

Informe final publicable de proyecto

Determinación de tasas de erosión por técnicas nucleares en el experimento agrícola de largo plazo más antiguo de Latinoamérica

Código de proyecto ANII: FMV_1_2019_1_156244

Fecha de cierre de proyecto: **04/07/2023**

QUINCKE WALDEN, Juan Andrés (Responsable Técnico - Científico)

GOSO AGUILAR, Cesar Alejandro (Investigador)

GRAHMANN, Kathrin (Investigador)

IRIGOYEN DA ROCHA, Joaquin (Investigador)

TASSANO, Marcos (Investigador)

CABRERA AZPIROZ, Mirel Lucia (Investigador)

CIGANDA BRASCA, Veronica Solange (Investigador)

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN AGROPECUARIA (Institución Proponente) \\\

FACULTAD DE AGRONOMÍA - UDELAR \\\

LEIBNIZ CENTRE FOR AGRICULTURAL LANDSCAPE RESEARCH (ZALF),15374 MÜNCHENBERG, GERMANY; \\\

LABORATOIRE DES SCIENCES DU CLIMAT ET DE L'ENVIRONNEMENT (LSCE) \\\

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN AGROPECUARIA \\\ UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA. FACULTAD DE CIENCIAS

Resumen del proyecto

En el presente proyecto se estudió la erosión del suelo en un experimento de largo plazo de rotaciones agrícola-ganaderas que se inició en 1963 en la estación experimental La Estanzuela (Colonia, Uy). Fue emplazado en una ladera que se extiende entre una cima (o divisoria de aguas) y un pie de ladera (próximo un desagüe natural). Las parcelas (25x200m) están dispuestas para abarcar ambas posiciones topográficas. Se utilizaron dos métodos para estudiar la erosión: (1) el modelo USLE/RUSLE para Uruguay (Erosión 6.0), usando los registros agronómicos del experimento y los registros de la propia estación agroclimática; y (2) el método del radionucleido ^{137}Cs , que permite cuantificar la erosión acumulada en relación con un suelo de referencia, así como la variabilidad espacial de la erosión y la posible acumulación en otras zonas. Se seleccionaron 5 parcelas con historias de uso contrastantes: cultivo continuo sin fertilización, cultivo continuo con fertilización, y rotaciones cultivo-pastura con 33% ó 50% del tiempo con pastura. En cada parcela se definieron 6 puntos equidistantes a lo largo de una transecta (desde la cima hasta el pie de ladera), en los cuales se tomaron los registros y muestras de suelo para estimar erosión por ambos métodos. Las estimaciones de USLE/RUSLE dieron tasas de erosión entre -1 y -20 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Las estimaciones basadas en el trazador ^{137}Cs dieron valores entre -73 y +51 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Los valores positivos son sitios de acumulación de suelo en el pie de ladera, mientras que las pérdidas más altas (hasta -73 Mg ha⁻¹ año⁻¹) son sitios de erosión en cárcavas. El modelo USLE/RUSLE debe limitarse a condiciones de erosión laminar y sin ingreso de sedimentos desde partes más altas. Se identificaron solamente 5 puntos con estas condiciones, lo cual no permitió obtener resultados confiables sobre la comparación de ambos métodos.

Ciencias Agrícolas / Agricultura, Silvicultura y Pesca / Ciencias del Suelo / Conservación de suelos

Palabras clave: ^{137}Cs / USLE/RUSLE / erosión de suelos /

Antecedentes, problema de investigación, objetivos y justificación.

La reciente expansión de la producción agrícola y el cambio de uso del suelo indujeron importantes efectos ambientales negativos en Sudamérica en general y en Uruguay en particular, afectando la sostenibilidad del uso de los recursos suelo y agua (Foucher et al. 2023). El nivel de intensidad agrícola para los diferentes usos de la tierra puede influir en cómo se redistribuye el suelo, dando lugar a diferentes procesos de erosión y/o deposición (FAO, 2019).

Las iniciativas de protección y prevención de la erosión hídrica tienen una larga trayectoria en Uruguay (Zurbriggen et al., 2020). De hecho, se estimó que alrededor del 30% de la superficie agrícola del país estaba afectada negativamente por la erosión en la década de 1960 (Cayssials et al., 1978). En Uruguay se han producido algunos cambios destacados en el uso de la tierra para aumentar la sostenibilidad de la producción agrícola durante la revolución verde, adaptando sistemas de rotaciones cultivo-pastura (RCP) y, más tarde, utilizando ampliamente la práctica de la siembra directa desde principios de la década de 1990 (García-Préchac et al., 2004). Desde entonces, las prácticas de cultivo sostenible se han ido sustituyendo poco a poco por cultivos anuales continuos, sin pasturas pero con una proporción creciente de cultivos de verano, especialmente de soja (*Glycine max*). Estimaciones más recientes llegaron a las mismas conclusiones, con un 30,1% del territorio aún afectado por la erosión (Sganga et al., 2005). Por lo tanto, el gobierno uruguayo actualizó la legislación nacional en materia de conservación del suelo en 2008, lo que dio lugar a la presentación obligatoria de un plan uso y manejo para los predios dedicados a la agricultura (Pérez-Bidegain et al., 2018). Actualmente, estos planes de uso y manejo del suelo se aplican en la mayoría de las áreas bajo uso agrícola y en explotaciones mayores de 100 ha. Relevamientos remotos informaron de una reducción sustancial de la erosión del suelo de 10 t/ha previo a la ley a 3t/ha en los últimos años, atribuido a la implementación de los planes de uso y manejo del suelo (Dell'Acqua y Beretta, 2020).

Los experimentos de largo plazo (ELP) son muy adecuados para entender cómo los cambios en el uso del suelo modifican la dinámica en los procesos bioquímicos y geofísicos y las propiedades del suelo, lo que tiene consecuencias adicionales para la erodabilidad del suelo. Los efectos beneficiosos a largo plazo de la RCP incluyen la mejora de la estructura del suelo y la capacidad de retención de agua del suelo, y por lo tanto, la mejora general de las propiedades físicas del suelo, que contribuyen a una mayor infiltración de agua durante eventos de precipitación intensa (Franzluebbers y Gastal, 2019). Esos cambios beneficiosos en la calidad del suelo están determinados principalmente por el aporte de carbono orgánico del suelo (SOC) de la biomasa de raíces de pastos perennes y representan el principal factor para el eficaz control de la erosión del suelo en suelos degradados donde el SOC está deteriorado (Ernst y Siri, 2009; Ernst et al., 2018). Sin embargo, detectar y cuantificar esos cambios de SOC y, por tanto, la erodabilidad del suelo requiere varios años o incluso décadas debido a la naturaleza lenta y gradual de los cambios de SOC en respuesta al manejo agrícola (Smith, 2004).

Existe una gran variedad de metodologías para estimar la erosión del suelo. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) (Wischmeier & Smith, 1961), y su versión revisada (RUSLE, Renard et al., 1991) se utilizan ampliamente para planificar y evaluar los efectos de la erosión del suelo sobre la productividad de las tierras agrícolas (Alewell et al. 2019). En su forma estándar, la USLE se aplica puntualmente a pendientes uniformes en áreas extensas que comparten factores

parametrizables como el uso de la tierra, el tipo de suelo o las prácticas de conservación. En Uruguay, los modelos USLE y RUSLE fueron validados y adaptados a las condiciones nacionales (García-Préchac et al. 1998, 2016, 2017) y, en consecuencia, ampliamente utilizados para los planes obligatorios de uso y manejo del suelo a través de una herramienta informática nacional (EROSION 6.0) que se actualiza continuamente (Pérez Bidegain et al., 2022).

El uso de radionucleidos ambientales como el Cesio (^{137}Cs) y el cálculo de sus inventarios en perfiles de suelo recogidos en sitios contrastantes (sitios de referencia, erosión y acumulación) antes de convertirlos en tasas de redistribución es otro método ampliamente utilizado en la investigación de la erosión del suelo para determinar las tasas de erosión/acumulación (Zapata, 2002; Soto y Navas, 2008; Walling et al., 2011). En Uruguay, la técnica del ^{137}Cs ha sido utilizada con éxito para estimar la tasa de erosión en laderas (Tassano et al., 2021) y pequeñas cuencas (Cabrera et al., 2023; Alonso et al., 2012), demostrando así la utilidad del ^{137}Cs como indicador de la redistribución del suelo en Uruguay.

Sin embargo, un gran número de estudios que utilizan radionucleidos de lluvia (FRNs) se han centrado en estudios a escala de campo y rara vez se han calculado y comparado las tasas de erosión anuales basadas en estos métodos con las del modelo RUSLE (Alonso et al., 2012; Gharibreza et al. 2021; Peng et al. 2023). Las mediciones de ^{137}Cs en muestras de suelo se utilizan para calcular las tasas medias anuales de erosión en los últimos 60 años, cubriendo el período desde el pico de lluvia radiactiva en América del Sur entre 1964 y 1972 hasta la fecha de muestreo, según lo documentado por Walling et al. (2011), Chaboche et al. (2021), y Chaboche et al. (2022). Los inventarios de ^{137}Cs en el suelo sirven como herramienta para reconstruir las tasas de redistribución del suelo y evaluar los cambios debidos a las prácticas agrícolas contrastantes desde el pasado hasta el presente, como destacan Zapata (2003) y Vanwallegghem et al. (2017). Entre los pocos estudios que aplicaron la experimentación a escala de parcela en experimentos a largo plazo (Porto et al., 2022), el cambio de uso del suelo fue estudiado raramente (por ejemplo, Ritchie y Rasmussen, 2000). Además, hasta donde sabemos, ningún estudio basado en ^{137}Cs se centró en estudiar el manejo con RCP.

Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo (1) estimar la erosión del suelo en Uruguay utilizando la técnica nuclear de ^{137}Cs como trazador en un experimento de largo plazo sobre rotaciones de cultivos y pasturas, el cual se inició en 1963; y (2) comparar los resultados de varios modelos de conversión de ^{137}Cs con las estimaciones de erosión del suelo de USLE/RUSLE. Para este propósito, se usó el experimento de rotaciones más antiguo de América Latina, el cual fue muestreado intensamente y analizado usando radionucleidos para cuantificar las tasas de redistribución del suelo afectadas por los cambios en el uso de la tierra y el manejo agrícola a lo largo de medio siglo.

Metodología/Diseño del estudio

1. Área de estudio y sitio experimental

El área de estudio está ubicada cerca de Colonia, Uruguay, en el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) La Estanzuela (lat. $34^{\circ}20'S$, long $57^{\circ}41'W$, 66 m s.n.m.). El sitio se caracteriza por un clima templado cálido con una precipitación anual de 1125 mm y una evapotranspiración basal anual de aproximadamente 1180 (± 143) mm en 55 años (Grahmann et al., 2020). La temperatura media máxima mensual oscila entre 15°C en invierno y 28°C en verano, y la temperatura media mínima mensual oscila entre 6°C en invierno y 17°C en verano (Baethgen et al., 2021). El suelo es un Vertic Argiudoll (USDA Soil Taxonomy), correspondiente a un Haplic Phaeozem (Eutric) en el sistema de clasificación de suelos World Reference Base (IUSS Working Group, 2007). La pendiente es de 2,5 a 3,0 %, y la textura de la capa superficial del suelo (0-15 cm) es limo-arcillosa-limosa (56 % de limo, 35 % de arcilla, 9 % de arena).

El ELP se estableció en 1963, que es aproximadamente el periodo de tiempo en que comenzó la acumulación de lluvia radiactiva (Chaboche et al. 2022). Previo a 1963, el área se destinó a producción de cultivos y la investigación como parte de una estación experimental agrícola que utilizaba sistemas de cultivo convencionales. El objetivo del ELP es investigar diferentes rotaciones de cultivos con una proporción creciente de pasturas, así como el impacto de la fertilización con N y P en la producción de cultivos. El diseño experimental incluye siete tratamientos de rotación de cultivos, dispuestos en bloques completos al azar, con un tamaño de parcela de 0,5 ha (25×200 m) y tres repeticiones. Para este estudio, se seleccionaron cuatro tratamientos: agricultura continua sin fertilización (CA0), agricultura continua con aplicación de fertilizantes minerales (CA+), RCP con 50% de cultivos y 50% de pastos (50%P), y RCP con 66% de cultivos y 33% de pastos (33%P).

Los cultivos incluidos en las rotaciones y el manejo de suelo fueron objeto de cambios a lo largo de la duración del ELP, ajustándose a los nuevos métodos y tecnologías de cultivo. Estos cambios se dividen en 3 periodos, definidos por los ajustes en el sistema de rotación para los tratamientos seleccionados. Durante el primer periodo (1963-1983), la rotación de cultivos seguía un ciclo de 9 años, y el arado se realizaba anualmente con arado de vertedera y/o herramientas de discos. En 1974 se introdujo el sorgo en la rotación. Además, la secuencia de cultivos se escalonó entre bloques, de manera que, en un año dado, cada bloque tuviera una fase diferente de la rotación. En el segundo periodo (1984-2008), se sustituyó el arado por maquinaria de laboreo reducido. Para ello se utilizaron excéntricas, disqueras o arado de cincel. Además, el sistema de rotación sufrió otra modificación, que consistió en la eliminación del lino, la introducción de la cebada y la

transición de ciclos de rotación de 9 a 6 años. En 2009, el ELP sufrió su última modificación, con la introducción del maíz y la soja. Simultáneamente, la labranza reducida pasó a ser labranza cero (Grahmann et al., 2020). La defoliación de las pasturas se practicó principalmente cortando con rotativas y sin retiro de biomasa.

2. Muestreo de suelos y análisis de laboratorio

Para cuantificar un inventario de referencia, se estudiaron preliminarmente seis zonas sin pendiente a una distancia máxima de 10 km del ELP para reducir la variabilidad de la precipitación de ^{137}Cs . Además, se verificó que el tipo de suelo y el material madre fuesen similares al del ELP. Finalmente, el sitio seleccionado para determinar el inventario de referencia fue una área a 3 km del ELP. En este punto se obtuvieron 6 muestras compuestas a intervalos de profundidad de 2,5 cm, hasta una profundidad de 35 cm. Cada muestra compuesta se conformó con nueve tomas. El inventario de referencia se determinó calculando la media de todas estas muestras, junto con su coeficiente de variación (CV%).

En las parcelas del ELP el muestreo se realizó en una transecta, teniendo en cuenta la variabilidad esperada de la redistribución del suelo a lo largo de la dirección longitudinal de la parcela, con el fin de optimizar los recursos y el tiempo. La transecta se orientó en el sentido longitudinal de cada parcela, con seis puntos de muestreo, que se ubicaron a 5, 40, 80, 120, 160 y 200 m desde el borde norte del ELP, coincidente con la cresta o divisoria de aguas. Las muestras de suelo se obtuvieron utilizando un muestreador de suelo hidráulico montado en un tractor (diámetro = 4 cm). En cada punto de muestreo se realizaron seis tomas para obtener muestras compuestas a intervalos de profundidad de 2,5 cm.

Dependiendo de si el punto de muestreo está erosionado o presenta acumulación, la profundidad de muestreo requerida osciló entre 30 y 100 cm (es decir, entre 12 y 40 estratos de muestreo). Se obtuvo un total de 470 muestras de suelo (lugar de referencia (n=76), CA0/1 (n=83), CA0/2 (n=74), CA+ (n=87), 33%P (n=72), 50%P (n=78)). Las muestras se secaron a 40°C durante 48 h, se pesaron, se tamizaron a 2 mm y se colocaron en vasos Marinelli de plástico de 250 ml.

Todas las mediciones de radiactividad se realizaron en el "Laboratorio de Radioquímica, Centro de Investigaciones Nucleares, Facultad de Ciencias, Udelar" en Uruguay. Las mediciones de rayos gamma de radionucleidos se obtuvieron utilizando un detector de germanio de alta pureza (HPGe) con una eficiencia de recuento del 20 % (a 1332 keV). Los resultados se refieren al ^{137}Cs (a 661,5 keV) con una concentración mínima detectable (CMD) de 0,04 Bq.kg⁻¹. Los tiempos de recuento durante 24 h proporcionaron una precisión analítica de las mediciones que osciló entre $\pm 5\%$ y 10% con un nivel de confianza del 95 %. Las actividades notificadas se corrigieron por decaimiento hasta el 1 de enero de 2020.

3. Modelos de conversión a tasas de erosión

Se desarrollaron varios modelos de conversión para convertir los inventarios de ^{137}Cs (Bq.m⁻²) en tasas de erosión o sedimentación (Mg.ha⁻¹.año⁻¹) para suelos arados y no arados (He y Walling, 1997; Soto y Navas, 2008; Walling et al., 2011; Arata et al., 2016; Gharbi et al., 2020). Entre estos modelos, el Modelo Proporcional, los Modelos de Balance de Masa II y III (PM, MBM II y MBM III, respectivamente) son particularmente aplicables al sitio de estudio. Los modelos seleccionados sólo pueden utilizarse para suelos arados en transectos individuales ladera abajo, y consideran el comportamiento de la lluvia radiactiva fresca y su eliminación por erosión antes de su incorporación a la capa de arado. Se supone que la tasa anual de disminución en una zona es constante a lo largo del tiempo. El MBM III tiene en cuenta los efectos del laboreo, que induce una redistribución específica del suelo, lo que permite diferenciar entre las tasas de erosión del laboreo y las tasas de erosión hídrica. Para aplicar estos modelos, es necesario calcular con precisión parámetros como la profundidad de laboreo, la constante de laboreo, el factor de proporción, la profundidad de la masa de relajación, la longitud de la pendiente de la sección y la pendiente ascendente y descendente, para describir los procesos físicos que pueden afectar a la distribución de ^{137}Cs en el suelo (Walling et al., 2002; Walling et al., 2011; Walling et al., 2014).

Además, el modelo Modelling Deposition and Erosion Rates with RadioNuclides (MODERN) puede aplicarse tanto en condiciones de arado como de siembra directa (Arata et al., 2016). El concepto detrás de este modelo implica comparar el perfil de profundidad de un sitio de referencia con el inventario total de un sitio de muestreo perturbado con el fin de estimar las tasas de erosión y deposición del suelo en términos de espesor de la capa de suelo afectada por los procesos de redistribución. Para determinar la magnitud de las pérdidas o ganancias de suelo, MODERN compara un lugar de referencia inalterado con un lugar arado. Las intervenciones de arado afectan a la distribución vertical de ^{137}Cs , a través de la mezcla de las capas del suelo hasta la profundidad de arado. Por lo tanto, para emular este proceso de mezcla mecánica, MODERN ajusta el perfil de profundidad del lugar de referencia asumiendo un valor de inventario medio en las capas por encima de la profundidad de arado. Una ventaja del uso de MODERN sobre el Modelo de Balance de Masas es que MODERN no requiere un enfoque de muestreo por transecta, ya que puede funcionar eficazmente incluso cuando los puntos de muestreo están dispersos espacialmente. Para aplicar el modelo MODERN se utilizó un programa MATLAB en GNU

Resultados, análisis y discusión

Nota: se hará referencia a figuras y tablas de resultados que están en un archivo adjunto al presente informe final.

1. Estimación de la erosión del suelo mediante ^{137}Cs

El sitio de referencia seleccionado está situado en un área de parque del antiguo casco de la estación La Estanzuela (las coordenadas del sitio son 34.33999°S, 57.6903°W). El inventario del sitio de referencia fue de $367,1 \pm 15,9 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ con un CV del 8,7 % ($n=9$; ver figura 1).

En términos generales, en el ELP se encontraron valores de inventario cercanos a la referencia para el primer punto de la transecta (5 m), lo que implica estabilidad en términos de dinámica de erosión/sedimentación. En cambio, los puntos situados en el centro de la parcela muestran predominantemente pérdida de suelo. Finalmente, el último punto de la transecta (200 m) presentó acumulación de sedimentos en todos los tratamientos. En cuanto a la distribución de ^{137}Cs en el perfil de profundidad del suelo en los puntos situados en el centro de la parcela, es evidente un perfil perturbado, mostrando dos patrones distintos: la presencia de un único pico de ^{137}Cs seguido de una disminución de la concentración que sugiere la pérdida superficial del suelo, y un segundo escenario que muestra múltiples picos de ^{137}Cs con una baja concentración en la superficie que indica la llegada de sedimentos a nivel superficial. En los próximos párrafos se relatarán los resultados más destacables acerca de la erosión basada en ^{137}Cs a lo largo de las transectas de las distintas parcelas (Figura 3).

CA0/1

Esta parcela corresponde al tratamiento de agricultura continua sin aplicación de fertilizantes (CA0) del bloque 1. Desde el 2009 la rotación fue maíz, cebada/sorgo y trigo/soja sin laboreo (o sea, siembra directa). Esta parcela mostró la mayor tasa de erosión y una pendiente más pronunciada que la parcela con el mismo tratamiento del segundo bloque (CA0/2). Los puntos de altimetría revelaron que la pendiente de esta parcela es notablemente constante, divergiendo de los perfiles cóncavos observados en la mayoría de las restantes parcelas. Se identificó una cárcava entre 90 y 140 m, que corta diagonalmente la parcela. El punto de 5 m presentó un valor de inventario superior al valor de referencia, mientras que el punto de 40 m mostró características erosivas con un inventario inferior a la referencia (figura 3). En el punto de 80 m, las concentraciones de ^{137}Cs estaban uniformemente distribuidas en el perfil vertical hasta una profundidad de 15 cm. Sin embargo, en el punto de 120 m, coincidiendo con la zona de cárcavas de la parcela, la presencia de ^{137}Cs estuvo limitada a los 5 cm superiores del suelo y dio un inventario de $15,6 \text{ bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Ambos puntos del tratamiento de agricultura continua sin fertilizar (CA0/1 y CA0/2) mostraron valores de inventario inferiores a los de referencia, lo que llevó a clasificarlos como puntos erosivos. Notablemente, el punto de 120 m de la parcela CA0/1 apareció como el punto más erosionado entre todos los sitios estudiados a través de los diferentes tratamientos. A 160 m, las concentraciones de ^{137}Cs aumentaron con la profundidad, alcanzando un máximo entre 20 y 22,5 cm, coincidiendo con la profundidad máxima del radioisótopo encontrada en el perfil de referencia. A pesar de que el inventario de ^{137}Cs a 160 m era inferior al de referencia, las capas superficiales de su perfil mostraban bajas concentraciones de ^{137}Cs , atribuidas a sedimentos procedentes de suelos empobrecidos en ^{137}Cs . Por lo tanto, este punto puede clasificarse como un lugar de transición. Finalmente, en el punto de 200 m, correspondiente al pie de ladera, el ^{137}Cs alcanzó una profundidad de 60 cm y presentó un inventario de $758,9 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, significativamente superior a la referencia.

CA0/2

Esta parcela corresponde al tratamiento de agricultura continua sin aplicación de fertilizantes en el bloque 2 (CA0/2). Por lo tanto recibió esencialmente la misma historia de manejo que la parcela CA0/1. Esta parcela mostró ser una ladera mayormente cóncava, pero con un punto de inflexión cerca de 160 m donde la ladera se transforma en convexa (Figura 2). Los perfiles verticales de ^{137}Cs en los puntos de 5 m y 40 m mostraron concentraciones uniformes hasta los 20 cm de profundidad (figura 3). Curiosamente, el rango de 20 a 22,5 cm no mostró ^{137}Cs , seguido de un rango posterior con concentraciones elevadas, especialmente en el punto de 5 m. En el punto de 80 m las concentraciones de ^{137}Cs fueron comparables a las encontradas en otros puntos, aunque no se detectó ^{137}Cs a una profundidad mayor de 20 cm. El punto de 120 m mostró un patrón similar al del punto de 80 m, pero con presencia de ^{137}Cs sólo hasta los 10 cm, dando el menor inventario de esta parcela ($89,6 \text{ bq}\cdot\text{m}^{-2}$), o sea el punto de mayor erosión de esta transecta. El punto de 160 m mostró actividades mínimas del radioisótopo en las capas superiores, con concentraciones que aumentaron con la profundidad hasta los 22,5 cm. A profundidades mayores la concentración de ^{137}Cs fue decreciente hasta alcanzar valores nulos a los

30cm. Este patrón se alinea con las observaciones de otras transectas, categorizando este punto no sólo en base a la distribución de las actividades de ^{137}Cs sino también a su valor de inventario total, más alto que para los puntos anteriores pero más bajo que en el sitio de referencia. Por tanto, puede clasificarse como un punto de transición, en el que la tasa de erosión supera a la tasa de deposición de sedimentos. Finalmente, en el punto de 200m (pie de ladera), se observó un inventario 705.2 bq. m^{-2} , con una capa inicial que contenía un mínimo de ^{137}Cs , seguida de un perfil relativamente homogéneo hasta los 30 cm. El máximo de ^{137}Cs se observó entre los intervalos de 47,5-50 cm, aunque se detectó presencia hasta profundidad de 55 cm. Este último punto de la transecta es clasificado como de acumulación de sedimentos.

CA+

Esta parcela está bajo agricultura continua con aplicación de fertilizantes minerales. La secuencia de cultivos ha sido la misma que el tratamiento CA0. La altimetría de la transecta indica una pendiente uniforme de 3% (figura 2). Los resultados del tratamiento CA+ indican una erosión moderada. Tanto en el punto de 5 m como en el de 40 m presentan valores de inventario de ^{137}Cs inferiores al valor de referencia (figura 3). Estos dos puntos se clasifican como puntos de erosión. Si bien el punto de 80 m tiene un valor de inventario más alto que los puntos anteriores, la concentración total de ^{137}Cs sigue siendo inferior al valor de referencia, lo que lleva a su categorización como un punto de transición en el que la tasa de erosión excede la tasa de acumulación del suelo. A 120 m, el valor de inventario de ^{137}Cs es inferior al valor de referencia, lo que lleva a su clasificación como punto de erosión. En el punto de 160 m, el perfil ^{137}Cs es uniforme en los primeros 15 cm. Avanzando en profundidad se observa un segundo pico, y disminuye gradualmente hasta 25 cm. En este punto el inventario también es menor que el de referencia, pero mayor que el punto anterior, por ello se clasifica como un punto de transición. Finalmente, a 200 m, el perfil se extiende hasta una profundidad de 55 cm, con los primeros 7,5 cm mostrando concentraciones homogéneas de ^{137}Cs . La concentración más alta de ^{137}Cs se encontró en la capa inferior dentro del intervalo de profundidad de 50-55 cm, dando un inventario de $839,4 \text{ Bq. m}^{-2}$. Esto refleja una importante acumulación de sedimentos en este último punto de la transecta.

33%P

Esta parcela incorpora la rotación cultivos-pasturas (RCP) con una proporción de 66% de cultivos (sorgo, trigo y soja) y 33% de pasturas de trébol rojo. En general, el tratamiento del 33%P mostró una ligera pérdida en el nivel de la superficie del suelo con deposición moderada en el último punto. Esta parcela muestra una erosión mínima y una pendiente media del 2,4%. La transecta de muestreo y observación en esta parcela comienza en el punto 40 m debido a que este punto tiene la mayor altitud (o sea que el tramo entre 0 y 40m tiene una pendiente en el sentido opuesto). En los puntos 40, 80 y 120 m de la transecta, la concentración de ^{137}Cs se mantuvo homogénea hasta 17,5 cm, con un ligero aumento hasta alcanzar un pico entre 10 y 15 cm (figura 3). A mayor profundidad, la concentración de ^{137}Cs disminuye drásticamente hasta los 17,5 cm, y alcanza valores nulos por debajo de los 22,5 cm. Estos resultados son consistentes con los perfiles arados observados por Walling & He (1999). Los valores de inventario de ^{137}Cs son inferiores al valor de referencia y, por tanto, se los clasifica como puntos de erosión. En el punto 160 m, los primeros estratos muestran valores de ^{137}Cs más bajos y más uniformes que los puntos anteriores. Sin embargo, el ^{137}Cs aumenta hasta los 15-17.5 cm y se vuelve indetectable recién a una profundidad de 27,5 cm. En este punto el inventario de ^{137}Cs es superior al valor de referencia, por lo cual se lo clasifica como punto de acumulación. A 200 m, la detección de ^{137}Cs alcanza una profundidad de 35 cm y un inventario de 538.9 Bq. m^{-2} . El perfil vertical es similar al del punto anterior, aunque el pico se encuentra a una profundidad mayor (20-22.5 cm). Los dos últimos puntos esta transecta son claros sitios de acumulación de sedimentos, en consonancia con la descripción de Fulajar (2000).

50%P

Esta parcela recibió el manejo de una rotación cultivos-pasturas (RCP) con una proporción de 50% de cultivos (maíz, cebada, sorgo, trigo y soja) y 50% de pasturas. Esta parcela mostró el mayor grado de conservación, con una pendiente media de 2.8% y una forma cóncava (figura 2). A una distancia de 5 m, la muestra tenía un inventario de ^{137}Cs muy próximo al valor de referencia, indicativo de su estabilidad (figura 3). En el punto 40 m se observaron niveles uniformes de ^{137}Cs , con un inventario de ^{137}Cs de 425.6 Bq.m^{-2} , superior al valor de referencia. Por ello se lo clasifica como punto de acumulación. Los puntos 80 m y 120 m muestran perfiles ^{137}Cs notablemente similares, que alcanzan una profundidad de 25 cm y valores de inventario de ^{137}Cs inferiores a la referencia. Por ello estos dos puntos son clasificados como puntos de erosión. El punto 160 m también es clasificado como un punto de erosión, dado que los valores de ^{137}Cs son más bajos que los puntos anteriores y el inventario de ^{137}Cs es el más bajo a lo largo de toda la transecta. Por último, a 200 m se observa que el ^{137}Cs alcanza una profundidad de 40 cm. Este perfil se alinea con un sitio de acumulación, mostrando

homogeneidad en los primeros 15 cm, seguido de un aumento de las concentraciones hasta alcanzar un pico de 35 cm y una posterior disminución hasta 40 cm. Además, el valor del inventario de ^{137}Cs en este punto superó el valor de referencia. Consecuentemente, este punto es clasificado como sitio de acumulación.

2 Comparación de las estimaciones de erosión basadas en determinaciones de ^{137}Cs y en el modelo USLE/ RUSLE

La figura 4 presenta las estimaciones de las tasas de erosión estimadas utilizando las mediciones de ^{137}Cs y el modelo RUSLE para todos los puntos de las transectas en las parcelas estudiadas. Las parcelas CA0/1 y CA0/2 condujeron a tasas de erosión más altas en comparación con los otros tratamientos. Al comparar los resultados del método ^{137}Cs y los modelos RUSLE, la figura ilustra la divergencia entre estos modelos a distancias superiores a 120 m. Esto se alinea con la conformidad del modelo USLE basado en los datos recogidos de las parcelas de escurrimiento (USLE RUSLE 2008) que abarcan distancias inferiores a 120 m. Los resultados de RUSLE en todos los tratamientos mostraron un patrón consistente. El aumento progresivo de RUSLE a lo largo de la pendiente se atribuyó principalmente al aumento de los valores de los factores L y S. Los resultados obtenidos a partir de los modelos ^{137}Cs se alinean bien con las observaciones sobre el terreno y las clasificaciones de puntos. En el punto 120 m de las parcelas CA0/1 y CA0/2 (clasificados como "erosión en cárcavas", hay una notable divergencia entre los modelos, particularmente con MBM mostrando las tasas de erosión más altas en estas zonas. Esta observación se alinea con las suposiciones inherentes dentro de cada modelo (Zhang, X. (2020). De acuerdo a lo esperado, en estos dos puntos de cárcavas RUSLE claramente subestima la erosión.

Al examinar más de cerca los puntos de datos que van de 5 a 80 m (Figura 4), algunos puntos muestran alineación dentro de los tipos de modelo, mientras que otros indican una ligera divergencia en las tasas de erosión entre el modelo RUSLE en comparación con los modelos ^{137}Cs . En términos generales, RUSLE tiende a sobreestimar la erosión en comparación con las estimaciones de ^{137}Cs . Además, el transporte lateral de sedimentos entre parcelas situadas más abajo podría contribuir a estas variaciones.

En los puntos clasificados como zonas de "deposición", los resultados de ^{137}Cs reflejan la acumulación de sedimentos (valores positivos). Mientras que el RUSLE considera exclusivamente el proceso de erosión, los modelos basados ^{137}Cs abarcan todos los fenómenos de redistribución del suelo dentro de la parcela. En estos puntos de deposición RUSLE claramente sobreestima la erosión. Por otro lado, en estos puntos de deposición se observa una mayor variabilidad entre los modelos basados en ^{137}Cs , particularmente en las parcelas de agricultura continua (CA0/1, CA0/2 y CA+). MBM2 tiende a predecir una mayor deposición que otros modelos, con la excepción del 33%P. Las disparidades entre los modelos podrían explicarse por los supuestos subyacentes de cada modelo. Por ejemplo, todos los modelos de erosión asumen una sola pendiente. Sin embargo, es esencial reconocer la ocurrencia de una segunda pendiente, con una inclinación de 1,9% en una dirección como se indica en las figuras 1 y 5. Los resultados plantean la cuestión de encontrar el mejor enfoque para comparar eficazmente los resultados del modelo ^{137}Cs y RUSLE, especialmente a la luz de las clasificaciones descritas anteriormente asignadas a los puntos de datos muestreados.

En nuestros próximos análisis, hemos seleccionado el modelo de conversión MBMII para este estudio ^{137}Cs , impulsado por consideraciones prácticas. La parametrización simplificada del modelo simplifica la modelación. Los resultados preliminares revelan una sólida correlación en los valores de erosión entre MBMII y el MBMIII más complejo, especialmente cuando se evalúa las tasas de redistribución de sedimentos, aumentando nuestra confianza en la fiabilidad del MBM II.

La diferenciación entre la erosión neta y la bruta requiere la comprensión de estos conceptos distintos en el contexto de los procesos de erosión del suelo: La erosión bruta se refiere a la cantidad total de suelo removido de la parcela debido a procesos de erosión en un tiempo dado. Abarca todos los procesos de pérdida de suelo, incluyendo tanto el suelo que se exporta de la parcela como cualquier deposición que ocurra dentro de la misma. La erosión neta, por otra parte, representa la diferencia entre la pérdida total de suelo (erosión bruta) y cualquier deposición de suelos que ocurra dentro de la misma parcela. Proporciona una medición del cambio total de la masa del suelo dentro de la parcela, teniendo en cuenta los procesos de erosión y de deposición. Los valores negativos de erosión neta indican una pérdida neta de suelo dentro de la parcela, lo que sugiere que la erosión supera la deposición de sedimentos. El porcentaje de entrega de sedimentos (%) se puede definir como la proporción de sedimento movilizado en la parcela que se exporta de la misma. Una menor tasa de entrega de sedimentos indica una mayor retención de sedimentos dentro de la parcela (tabla 1).

La figura 6 presenta un análisis comparativo entre los resultados del modelo USLE y Cs137, considerando las clasificaciones de puntos derivadas del examen del perfil de profundidad 137Cs. En la Figura 7 se observa el análisis solamente para los puntos clasificados como "de erosión". Para este conjunto de datos se observa relación directa ($R=0.54$, $n=21$, $p<0.01$) entre la erosión calculada por MBMII y RUSLE. En contraste, los puntos de acumulación exhiben una relación inversa (figura 6), con una correlación bien ajustada ($R=-0.95$, $n=7$, $p<0.005$).

Los puntos clasificados como "transición" mantuvieron una tendencia directa, aunque con un ajuste menos lineal ($R=0.62$, $n=16$, $p<0.01$), subrayando la complejidad de los procesos del suelo en estos puntos donde pueden estar en funcionamiento varios procesos. Esta complejidad se manifiesta en la ausencia de un proceso singular que influya en los procesos de redistribución del suelo en estos puntos, donde la tasa de erosión excede la tasa de depósito de sedimentos.

Nuestros hallazgos pueden llevar a suponer que el método de inventario de 137Cs probablemente refleja el impacto de los eventos de erosión ocurridos principalmente en los años 1960-1970, es decir poco tiempo después de la caída del 137Cs. Es concebible que la pérdida reciente de suelo pueda ejercer una menor influencia en los inventarios de 137Cs, debido a los episodios anteriores de erosión y la desintegración parcial del 137Cs.

Conclusiones y recomendaciones

Las principales conclusiones del estudio realizado en el presente proyecto son:

- . La tasa de erosión hídrica en condiciones de suelo muy degradado puede ser considerablemente más alta que lo que se predice usando el modelo USLE/RUSLE. Una razón importante es la ocurrencia de erosión en surcos y/o en cárcavas.
- . Se verifica nuevamente, en este proyecto usando dos abordajes de estimación de la erosión, que la rotación con pasturas ejerce un rol fundamental en el control de la erosión.
- . los resultados ofrecen importantes evidencias de la magnitud de la acumulación de suelo en zonas bajas del terreno (pie de ladera). Esto puede implicar revisar el énfasis que recibe el manejo y protección de los desagües a nivel de establecimiento productivo. También puede implicar mejoras en las estimaciones de pérdida de fósforo a los cursos o cuerpos de agua.
- . para la sustentabilidad del sitio experimental, también resulta importante la evidencia acerca del movimiento lateral entre parcelas, proceso que deberá ser tomado en cuenta en el análisis de efectos de tratamientos sobre propiedades de suelo.
- . Se considera insuficiente la cantidad de puntos estudiados para una válida comparación ente USLE/RUSLE y el método del 137Cs. En sitios de acumulación de suelo, el modelo USLE/RUSLE claramente realiza una SOBRE-estimación de la erosión. En sitios con erosión NO laminar (sino en surcos y/o cárcavas), la USLE/RUSLE realiza una SUB-estimación de la erosión.

Referencias bibliográficas

- Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., & Panagos, P. (2019). Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 203-225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- Alonso, J., Audicio, P., Martinez, L., Scavone, M., Rezzano, E., 2012. Comparison of measured ^{137}Cs data and USLE/RUSLE simulated long-term erosion rates. *Agrociencia* 16 (3), 261–267.
- Cabrera M, Sanabria R, González J, Cabral P, Tejeda S, Zarazua G, Melgar-Paniagua E, Tassano M. Using ^{137}Cs and ^{210}Pb to assess soil redistribution at different temporal scales along with lithogenic radionuclides to evaluate contrasted watersheds in the Uruguayan Pampa grassland. *Geoderma*, Volume 435, 2023, 116502, ISSN 0016-7061, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116502>.
- Cayssials, R.; Liesegang, J.; Piñeyrúa, J. (1978). Panorama de la erosión y conservación de suelos en Uruguay. Dirección de Suelos y Fertilizantes-MGAP, Boletín Técnico No. 4.
- Chaboche, P., Saby, N., Lacey, J., Minella, J., Tiecher, T., Ramon, R., Tassano, M., Cabral, P., Cabrera, M., Jacques, Y., Da Silva, B., Lefevrea, I. & Evrard, O. (2021). Mapping the spatial distribution of global ^{137}Cs fallout in soils of South America as a baseline for Earth Science studies. *Earth-Science Reviews*, 103542.
- Chaboche, P.-A., Pointurier, F., Sabatier, P., Foucher, A., Tiecher, T., Minella, J.P.G., Tassano, M., Hubert, A., Morera, S., Guédron, S., Ardois, C., Boulet, B., Cossonnet, C., Cabral, P., Cabrera, M., Chalar, G., Evrard, O., 2022. $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ signatures allow refining the chronology of radionuclide fallout in South America. *Science of The Total Environment* 843, 156943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156943>
- Chen, P., Czymzik, M., Yu, Z., Aldahan, A., Wang, J., Yi, P., Hou, X., Guo, S., Zheng, M., 2023. Tendency of soil erosion dynamics by coupling radioisotopes and RUSLE model on the Southeastern Tibetan Plateau in response to climate warming and human activity. *CATENA* 223, 106954. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106954>
- Dell'Acqua, M & Andrés Beretta, A. (2020). Estimación del impacto de la implementación de la política de Planes de Uso y Manejo Responsable del Suelo en la reducción de las pérdidas de los suelos por erosión hídrica. *Anuario OPYP, MGAP*, 475-483.
- Ernst, O; Dogliotti, S; Cadenazzi, M; Kemanian, A. (2018). Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield, *Field Crops Research*, Volume 217, 180-187. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.014>.
- Ernst, O; Siri-Prieto, G. (2009). Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators, *Soil and Tillage Research*, Volume 105, Issue 2, 260-268. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.08.001>.
- FAO, 2019. Outcome document of the Global Symposium on Soil Erosion. Rome
- Foucher, A., Tassano, M., Chaboche, P.-A., Chalar, G., Cabrera, M., Gonzalez, J., Cabral, P., Simon, A.-C., Agelou, M., Ramon, R., Tiecher, T., Evrard, O., 2023. Inexorable land degradation due to agriculture expansion in South American Pampa. *Nature Sustainability*. <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01074-z>
- Fulajtar, E., Mabit, L., Renschler, C., Lee Zhi Yi, A., 2017. Use of ^{137}Cs for soil erosion assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Fulajtar, E.. (2000). Assessment of soil erosion through the use of ^{137}Cs at Jaslovske Bohunice, Western Slovakia. *Acta geológica hispánica*, ISSN 0567-7505, Vol. 35, Nº 3-4, 2000 (Ejemplar dedicado a: Assesment of soil erosion and sedimentation through the use of the ^{137}Cs and related techniques), pags. 291-300. 35.
- García Préchac, F., Clérici, C., Hill, M. y Hill, E. (2016). EROSION versión 6.0.20: Programa de computación para usar USLE/RUSLE en la Región Sur de la Cuenca del Plata. <http://www.fagro.edu.uy/>
- García Préchac, F., Terra, J., Sawchik, J., Pérez Bidegain, M., 2017. Mejora de las estimaciones con USLE / RUSLE empleando resultados de parcelas de escurrimiento para considerar el efecto del agua del suelo Improving USLE / RUSLE Estimations Using Runoff Plots Data to Consider the Effect of Soil Water Content 25, 100–104.
- García-Préchac, F., Clérici, C., Hill, M., Hill, E., 2016. EROSION versión 6.0.20: Programa de computación para usar USLE/RUSLE en la Región Sur de la Cuenca del Plata. Recuperado en <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/direccion-general-de-recursos-naturales/suelos/planes-de-uso-y-manejo-de-suelos/herramientas/programa-erosion>.
- García-Préchac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G., Terra, J.A., 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Res.* 77, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>
- García-Préchac, F; Durán, A., 1998. Propuesta de estimación del impacto de la erosión sobre la productividad del suelo del Uruguay. *Agrociencia*. 2(1): 26-36.
- Gharibreza, M., Bahrami Samani, A., Arabkhedri, M., Zaman, M., Porto, P., Kamali, K., Sobh-Zahedi, S., 2021. Investigation of

on-site implications of tea plantations on soil erosion in Iran using ^{137}Cs method and RUSLE. *Environmental Earth Sciences* 80, 34. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09347-y>

Grahmann Kathrin, Rubio Valentina, Perez-Bidegain Mario, Quincke Juan Andrés. Soil Use Legacy as Driving Factor for Soil Erosion under Conservation Agriculture. *Frontiers in Environmental Science*; 10 :2022 .DOI=10.3389/fenvs.2022.822967 .

MGAP. (1976). Carta de reconocimiento de Suelos del Uruguay - Escala 1:1.000.000. Retrieved from <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/carta-reconocimiento-suelos-del-uruguay-escala-11000000>

Pérez Bidegain M, Piaggio JM, Baethgen W, García Préchac F. Rainfall Erosivity Factor Update in Uruguay. *Agrociencia Uruguay [Internet]*. 2022 Jul. 21 [cited 2023 Jun. 17]; 26(NE2):e1074. Available from: <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/1074>

Pérez-Bidegain, M., Hill, M., Clerici, C., Terra, J. A., Sawchik, J., and García- Préchac, F. (2018). "Regulatory Utilization of USLE/RUSLE Erosion Rate Estimates in Uruguay: a Policy Coincident with the UN Sustainable Development Goals," in *Soil and Sustainable Development Goals*. Editors R. Lal, R. Horn, and T. Kosaki (Stuttgart: Catena Soil Sciences - Schweizerbart.), 82–91.

Porto, P., Bacchi, M., Preiti, G., Romeo, M., Monti, M., 2022. Combining plot measurements and a calibrated RUSLE model to investigate recent changes in soil erosion in upland areas in Southern Italy. *Journal of Soils and Sediments* 22, 1010–1022. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03119-2>

Quincke, Juan & Ciganda, Veronica & Sawchik, Jorge & Fernández, Enrique & Hirigoyen, Darío & Sotelo, Diego & Restaino, Ernesto & Lapetina, Joaquín. (2019). ROTACIONES CULTIVOS PASTURAS INIA LA ESTANZUELA Aprendiendo del experimento más antiguo de Latinoamérica. 59. 46-60.

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., & Porter, J. P. (1991). Rusle - revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1), 30-33.

Ritchie, JC y Rasmussen, PE (2000), Aplicación de ^{137}Cs para estimar las tasas de erosión para comprender la pérdida de carbono del suelo en experimentos a largo plazo en Pendleton, Oregón. *Degradación de la tierra*. Dev., 11: 75-81. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(200001/02\)11:1<75::AID-LDR379>3.0.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(200001/02)11:1<75::AID-LDR379>3.0.CO;2-0)

Sganga, J.C., Vítora, C.D. y Cayssials, R. (2005). Plan de acción nacional de lucha contra la desertificación y la sequía. ROU, DINARAMOTVMA, RENARE-MGAP, Proy. GM2/020/ CCD, p. 168.

Soto, J., & Navas, A. (2008). A simple model of ^{137}Cs profile to estimate soil redistribution in cultivated stony soils. *Radiation measurements*, 43(7), 1285-1293.

Tassano M, Montañez A, Nuñez L, Trasante T, González J, Irigoyen J, Cabral P, Cabrera M. Spatial cross-correlation between physicochemical and microbiological variables at superficial soil with different levels of degradation. *CATENA*, Volume 198, 2021, 105000, ISSN 0341-8162, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105000>.

Vanwalleghe, T., Gómez, J., Infante-Amate, J., Molina, M., Vanderlinden, K., Guzmán, G., Laguna, A., Giraldez, J., 2017. Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene* 17. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.01.002>

Walling, D. E. & He, Q. (1999). Improved Models for Estimating Soil Erosion Rates from Cesium-137 Measurements (Vol. 28, No. 2, pp. 611-622). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

Walling, D.E., Zhang, Y., He, Q. (2011). Models for deriving estimates of erosion and deposition rates from fallout radionuclide (^{137}Cs , excess lead-210, and beryllium-7) measurements and the development of user-friendly software for model implementation. *Impact of Soil Conservation Measures on Erosion Control and Soil Quality*. International Atomic Energy Agency Publication. IAEA/TECDOC- 1665.

Wischmeier, WH; Smith, DD. (1961). A Universal Soil Loss Equation to Guide Conservation Farm Planning. In: International Society of Soil Science, editor. 7th International Congress of Soil Science; 1960; Madison (WI). Amsterdam: Elsevier, 418-25

Zapata F. 2003. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: recent advances and future developments. *Soil & Tillage Research*, 69, 3-13.

Zapata, F. (Ed.). (2002). Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides. Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/0-306-48054-9>

Zurbriggen, C, et al. 2020. Experimentation in the Design of Public Policies: The Uruguayan Soils Conservation Plans. *Iberoamericana – Nordic Journal of Latin American and Caribbean Studies*, 49(1), pp. 52–62. DOI: <https://doi.org/10.16993/iberoamericana.459>

Licenciamiento

Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional. (CC BY-NC-SA)