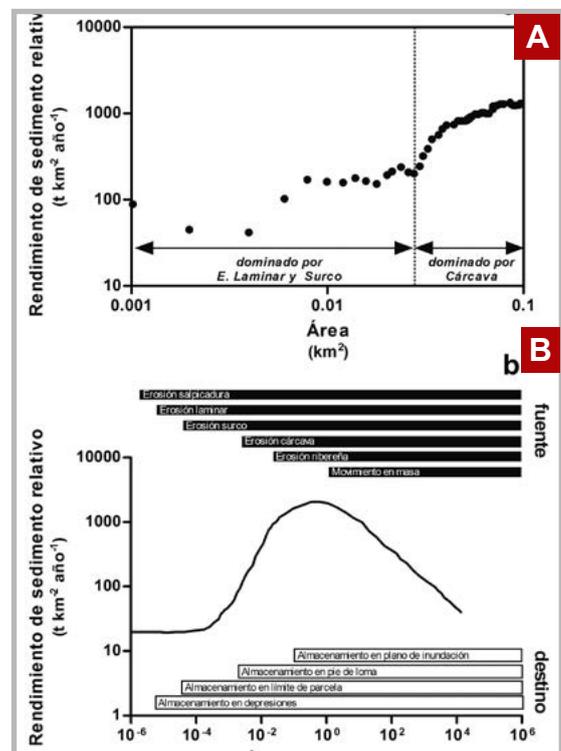


Figura 26. Rendimiento de sedimentos relativo según **A** áreas dominadas por erosión laminar, surco y cárcavas; **B** fuente y destino de sedimentos (adaptado deVente, 2005).

El hombre puede actuar sobre las fuentes y los destinos/sumideros a través de la reducción o incremento de la velocidad de las corrientes de agua, variando por ejemplo la forma y el fondo del cauce de un canal o las características de la cobertura vegetal de un lote por donde escurre agua en forma de manto, o anteponiendo obstáculos al paso del agua tales como un dique o un terraplén. De esta manera se logra regular las salidas de partículas que fueran generadas dentro de una cuenca por procesos erosivos.

El curso natural de los escurrimientos puede ser alterado a través de diferentes acciones tales como la eliminación de depresiones naturales y el reemplazo de vías de escurrimiento y planos de inundación con canales impermeables (Riccardi, 1998). Dichas acciones disminuyen la capacidad natural de intercepción del sistema hidrológico. Esto facilita el desplazamiento superficial de agua y contaminantes, permitiendo el transporte y removilización de metales pesados y de otros elementos poluentes tales como agroquímicos y patógenos adsorbidos a los sedimentos del fondo del cauce (Stephenson y Rychert, 1982; Berndtsson, 1990; Pereira *et al.*, 1996).

A partir de las **Figura 26A y B**, puede generalizarse en un índice entre el tamaño de cuenca y la **relación de entrega de sedimentos** o **sediment delivery ratio (SDR) Figura 27**. Este índice consiste en el cociente entre la cantidad de material efectivamente exportado por una cuenca aguas abajo de un punto de su cauce, y el que se estima que fue desprendido originariamente de sus laderas (Walling, 1994; Ongley, 1997). El mismo toma valores cercanos a uno (100%) para cuencas pequeñas y tiende a cero para cuencas de gran tamaño (Novotny y Chesters, 1989).

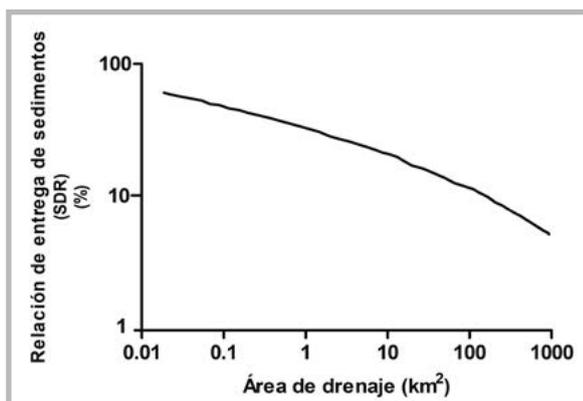


Figura 27. Relación entre el índice SDR y el tamaño de las cuencas (similar a la que citan Wischmeier y Smith, 1978)

En la **Figura 28** se muestra un ejemplo de estudios históricos en una cuenca de EEUU (Walling 1994). A la izquierda se observa la distribución relativa de posibles fuentes de generación de sedimentos tales como erosión laminar y en surcos, erosión en cárcavas, erosión en los canales. Del lado derecho se indica a la vez, la importancia relativa de los sumideros de dichos sedimentos tales como depósitos coluviales, valles en posiciones altas, de tributarios y valle principal. Por último, hacia abajo aparece el rendimiento o producción de sedimentos a partir de un determinado punto de la cuenca o “salida”. La suma del rendimiento más lo atrapado en los sumideros debería igualar al aporte de las fuentes.

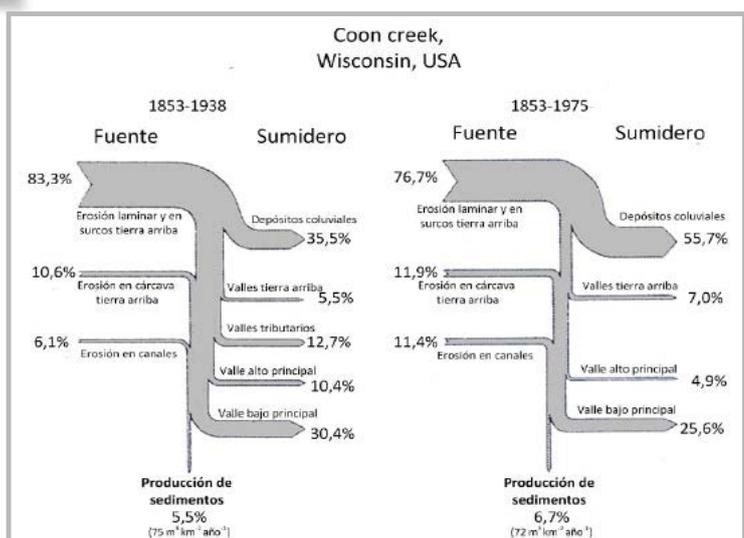


Figura 28. Ejemplo de la distribución según fuentes y destinos, de los sedimentos generados en una cuenca de EEUU durante dos periodos de tiempo determinados (adaptado de Walling, 1994).

De lo señalado en la **Figura 26, 27, 28** se desprende que aquellas cuencas de gran tamaño y escasa pendiente que posean superficies y cauces rugosos y/o vegetados, tienen menor posibilidad de exportar las partículas desprendidas por erosión, que aquellas cuencas con características opuestas. La paradoja implícita en este índice radica en que las cuencas de menor tamaño, a pesar de generar menores escurrimientos, son las que tendrían más poder contaminante (al menos en proporción a su tamaño), pues su SDR tiende a 1 (cercano al 100% de efectividad). Otra consecuencia de lo dicho es que las tierras bajas que ocupan planos aluviales y/o aquellas microcuencas primarias que desembocan directamente en los ríos, arroyos permanentes, lagos y lagunas, tendrán mayor probabilidad de exportar sus sedimentos y contaminantes, que otras tierras ubicadas en posiciones más altas de la cuenca (Richardson y Gatti, 1999).

También se deduce que los sedimentos “finos” (principalmente del tamaño de limos y arcillas) y/o “livianos” (enriquecidos en materia orgánica) movilizados por erosión hídrica, no serán tan afectadas por el tamaño y las características de la cuenca como los sedimentos “gruesos” (del tamaño de arenas o mayores), teniendo los primeros mayor probabilidad de alcanzar los grandes cursos de agua que los últimos.

Existe otro índice importante para caracterizar el potencial contaminante de las partículas transportadas por erosión hídrica que se denomina: **relación de enriquecimiento (enrichment ratio, ER)** (Sharpley, 1985,1995). El mismo relaciona una determinada propiedad importante del sedimento (por ejemplo su capacidad de intercambio catiónico) con igual propiedad del suelo que le dio origen. Si su valor es mayor que 1, esto indica que el sedimento se ha enriquecido en la propiedad estudiada. A la vez puede existir un empobrecimiento en otras propiedades analizadas, que se advierte al obtener valores de índice inferiores a 1.

En la **Figura 29** se muestra un ejemplo de suelos de textura franca que dieron lugar a sedimentos empobrecidos en arena y enriquecidos en arcilla. El área sombreada corresponde a la textura del suelo original, mientras que los puntos sobre la derecha indican la textura del sedimento resultante.

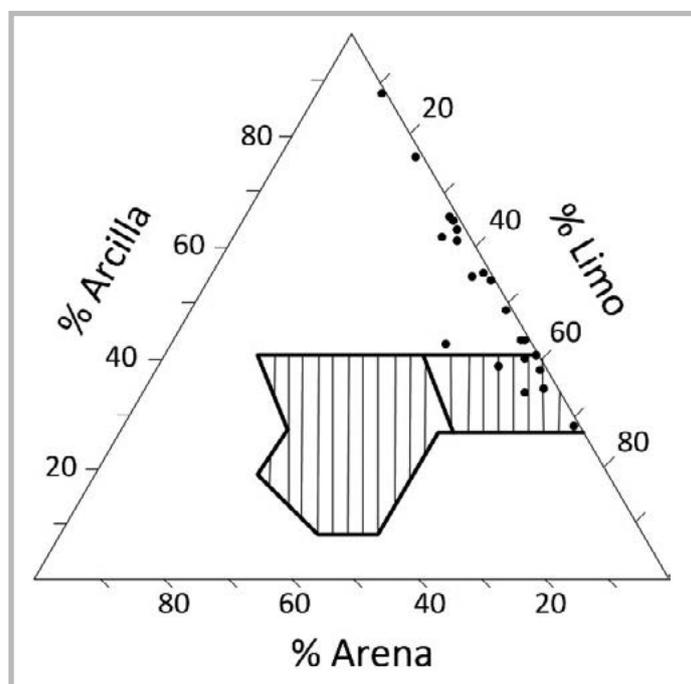


Figura 29. Relación entre la textura de los sedimentos y la textura del suelo original en una cuenca de EEUU (extraído de Walling, 1994).

Aquellas cuencas que poseen pendientes de longitud moderada y escaso gradiente, sufren principalmente procesos de erosión de tipo laminar. Este es un rasgo común en la Pampa Ondulada. Dicho proceso se caracteriza por generar

sedimentos “finos” enriquecidos en materia orgánica y arcillas de elevada capacidad de intercambio catiónico, existiendo una considerable selección negativa del transporte de partículas gruesas. Esto se debe a que la energía de la lluvia es un potente agente de desprendimiento mientras que el escurrimiento que se genera en esas circunstancias posee baja energía de transporte (Nearing *et al.*, 1990; Chagas, 1995).

Los sedimentos generados por erosión laminar en Pampa Ondulada tendrían un elevado poder de adsorber y transportar pendiente abajo, diversos contaminantes químicos y/o biológicos tales como pesticidas y bacterias y virus, que están asociados a la actividad humana. Por ejemplo, se cita el caso de los sedimentos desprendidos y transportados a través de las laderas de una microcuenca de pampa ondulada, y posteriormente depositados en la vaguada de dicha microcuenca. Estos sedimentos presentaron un importante grado de enriquecimiento en partículas intermedias del tamaño de los limos respecto del suelo original. Por el contrario los mismos mostraron empobrecimiento en partículas gruesas y pesadas del tamaño de las arenas (Santanatoglia *et al.*, 1996). Esto pone en evidencia que existió una exportación neta de partículas finas por parte de dicha microcuenca hacia los cursos de agua de mayor orden.

Los sedimentos producidos en cuencas que sufren erosión en surcos y/o cárcavas, poseen escaso grado de enriquecimiento ya que los mismos se asemejan al suelo que les dió origen. Ello se debe por un lado a que los sedimentos, al no provenir de la superficie, poseen *per se*, escaso contenido de materia orgánica. Por otra parte se ha comprobado que a mayores tasas de erosión, menor es el enriquecimiento resultante.

Ambos índices mencionados, **SDR** y **ER**, muestran que la cantidad y calidad de los sedimentos generados por una cuenca, y por ende su poder contaminante, dependen entre otros, de la magnitud y tipo de proceso erosivo y de la morfología, génesis e historia de uso de la cuenca de origen. Por lo tanto no resulta sencillo predecir las propiedades de dichos sedimentos y su poder contaminante, sin tener un conocimiento adecuado del funcionamiento hidrológico de la cuenca bajo estudio.

Para realizar estudios de calidad de agua en arroyos de la Pradera Pampeana, en especial de Pampa Ondulada, es importante la elección adecuada de las escalas de percepción. El agua de los arroyos integra efectos de microcuencas y mesocuencas de diferente jerarquía, que están anidadas entre sí, constituyendo un sistema complejo, entrelazado por las vías de escurrimiento comunes. En dicho contexto es importante caracterizar el papel de: a) las microcuencas primarias que desembocan directamente en los arroyos y b) de aquellas tierras bajas salino sódicas, ubicadas en los planos aluviales de los arroyos. Estas últimas, están caracterizadas por complejos de suelos hidromórficos sódicos y no sódicos, con propiedades totalmente disímiles a las tierras bien drenadas (Alconada y Lavado, 1993; Costa y Godz, 1999). Dichas tierras bajas se encuentran dedicadas principalmente a la ganadería bovina extensiva.

Ambos subsistemas a) y b) por su cercanía a los cursos de agua, serían principales responsables del aporte a los arroyos y ríos de toda clase de sustancias y materiales, incluyendo partículas relativamente gruesas (del tamaño de arenas o mayores).

En cambio, las vertientes de las cuencas, por su lejanía a los cursos de agua, constituirían la fuente principal de partículas relativamente finas y livianas (arcillas, limos finos, materia orgánica, microagregados muy pequeños) y sustancias solubles que son aportadas a los ríos. Dentro de las vertientes cabe destacar a aquellas microcuencas bajo sistemas de siembra directa. Ellas reciben el aporte de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas), sin sufrir remoción por los implementos de labranza, por lo que constituirían una fuente importante de sustancias solubles contaminantes de los cursos hídricos a través del escurrimiento superficial (Chagas *et al.*, 1999).

► CONCLUSIONES E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LAS CUENCAS AGROPECUARIAS

De acuerdo con el análisis bibliográfico reseñado, los sedimentos provocados por erosión hídrica constituyen la principal fuente de contaminación de origen agropecuario de las vías de agua superficiales, siendo el escurrimiento su

vehículo de transporte. Dependiendo de la carga de contaminación química y biológica que posean, dichos sedimentos pueden disminuir considerablemente la calidad de las aguas destinadas a diferentes usos. El proceso de escurrimiento superficial que permite el transporte de esos sedimentos hacia los cursos de agua, resultaría a su vez un medio de movilidad de diversas sustancias disueltas, con potencialidad para contaminar dichas aguas. Por lo tanto, es muy importante el manejo que se haga tanto de las tierras altas y bien drenadas que poseen elevada productividad como de aquellas tierras bajas, riparias y humedales asociados a planos aluviales de ríos y arroyos, de alta fragilidad y potencial capacidad de contaminación/descontaminación.

Todo lo anteriormente expuesto pone de relieve la necesidad de planificar el uso racional e integral de las tierras que componen una determinada cuenca agropecuaria a distintas escalas de percepción, desde microcuencas hasta grandes áreas anidadas colectoras de escurrimientos, teniendo en cuenta la fragilidad y vulnerabilidad propia de cada una de las diferentes áreas a los procesos degradatorios, especialmente erosión hídrica. Esto es así dada la estrecha interrelación y *feedback* que evidencian los subprocesos de desprendimiento, transporte y depositación de sedimentos y diversos contaminantes asociados a los mismos, entre las diferentes escalas de percepción.

► REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Acha, P.N. y B. Szyfres. 2001. Zoonosis y enfermedades transmisibles comunes al hombre y a los animales. Tercera edición. Vol. I. Bacteriosis y micosis. Publicación Científica y Técnica 580. Organización Panamericana de la Salud. 398 pp.
- Alconada, M. y R.S. Lavado. 1993. Comparación de distintas técnicas analíticas de evaluación de estabilidad estructural en un Natracuol típico. *Ciencia del Suelo* 10/11:1-6.
- Ares, M.G.; F.Bongiorno, M.Holzman, C.I. Chagas, M.Varni, and I. Entraigas. 2016a. Water erosion and connectivity analysis during a year with high precipitations in a watershed of Argentina. *Hydrology Research* 47(6): 1239-1252.
- Ares, G.; M.Varni and C.I. Chagas. 2016b. Suspended sediments concentration controlling factors: a first analysis for Argentine pampas region. *Hydrological Sciences Journal* 61(12): 2237-2248.
- Atias, A. 1991. Parasitología Clínica. 3° ed. Publicaciones Técnicas Mediterráneo, Chile. 618 pp.
- Banco Mundial, 1992. Informe sobre el desarrollo mundial 1992. Desarrollo y medio ambiente. Indicadores de desarrollo mundial. Washington, DC, 300 pp.
- Basselin, O. ; M.Kammerer, and A. Lacourt. 1999. La qualite de l'eau d'abreuvement des vaches laitières: une etude sur le terrain en Ille et Vilaine. *Bulletin des G. T.V.* 1: 61-70.
- Bartlett, H.D; D.C.Ludington, and R.W. Wengel. 1977. Utilization and disposal of dairy and poultry manures by land application. Bulletin Agricultural Experiment Station, Pennsylvania State University 812: 52 pp.
- Berndtsson, R. 1990. Transport and sedimentation of pollutants in a river reach: a chemical mass balance approach. *Water Resour. Res.* 26: 1509-1516.
- Binkley, D. and T.C. Brown. 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. *Water Resour. Bull.*, 29: 729-740.
- Boughton, W.C. 1989. A review of the USDA SCS curve number method. *Aust. J. Soil Res.* 27:511-523.
- Brannan, K.M.; S.Mostaghimi, P.W. McClellan and S. Inamdar. 1999. Animal waste BMP impacts on sediment and nutrient losses in runoff from the Owl Run watershed. ASAE Paper No. 992193, 27 pp.
- Bujan, A.; O.J. Santanotoglia, C.I. Chagas, M. Massobrio, M. Castiglioni, M. Yañez, H. Ciallella and J. Fernández. 2003. Soil erosion evaluation in a small basin through the use of ¹³⁷Cs technique. *Soil Tillage Res.* 69:127-137.
- Casas, R.R. y G.F. Albarracín. 2015. El Deterioro del Suelo y el Ambiente en la Argentina. FECIC. Tomos II, 452 pp.
- Chagas C.I. 1991. Efectos de la rugosidad superficial y el nivel de degradación física sobre la dinámica hídrica y la erosión entre surcos en un Argiudol. Tesis de Magister Scientiae. Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, UBA.
- Chagas, C.I. 1995. Efectos de la rugosidad superficial, el tamaño de agregados y la estabilidad estructural sobre la erosión entre surcos en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* 13:85-90.
- Chagas, C.I. 2007. Tesis Doctoral "Calidad y contaminación del agua superficial como recurso para bebida animal en una cuenca representativa de Pampa Ondulada". Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias Veterinarias UBA

- Chagas, C.I.; O.J.Santanatoglia, M.G. Castiglioni and H.J. Marelli 1995. Tillage and cropping effects on selected properties of an Argiudoll in Argentina. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26:643-655.
- Chagas, C.I.; H.J. Marelli.; Gróttola, M.C. y E.A. Rienzi. 1997. Influencia del uso de la tierra sobre la erosión entre surcos en un Argiudol típico de Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 17(3): 333-340.
- Chagas, C.I.; O.J.Santanatoglia, M.J.Massobrio, M.G. Castiglioni, y A. Buján. 1998. Influencia de las lluvias previas, sobre el comportamiento hidrológico de una microcuenca. En: Balbuena RH, Benez SH, Jorajuría D.(Ed.) Avances en el Manejo del Suelo y el Agua en la Ingeniería Rural Latinoamericana. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. pp 314-322.
- Chagas, C.I.; R.S. Lavado, C.A. Revilla, y G.J. Macias. 1999. Movimiento superficial de fósforo en suelos de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 17:46-53.
- Chagas, C.I.; O.J. Santanatoglia, M.J. Massobrio, M.G. Castiglioni, A. Buján y M. Yañez. 2000. La energía cinética de las lluvias como condicionante de los pulsos de escurrimiento en una microcuenca de Pampa Ondulada. *Avances en Ingeniería Agrícola*.1998/2000. Editorial Facultad de Agronomía. pp 207-213.
- Chagas, C.I.; C. Irurtia, J. Thisted, O.J. Santanatoglia, M.J. Massobrio, M.G. Castiglioni, M.G. y A. Buján. 2004. Movimiento horizontal y vertical de agua y partículas en un Argiudol bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 22(2):117-122.
- Chagas, C.I.; J. Moretton, O.J. Santanatoglia, M. Paz, H. Muzio, M. De Siervi y M.G. Castiglioni. 2006. Indicadores de contaminación biológica asociados a la erosión hídrica en una cuenca de Pampa Ondulada, Argentina. *Ciencia del Suelo* 24:21-27.
- Chagas, C.I.; M.V. Piazza, M. De Siervi, O.J. Santanatoglia, J. Moretton, M. Paz, y M.G. Castiglioni. 2007. Calidad de agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Revista Agrochimica* LI (2-3):130-136.
- Chagas, C.I.; O.J. Santanatoglia, J. Moretton, M. Paz y F.B. Kraemer. 2010. Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 28:23-31.
- Chagas C.I., F. Behrends Kraemer, O.J. Santanatoglia, M. Paz and J.A. Moretton. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. *Spanish Journal of Agricultural Research* 12 (4):1008-1017.
- Cisneros, J.M.; Cholaky C., Cantero Gutiérrez A., González J., Reynero M., Diez A. y L.Bergesio. 2012. Erosión Hídrica. Principios y Técnicas de Manejo. UniRio Editora. 286 pp.
- CNUMAD (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo), 1992. Programa 21. Naciones Unidas, Nueva York.
- Collado, A.D.; M.J. Galván y E.G. Mas. 2016. Desertificación en la Cuenca Hídrica de “El Morro”, provincia de San Luis. El modelo PER. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rio IV, Provincia de Córdoba, Argentina.
- CTCEM 2015-Comisión de Trabajo sobre la Cuenca El Morro (San Luis) (Jobbágy E.G.; Nosetto M.D.; Bernasconi H.O.; Colazo J.C.; Galvan M.J.; Mercau J.L.; Saenz C.A.; Colazo E.R.; Larrusse, C.E.; Marchi A.A.; Barbosa O.A.; Giaccardi A.; Hellmers M.M.; Martínez Alvarez D. y A. Tripaldi) Nuevos Cursos de Agua en la Cuenca de El Morro: Descripción del Proceso y Pautas para su Gestión. Consejo Provincial de Ciencia, Técnica, Desarrollo e Innovación (San Luis), INTA, CONICET, UNSL. 24 pp.
- Coote, D.R. y L.J. Gregorich (Editors), 2000. The health of our water- Toward a sustainable agriculture in Canada. Publication 2020. Research branch. Agriculture and Agri-food, Canada. 173 pp
- Cortes, G.; A. Mendoza y D. Munoz. 1996. Toxicity evaluation using bioassays in Rural Developing District 063 Hidalgo, Mexico. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 11:137-143.
- Costa, J.L. y P. Godz. 1999. Aplicación de distintas dosis de yeso a un Natracuol de la Pampa Deprimida. *Ciencia del Suelo* 17:21-27.
- DEFRA, 2002. The Government's strategic review of diffuse water pollution from agriculture in England. Agriculture and water: a diffuse pollution review. Department for Environment Food, and Rural Affairs, United Kingdom. pp16-24.
- De la Vega, G.; M.G Castiglioni, M.J. Massobrio, C.I. Chagas, O.J. Santanatoglia y C. Irurtia. 2004. Infiltración de un Argiudol vértico bajo siembra directa en condiciones variables de cobertura y humedad inicial. *Ciencia del Suelo* 22(1): 52-55.
- De Siervi, M.; A.F. Iorio de, y C.I. Chagas. 2002. Efecto del escurrimiento sobre la redistribucion y disponibilidad de metales pesados en suelos y aguas de escorrentía. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Provincia de Chubut, del 16/04/ al 19/04/2002
- Doss, B.D.; Z.F. Lund, F.L. Long and L. Mugwira. 1976. Dairy cattle waste management: its effect on forage production and runoff water quality. Bulletin, Agricultural Experiment Station, Auburn University, No 485, 39 pp.
- Dou, Z.; J.D. Toth, R. Allshouse, C.F. Ramberg, J.D. Ferguson and J.A. Moore. 2000. Phosphorus fraction distributions in animal manure. Animal, agricultural and food processing wastes. Proceedings of the Eight International Symposium, Des Moines, Iowa, USA. pp 1-9.

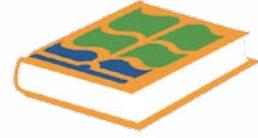
- Dutra, I.S.; J. Dobereiner, I.V. Rosa, L.A. Souza and M. Nonato, M. 2001. Botulism outbreaks in cattle in Brazil associated with contaminated water. *Pesq. Vet. Bras.* 21: 43-48.
- Edwards, D.R.; M.S. Coyne, P.F. Vendrell, T.C. Daniel, P.A. Moore Jr. and J.F. Murdoch. 1997. Fecal coliform and streptococcus concentrations in runoff from grazed pastures in northwest Arkansas. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 33:413-422.
- Fan, P. 1988. Adverse effects of environmental contamination with molybdenum and cadmium on cattle, swine and ducks. *Chin. J. Vet. Sci. Technol.* 2:20-22.
- FAO, 1990. Agua y desarrollo agrícola sostenible. Una estrategia para la aplicación del Plan de Acción de Mar del Plata para el decenio de 1990. FAO, Roma.
- FECIC-PROSA 1988. El deterioro del ambiente en Argentina. (suelo-agua-vegetación-fauna). Editorial FECIC. 498 pp.
- Fialka, J.J. 1998. EPA's cleanup for water targets livestock runoff. *Wall Street Journal - Eastern Edition*, 03/06/98, Vol. 231 Issue 45, pp B19.
- Foster, G.R. 1988. Modeling soil erosion and sediment yield. In: *Soil Erosion Research Methods*. Soil and Water Cons. Soc. Ankeny, Iowa. pp 97-118.
- Foster, G.R.; L.J. Lane, M.A. Nearing, S.C. Finkner and D.C. Flanagan. 1989. Erosion component. En: Lane, L.J. y M.A. Nearing (Eds) *USDA Water Erosion Prediction Project. Hillslope Profile Version NSERL Report N°2 USDA-ARS*.
- Galindo, G.; A. Herrero, S. Korol y A. Fernández Cirelli. 2004. Water resources in Salado River drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and Microbiological Characteristics. *Water Int.* 29:81-90.
- Galván, M.J. y D.A. Collado. 2010. Escurrimientos Hídricos Superficiales en la Cuenca Hidrográfica de El Morro, Provincia de San Luis. INTA - Información Técnica N° 175.
- Gardner, W.; K. Broersma, D. Eldridge and D. Freudenberger. 1999. Health and performance of beef cattle ingesting Mo rich forage and water high in Mo and SO₄. *Proceedings of the VI International Rangeland Congress, Townsville, Queensland, Australia, 19-23 July, 1999. Vol. 1 and 2. pp 978-979.*
- Godwin, D.C. and J.R. Miner. 1996. The potential of off-stream livestock watering to reduce water quality impacts. *Biore-source Technology* 58: 285-290.
- Gumiere, S.J.; Y.L. Le Bissonnais and D. Raclot. 2009. Soil resistance to interrill erosion: model parametrization and sensitivity. *Catena* 77: 274-284
- Gutierrez, O. 1987. Fluorosis: a potential problem in cattle. *Cuban Journal of Agricultural Science* 21: 103-111.
- Harper, G.S.; T.J. King, B.D. Hill, C.M.L. Harper and R.A. Hunter. 1997. Effect of coal mine pit water on the productivity of cattle. II. Effect of increasing concentrations of pit water on feed intake and health. *Aust. J. Agric. Res.* 48:155-164.
- Herrero, M.A. y S.B. Gil, 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral* 18:273-289.
- Hudson, N. 1982. *Conservación del Suelo*. Editorial Reverté S.A. 335 pp.
- Ibañez, J.L. 2016. Estimación de la erosividad de las lluvias de la localidad de San Pedro (Bs.As.) como variable de predicción de la erosión hídrica. Trabajo de Intensificación para optar al Título de Ing Agr. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía.
- Jones, D.L. 1999. Potential health risks associated with the persistence of *Escherichia coli* O157 in agricultural environments. *Soil Use Manage.* 15:76-83.
- Johnson, J.Y.M.; J.E. Thomas, T.A. Graham, I. Towshend, J. Byrne, L.B. Selinger and V.P.J. Gannon. 2003. Prevalence of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella spp.* in surface waters of southern Alberta and its relation to manure sources. *Can. J. Microbiol.* 49:326-335.
- Jordan, T.E.; D.L. Correll and D.E. Weller. 1997. Nonpoint source discharges of nutrients from Piedmont watersheds of Chesapeake Bay. *J. Am Water Resour. Assoc.* 33:631-645.
- Kirchmann, H. 1994. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: Lal R and Stewart BA (Eds.) *Soil Processes and Water Quality. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers. pp 163-232.
- Knapen, A.; J. Poesen, G. Govers, G. Gyssels, and J. Nachtergaele. 2007. Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *Earth-Science Reviews* 80: 75-109.
- Kraemer, F.B.K. 2011. Tesis de Magister "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" Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía UBA.
- Kraemer, F.B.; M.A. Soria, M.G. Castiglioni, M. Duval, J. Galantini y H. Morrás. 2017. Morphostructural evaluation of various soils subjected to different use intensity under no-tillage. *Soil Till. Res.* 169:124-137.

- Lacatusu, R.; C. Rauta, A. Mihailescu, I. Risnoveanu, S. Taina, B. Kovacsovics, I. Ghelase and M. Lungu. 1992. Geochemical and biogeochemical research in the endemic hematuria areas. IV. *Ceahlau. Stiinta Solului* 1-4:50-56.
- Lal, R. and W. Elliot. 1994. Erodibility and erosivity. In: R Lal (ed.) Soil Erosion Research Methods. Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa 50021-9764. USA. 2° Edition. pp 181-208.
- Lampman, W. 1995. Susceptibility of groundwater to pesticide and nitrite contamination in predisposed areas of southwestern Ontario. *Water Qual. Res. J.* 30:443-468.
- LeJeune, J.T.; T.E. Besser, N.L. Merrill, D.H Rice and D.D. Hancock. 2001. Livestock drinking water microbiology and the factors influencing the quality of drinking water offered to cattle. *J. Dairy Sci.* 84:1856-1862.
- Loch, R.J. and C. Pocknee. 1995. Effects of aggregation on soil erodibility: Australian experience. *J. Soil and Water Cons.* 50: 504-506.
- Lozano, L. 2015. Desarrollo de estructura laminar del suelo en siembra directa. Factores predisponentes y efectos sobre las propiedades hidráulicas. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Lyons, J.; S.W. Trimble and L.K. Paine. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36: 919-930.
- Maki, R.P. and R.E. Hicks. 2002. *Salmonella typhimurium* survival and variability is unaltered by suspended particles in freshwaters. *J. Environ. Qual.* 31: 1702-1709.
- Maldonado May, V.; M.A. Herrero, G. Sardi, M. Flores, A. Carbo, A. Cyngiser, y E. Martinez. 1999. Calidad del agua en tambos de la cuenca lechera oeste de la provincia de Buenos Aires. *Veterinaria Argentina* 16:506-513.
- Meijer, G.A.; J. de Bree, A. Wagenaar and S.F. Spoelstra. 1999. Sewerage overflows put production and fertility of dairy cows at risk. *J. Environ. Qual.* 28:1381-1383.
- Muirhead, R.W.; R.P. Collins, and P.J. Bremer. 2006. Interaction of *Escherichia coli* and soil particles in runoff. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 3406-3411.
- Moore, J.A.; M.E. Grismer, Crane and J.R. Miner. 1983. Modeling dairy waste management systems' influence on coliform concentration in runoff. *Trans. ASAE* 26:1194-1200.
- Mosley, L.M. and B.M. Peake. 2001. Partitioning of metals (Fe, Pb, Cu, Zn) in urban runoff from Kaikorai Valley, Dunedin, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 35: 615-624.
- Mwendera, E.J. and M.A. Saleem. 1997. Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agr. Ecosyst. Environ.* 64: 33-41.
- Nearing, M.A.; L.J. Lane, E.E. Alberts and J.M. Laflen. 1990. Prediction technology for soil erosion by water: status and research needs. *Soil Sci. Am. J.* 54:1702-1711.
- Novotny, V. and G. Chester. 1989. Delivery of sediment and pollutants from non point: a water quality perspective. *J. Soil and Water Cons.* 44:568-576.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 1995. Guías para la calidad del agua potable 2° Edición Vol. 1 Recomendaciones OMS Ginebra.
- Ong, C.; W. Moorehead, A. Ross and J. Renton. 1996. Studies of *Giardia spp.* and *Cryptosporidium spp.* in two adjacent watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 2798-2805.
- Ongley, E.D. 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje n° 55, FAO, Roma. 116 pp.
- Parvanta, M.F. 2000. Abortion in a dairy herd associated with *Bacillus licheniformis*. *Tierarzliche –Umschau* 55: 126-133.
- Patni, N.K.; R. Toxopeus, A.D. Tennant and F.R. Hore. 1984. Bacterial quality of tile drainage water from manured and fertilized cropland. *Water Res.* 18: 127-132.
- Patni, N.K. and J.L. Culley. 1989. Corn silage yield, shallow groundwater quality and soil properties under different methods and times of manure application. *Trans. ASAE* 32: 2123-2129.
- Pereira, W.E.; J.L. Domagalski, F.D. Hostettler, L.R. Brown and J.B. Rapp. 1996. Occurrence and accumulation of pesticides and organic contaminants in river sediment, water and clam tissues from the San Joaquin River and tributaries, California. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:172-180.
- Purdy, C.W.; D.C. Straus, D.B. Parker, B.P. Williams and R.N. Clark. 2001. Water quality in cattle feedyard playas in winter and summer. *Am. J. Vet. Res.* 62:1402-1407.
- Puschner, B; F.D. Galey, B. Johnson, C.W. Dickie, M. Vondy, T. Francis and D.M. Holstege. 1998. Blue-green algae toxicosis in cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 213:1605-1607.

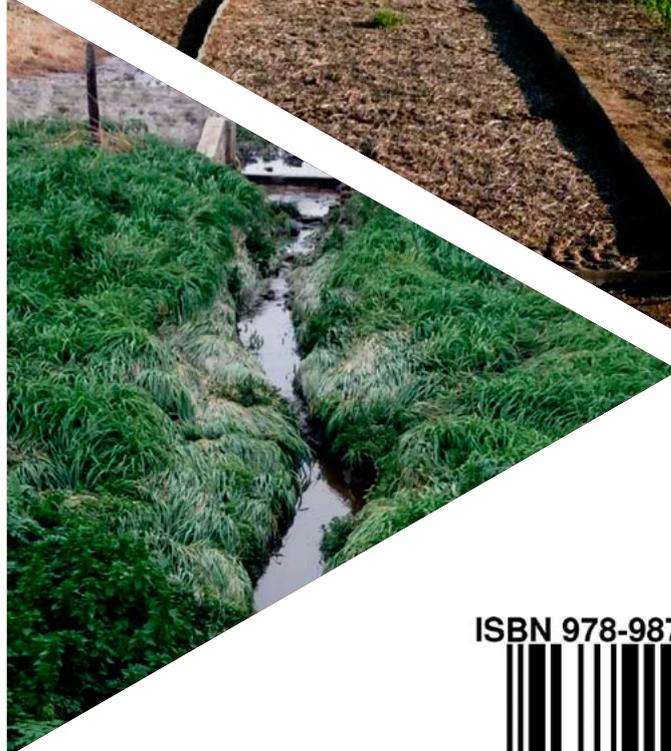
- Quinn, J.M. and M.J. Stroud. 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 36: 409-429.
- Renard, K., G.R. Foster, D. Yoder and D. McCool. 1994. RUSLE revisited: status, questions, answers and the future. *J. Soil and Water Cons.* 49:213-220.
- Riccardi, G.A. 1998. La calidad del escurrimiento pluvial urbano y el impacto sobre los cuerpos receptores. *Cuadernos del Curiham* 4:31-45.
- Richardson, M.S. and R.C. Gatti. 1999. Prioritizing wetland restoration activity within a Wisconsin watershed using GIS modeling. *J. Soil and Water Cons.* 54: 537-542.
- Revkin, A.C. 1998. U.S. to pay farmers to shoo cows off city's watershed. *New York Times*, 08/26/98, Vol. 147 Issue 51261, pB7.
- Rodda, H.J.; U. Shankar, S. Demuth, B. Diekkruger (ed.), M.J. Kirkby (ed.) and U. Schroder. 1999. The application of geographical information systems to water quality modelling in New Zealand. Proceedings of an International Conference held at the Technical University of Braunschweig, Germany, 10-14 March 1997, IAHS Publication No. 254, pp 243-251.
- Ruoff, U.; W. Heeschen, H. Nijhuis and A. Bluthgen. 1988. Studies on the importance of drinking water for dairy cows for the contamination of milk with polychlorinated biphenyls (PCB). *Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte* 40: 71-80.
- Santanatoglia, O.J.; Chagas, C.I.; Rienzi, E.A.; Castiglioni, M.G. y R. Sbatella. 1996. Características de los sedimentos producidos por erosión hídrica en una microcuenca del Arroyo del Tala, provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 14: 42-46.
- Santanatoglia, O.J.; A.F. de Iorio, C.I. Chagas, M. Massobrio, A. Rendina, M. Castiglioni y M. Bargiela. 2006. Escurrimiento, sólidos totales y propiedades químicas del agua del arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía* 26:121-131.
- Sasal, M.C.; J. Léonard, A. Andriulo and H. Boizard. 2016a. A contribution to understanding the origin of platy structure in silty soils under no tillage. *Soil Till. Res.* doi.org/10.1016/j.still.2016.08.017.
- Sasal, M.C.; H. Boizard, A. Andriulo, M.G. Wilson and J. Léonard. 2016b. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil Till. Res.* doi.org/10.1016/j.still.2016.08.014.
- Schreier, H.; J.A. Shelford and T.D. Nguyen. 1986. Asbestos fibers and trace metals in the blood of cattle grazing in fields inundated by asbestos-rich sediments. *Environ. Res.* 41: 99-109.
- Sharpley, A.N. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1527-1534.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24: 920-926.
- Sherer, B.M.; J.R. Miner, J.A. Moore and J.C. Buckhouse. 1992. Indicator bacterial survival in stream sediments. *J. Environ. Qual.* 21: 591-595.
- Sischo, W.M.; E.R. Atwill, L.E. Lanyon and J. George. 2000. Cryptosporidia on dairy farms and the role these farms may have in contaminating surface water supplies in the northeastern United States. *Prev. Vet. Med.* 43: 253-267.
- Smith, M.A.; J.D. Rodgers, J.L. Dodd and Q.D. Skinner. 1992. Habitat selection by cattle along an ephemeral channel. *J. Range Manage.* 45: 385-390.
- Solsona, F. 1999. Cantidad y calidad de las agua en el mundo y en el Mercosur. Taller sobre normas de calidad de agua para distintos usos en el Mercosur. Rosario Argentina, 9 y 10 de diciembre de 1999. pp 9-12.
- Stephenson, G.R. and R.C. Rychert. 1982. Bottom sediment: a reservoir of *Escherichia coli* in rangeland streams. *J. Range Manage.* 35: 120-125
- Stout, W.L.; S.R. Weaver, W.J. Gburek, G.J. Folmar and R.R. Schnabel. 2000. Water quality implications of dairy slurry applied to cut pastures in the northeast USA. *Soil Use Manage.* 16:189-193.
- Taboada M.A. y C.R. Alvarez. 2008. Fertilidad Física de los Suelos. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Segunda Edición. 272 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1997. The index of watershed indicators. EPA-841-R-97-010. 56 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2003. Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS) Potential Approches. USEPA: Office of Water, Office of Science and Technology. Draft. 58 pp.
- Valentin, C.; J. Poesen and Li.Yong. 2005. Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena* 63: 132-153.
- Van der Knijff, J.M.; R.J. Jones and L. Montanarella. 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau. EUR 19044. 52 pp.
- Van Mansvelt, J.D. and M.J. van der Lubben. 1999. Checklist for Sustainable Landscape Management. Final report for the EU concerted action AIR5-CT95-1210: The Landscape and Nature Production Capacity of Organic/Sustainable Types of Agriculture. Elsevier, 180 pp.

- de Vente, J. 2005. Predictiong soil erosion and sediment yiel at the basin sacale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews* 71:95-125
- Walling, D.E. 1994. Measuring sediment yield from river basins. In: Soil Erosion Research Methods. Soil and Water Cons. Soc. Ankeny, Iowa. pp 39-73.
- Wing, S.; S. Freedman and L. Band. 2002. The Potential Impact of Flooding on Confined Animal Feeding Operations in Eastern North Carolina. *Environ. Health Perspect.* 110:387-392.
- Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. Agr. Handbook No 537. U.S. Dept. Agr., Washington, D.C. 58 pp.
- Yeruham, I., A. Shlosberg, V. Hanji, M. Bellaiche, M. Marcus and M. Liberboim. 1997. Nitrate toxicosis in beef and dairy cattle herds due to contamination of drinking water and whey. *Vet. Human Toxicol.*, 39: 296-300.
- Young, R.A.; C.A. Onstad, D.D. Bosch and W.P. Anderson. 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44 (2): 168-173.

EFA



EDITORIAL FACULTAD DE AGRONOMÍA
UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES



ISBN 978-987-3738-17-3



9 789873 738173