

EROSIÓN POTENCIAL Y GESTIÓN DE PASTOS EN EL PARQUE NATURAL DE AIAKO HARRIA (GIPUZKOA)

O. ARTIEDA¹, I. ALBIZU², I. AMEZAGA³, A. CANTERO⁴, D. SAENZ⁴, G. BESGA²

¹ Universidad de Extremadura. Centro Universitario de Plasencia (Explotaciones Forestales). Avda. Virgen del Puerto, 2, Plasencia (Cáceres), España. Correo electrónico: oartieda@unex.es

² NEIKER, A.B. C/ Berreaga, 1. 48160 Derio (Bizkaia)

³ Universidad del País Vasco. Dpt. de Biología Vegetal y Ecología. Apdo. 644. 48080 Bilbao

⁴ IKT, S.A. Granja Modelo, s/n. 01192 Arkaute (Araba).

Abstract. In the Basque Country (northern Spain), the Natural Resources Management Plan (NRMP) designed for the different natural parks located in the region has been made using the erosion prediction model (the so-called USLE). In this context, the lack of soil data needed to calculate the erodibility factor, together with the utilization of small scale vegetation inventories, have compelled us to carry out approximations that, in many cases, lead to clear overestimations of the real erosion values.

The current work shows erosion data obtained in the "Aiako Harria" Natural Park (Gipuzkoa, Basque Country) when applying the above mentioned USLE model at a more precise level. The utilization of these data for the working-out of rangeland management plans in areas approved by the NRMP is also described here.

In addition, the difficulties encountered when applying our prediction model to steep sloped areas and high organic matter content soils are discussed.

To apply our model, soils were cartographed and erodibility values calculated for each defined unit. In order to estimate C values, vegetation maps and slope inventories were used. Finally, to evaluate both the slope (S) and length (L) of the sloping grounds, a digital model of the area was designed using a 5 x 5 m grid for the calculations. With this very same grid, all USLE factors were integrated using the Arc/Info Geographic Information System.

From the obtained results, several scenarios were simulated, so that areas where rangeland introduction leads to lower increments of erosion risk could be delimited. These areas were mainly covered by shrub-brackens, brackens and coniferous plantations, and had estimated erosion rate values lower than 10 Tn/ha/year.

Key words: USLE, GIS, pasture, soil erosion

Resumen. En la elaboración de los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) de los Parques Naturales del País Vasco se ha utilizado el modelo de predicción de la erosión –USLE– como una herramienta de gestión de dichos espacios. La falta de datos de suelos, necesarios para el cálculo del factor de erosividad, así como la utilización de inventarios de vegetación de escalas pequeñas, obliga a realizar aproximaciones que en muchos casos sobreestiman los resultados.

El presente trabajo presenta los resultados obtenidos al aplicar la USLE en el Parque Natural de Aiako Harria (Gipuzkoa) a escala más precisa, y la utilización de éstos en la ordenación pascícola en las zonas autorizadas en el PORN. Así mismo, se discuten las dificultades al utilizar este modelo predictivo en áreas de

elevada pendiente y con suelos con elevados contenidos de materia orgánica.

Para la aplicación de este modelo se cartografiaron los suelos de la zona, calculándose el valor de erodibilidad en cada una de las unidades definidas. Para el cálculo del valor C se realizó un mapa de vegetación, que junto con inventarios de vegetación, sirvió de base para su estimación. Para el análisis de la longitud del declive (L) y la pendiente del declive (S) se construyó un modelo digital del terreno, de modo que el cálculo se efectuó en una malla de 5 x 5 m. Esta misma malla es la que ha servido para la integración de todos los factores de la USLE utilizando para ello el sistema de Información Geográfica Arc/Info.

A partir de los resultados obtenidos se simuló escenarios que permitieron delimitar áreas donde la implantación de pastos provocaba un menor incremento del riesgo de erosión. Estas áreas correspondían a argomales-helechales, helechales y plantaciones de coníferas y en ellas la tasa de erosión estimada era inferior a 10 Tm/ha/año.

Palabras clave: USLE, SIG, pastos, erosión de suelo.

INTRODUCCIÓN

En el Parque Natural (PN en adelante) de Aiako Harria el aprovechamiento forestal es mayoritario, mientras que la superficie dedicada a pastos es inferior al 1% de la superficie total. Sin embargo, su presencia cobra, por esta razón, una mayor importancia desde el punto de vista ecológico, ya que contribuye a la diversidad estructural, y ello se traduce en diversidad biológica y paisajística, aspectos fundamentales en un área protegida. Además se ha considerado necesario incrementar las zonas de pastoreo con el fin de cubrir las necesidades alimenticias del ganado existente, siempre y cuando esta transformación no conlleve un excesivo aumento de las tasas erosivas.

El objetivo general del trabajo es delimitar las áreas con erosión potencial menor de 10 Tm/ha/año, estimada a partir de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), y consideradas áreas potencialmente transformables a pasto. Estas áreas deberán estar dentro de las zonas donde se autoriza el uso pastoril según el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN): Zonas de Conservación Activa, de Potenciación Ganadera y Forestal, y de Protección de Cumbres.

En esta evaluación de la aptitud del territorio para su uso pascícola, no se ha tenido en cuenta el factor costo/beneficio económico, ni ambiental en sentido amplio, aceptándose, ade-

más, que aunque los valores absolutos obtenidos mediante la aplicación de la USLE no se han comprobado con medidas en campo, los valores relativos de erosión potencial pueden ser válidos.

Las prioridades a la hora de elegir las zonas a transformar han sido:

- Zonas de argomal-helechal y helechal, como zonas intermedias en la sucesión natural que pueden revertir a pasto.

- Zonas correspondientes a plantaciones forestales de *Pinus radiata* D. Don, *Pinus nigra* J.F. Arnold y *Larix kaempferi* (Lam.) Carr., con un ciclo corto de gestión.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio

La zona estudiada es el PN de Aiako Harria, de 6913 ha de extensión, situado en el extremo nororiental del País Vasco (Figura 1), limitando con Navarra y Francia. Comprende territorio mayoritariamente de los municipios de Irún, Oiartzun y Rentería, y parte de San Sebastián y Hernani. Por lo tanto, se trata de un territorio situado entre el litoral, los montes vascos, y el comienzo occidental de los Pirineos.

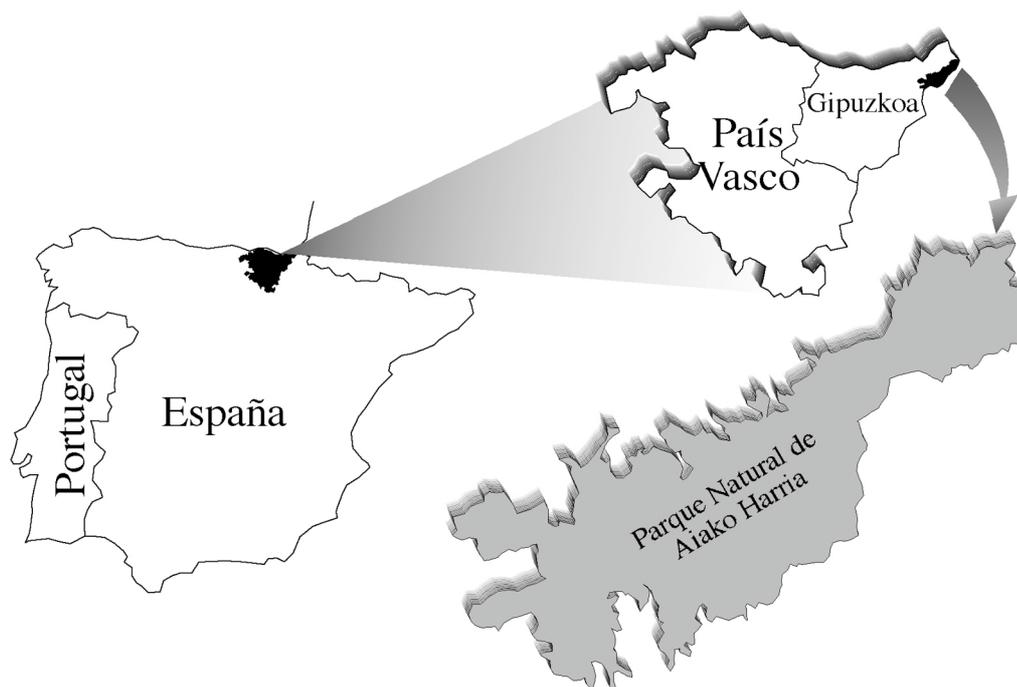


FIGURA 1. Localización de la zona de estudio.

Esta zona registra las mayores precipitaciones del País Vasco, siendo la media anual superior a los 2000 mm en los valles, mientras que en las Peñas de Aia se alcanzan los 2900 mm, registrándose el máximo pluviométrico en los meses de invierno. La temperatura media anual es de unos 12°C, siendo 17°C la media de las máximas y 8°C la de las mínimas.

En la zona predominan grauvacas y pizarras, del Paleozoico, y areniscas y limolitas del Buntsandstein. Un plutón granítico, cuya extensión apenas supera los 75 km², da lugar a los relieves de los que toma nombre el parque, constituido, predominantemente, por rocas graníticas heterogranulares. El modelado de estos materiales da lugar a estrechas divisorias de agua o cordales y angostos valles limitados por laderas, en general de pendiente superior al 55%, y de perfiles, tanto en planta como en perfil, convexos.

Desde el punto de vista hidrogeológico se

pueden delimitar tres grandes cuencas, correspondientes a los ríos Urumea, Oiartzun y Bidasoa. La elevada pluviometría así como las características hidráulicas de los suelos y materiales infrayacentes provocan la existencia de abundantes flujos subsuperficiales que drenan a estas cuencas.

Los suelos de la zona estudiada se clasifican como Umbrisoles, Cambisoles, Leptosoles y Regosoles según el WRB (FAO, 1998; 1999), y Dystrudepts y Udorthents según Soil Taxonomy (SSS, 1999).

El paisaje es eminentemente forestal (superficie superior al 80%). De esta masa forestal, un 26% corresponde a los bosques naturales de *Quercus robur* L. y *Fagus sylvatica* L., y un 33% a plantaciones de diferentes especies coníferas (*Pinus radiata* D. Don, *Pinus nigra* J.F. Arnold y *Larix kaempferi* Carr.) y frondosas (*Quercus rubra* L.).

Estimación de la erosión potencial

El método utilizado, para estimar la erosión potencial, se basó en el uso del modelo USLE (Wischmeier y Smith, 1978) utilizando un Sistema de Información Geográfica (SIG) a partir de los datos obtenidos de estaciones meteorológicas, modelo digital del terreno, mapa de vegetación y mapa de suelos.

La ecuación de este modelo es:

$$A = (0,224) * R * K * L * S * C * P$$

donde:

A = Pérdida de suelo ($Tm * ha^{-1} * año^{-1}$)

R = Erosividad de la lluvia ($MJ * ha^{-1} * mm * hora^{-1} * año^{-1}$)

K = Erodibilidad del suelo ($Tm * MJ^{-1} * mm^{-1} * hora$)

L = Factor de longitud de la ladera (adimensional)

S = Factor de pendiente (adimensional)

C = Cultivo y manejo del suelo (adimensional)

P = Prácticas de conservación (adimensional)

Factor erosividad de la lluvia (R)

Según las estadísticas, la zona estudiada se distingue por ser la más lluviosa del País Vasco, además de tener el mayor riesgo erosivo relacionado con la lluvia. Para el cálculo del factor R se utilizó el estudio realizado por la Diputación Foral de Gipuzkoa (1999) que proporcionó datos referentes a la distribución espacio-temporal de las precipitaciones tormentosas. En este estudio se recogen los datos de precipitación máxima diaria calculados para las dos estaciones situadas en el interior del Parque (Oiartzun-Arditurri y Añarbe) y las cuatro situadas en sus inmediaciones (Tabla 1).

TABLA 1. Valores de precipitación máxima diaria para distintos periodos de retorno de las estaciones utilizadas en este estudio.

Estación	Nº años	Prec. máx. diaria (mm) según distintos periodos de retorno (años)					
		5	10	25	50	100	500
SS-Igueldo	58	112	133	159	179	198	243
Hondarribia	37	115	133	155	172	188	226
Oiartzun	20	116	133	153	168	184	218
Añarbe	26	127	147	173	193	212	256
Oiartzun-Arditurri	36	172	208	253	286	320	396
Artikutza	42	181	213	253	283	313	381

Para el cálculo de R se empleó la siguiente expresión, obtenida de ICONA (1988):

$$R = e^{(-0.834)} * (PMEX)^{(1.314)} * (MR)^{(-0.388)} * (F24)^{(0.563)}$$

siendo:

e = base de los logaritmos neperianos

PMEX = valor medio de las series anuales de precipitación mensual máxima (mm)

MR = precipitación media en el periodo octubre-mayo (mm)

F24 = cociente entre la precipitación máxima

del año en 24 horas, elevado al cuadrado, y la suma de las precipitaciones máximas en 24 horas de todos los meses de ese mismo año (mm).

Factor erodibilidad del suelo (K)

El factor K se estimó a partir del mapa de suelos del Parque de Aiako Harria (NEIKER, 2002); adicionalmente se utilizó la información de BASOINSA (1994), de este modo la zona quedó dividida en 21 unidades atendiendo al

valor de este factor.

El valor de K ($Tm \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot hora$) se ha calculado en base a la fórmula propuesta por Renard *et al.* (1997):

$$100 \cdot K = (2,71 \cdot 10^{-4} \cdot [12 - M.O.] \cdot T^{1,14} + 4,2 \cdot [E-2] + 3,2 \cdot [P-3]),$$

Donde **M.O.** es el contenido de materia orgánica en porcentaje en peso. Si el contenido de materia orgánica es superior al 12%, el valor consignado ha sido 0,001. En el caso de haber variaciones del contenido en materia orgánica en los primeros 15 cm, los distintos porcentajes se han ponderado por el espesor de los horizontes.

T es el parámetro de textura, siendo $T = [(100 - Ac) \cdot (fracción\ de\ 0,1-0,002\ mm)]$ donde **Ac** es la arcilla ($< 0,002\ mm$). Los porcentajes de las diferentes fracciones granulométricas se han obtenido para los 15 primeros centímetros, ponderándose según el espesor de los horizontes en el caso de haber diferencias texturales en ese espesor.

E es el coeficiente de estructura, que adopta diferentes valores según el tipo y grado de desarrollo de ésta atendiendo a la tabulación de la Tabla 2. El coeficiente de estructura utilizado ha sido el mayor de los existentes en los primeros 15 cm, es decir el más restrictivo.

TABLA 2. Valores del coeficiente E, de estructura, en función del tipo y grado de desarrollo de la estructura del suelo, y valores del coeficiente P, de permeabilidad, según la textura del horizonte.

Coefficiente de estructura (E)	Estructura	Coefficiente de permeabilidad (P)	Textura
1	Granular muy fina (< 1mm)	6	Arcillosa o arcillo-limosa
2	Granular fina (1-2 mm)	5	Arcillo-arenosa o franco-arcillo-limosa
3	Granular media a gruesa (2-10 mm). En bloques subangulares muy finos	4	Franco-arcillosa o franco-arcillo-arenosa
4	Laminar, maciza y en bloques	3	Franco-limosa o franca
		2	Franco-arenosa o arenosa-franca
		1	Arenosa

Factor LxS (longitud del declive x pendiente)

P es el coeficiente de permeabilidad. Para estimarlo se han considerado los primeros 50 cm o el espesor hasta un contacto lítico (lo que sea más superficial) y se ha seguido la tabla del National Soil Survey Handbook (USDA, 2003) simplificada por Renard *et al.* (1997), siempre y cuando no se observaran en campo rasgos limitantes de dicha propiedad. La codificación de este parámetro queda recogida en la Tabla 2.

Para calcular el factor LxS se ha construido un modelo digital del terreno a partir de la cartografía digital de Gipuzkoa a escala 1:5000, utilizando tanto la información asociada a las curvas de nivel como las cotas puntuales. La interpolación se ha realizado a través de las funciones *arctin* y *tinlatice* del SIG Arc/Info. La malla de puntos empleada para exportar los valores de altitud ha sido de cinco por cinco metros.

Para el análisis de la longitud del declive (L) y la pendiente del declive (S) se ha utilizado un programa en Visual Basic de desarrollo propio. Este programa va calculando para cada uno de los puntos de la malla la dirección de máxima pendiente y el valor de la misma, en intervalos de análisis similares al tamaño de la malla (cinco metros). Este proceso se da por concluido, para cada punto, cuando se alcanzan valores de pendiente máxima próximos a cero. En función de la información anterior, el factor L*S se calcula para cada punto según la siguiente expresión:

$$L*S = (\text{Longitud del declive}/22,13)0,3 * (\text{pendiente}/9) 1,3$$

Al tratarse de pendientes heterogéneas, esta fórmula se ha aplicado por tramos, calculando para cada uno el siguiente coeficiente de ajuste:

$$A = \frac{j^{1,3} - (j-1)^{1,3}}{n^{1,3}}$$

siendo:

j: número de orden del tramo (de arriba abajo)

n: número de tramos de igual longitud

Factor de cobertura de vegetación (C)

El factor C expresa la relación existente entre la pérdida de suelo que se produciría en una parcela con una determinada vegetación y la pérdida que tendría lugar si dicha parcela estuviese con barbecho continuo.

Con objeto de conocer la distribución espacial de áreas potencialmente transformables a pasto se cartografió la vegetación de la zona de estudio, cuyos resultados quedan recogidos en NEIKER (2002). El método detallado en la determinación del factor C queda recogido en Artieda *et al.*, (2002).

En el caso de superficies no arboladas se ha seguido el método propuesto por Wischmeier y Smith (1978). Para ello se hace necesario conocer los porcentajes ocupados por las diferentes cubiertas, fundamentalmente arbustiva s.l. y herbácea; datos que se han obte-

nido de los inventarios de vegetación realizados.

En el caso de las masas arboladas, Wischmeier (1975) estima el factor C a través del producto de tres subfactores ($C = CI * CII * CIII$) que reflejan distintas influencias. El subfactor CI se refiere a la influencia de la cubierta vegetal aérea, el subfactor CII refleja la influencia de los residuos vegetales y de la cubierta vegetal en contacto con la superficie, y el subfactor CIII hace referencia a la influencia de diferentes efectos residuales de la vegetación (efectos sobre la densidad y estructura del suelo, actividad biológica, etc.). Posteriormente De Tar *et al.* (1980) modificaron el método de Wischmeier (1975) sistematizándolo. Siguiendo con la idea de Wischmeier (1975), Dissmeyer y Foster (1980; 1983) propusieron otra fórmula de cálculo introduciendo nuevos subfactores y haciendo más compleja su determinación. Teniendo en cuenta la mayor o menor complejidad de estos métodos se optó por utilizar el método de De Tar *et al.* (1980) que sin ser tan complejo como el Dissmeyer y Foster (1980; 1983), es más sistemático que el método de Wischmeier (1975).

Así el factor CI de Wischmeier (1975) es expresado según De Tar *et al.* (1980) por la siguiente expresión:

$$CI = [1 - F1 * Pc * (1 - Pm) * (1 - CH)] * [1 - F1 * Pc * (1 - F2)]$$

donde:

Pm = Área cubierta por cobertura vegetal superficial y mulching (tanto por uno)

Pc = Cobertura vegetal aérea (tanto por uno)

CH = Efecto de la cobertura aérea para una cubierta del 100% y suelo desnudo

F1 = Expresa el periodo de tiempo en el que la planta está con hojas (perenne = 1; caduca-salida de la hoja tardía = 0,7; caduca-salida de la hoja temprana = 0,8)

F2 = Refleja la cantidad de precipitación que llega al suelo por escorrentía cortical. Se evalúa a partir de la densidad vertical (plantas con ramas y tallos densos = 0,4 ; plantas con den-

sidad media = 0,7 ; plantas con densidad baja=1)

Los factores que tienen en cuenta el efecto de la cobertura aérea (CH y Pc) dependen específicamente de la altura del arbolado, forma de la copa y de la densidad (fracción de cabida cubierta), respectivamente. El cálculo del factor CH puede hacerse a través de la ecuación planteada por Renard *et al.* (1997) que permite hacer estimaciones cuando la altura de caída de gota es superior a 4 metros:

$$CH = 1 - e^{(-0,33 \cdot hmed)}$$

Donde **hmed** representa la altura de caída de la gota.

En cuanto al valor del parámetro Pc, éste representa la cobertura vegetal aérea en tanto por uno, mientras que los factores CII y CIII de Wischmeier (1975), son agrupados por De Tar *et al.* (1980) en un factor llamado Cm dependiente de la cobertura superficial (Pm) y para cuya obtención proponen la utilización de un gráfico cuya expresión matemática es:

$$Cm = 0,45 \cdot e^{(-3,79 \cdot Pm)}$$

TABLA 3. Valores medios mensuales y anuales del factor de erosividad de la lluvia R (MJ*ha⁻¹*mm*hora⁻¹*año⁻¹) en las estaciones consideradas.

Estación	E	F	M	A	My	Jn	Jl	Ag	S	O	N	D	Año
SS-Igueldo	21	16	15	17	17	12	11	16	18	21	22	24	212
Hondarribia	21	19	20	20	17	11	9	17	20	18	25	25	222
Oiartzun	30	25	26	31	26	20	20	22	22	25	35	33	315
Añarbe	36	28	34	35	29	24	19	23	19	33	38	31	349
Oiartzun-Arditurri	40	31	32	35	35	24	23	30	28	38	44	46	406
Artikutza	49	58	36	38	46	12	11	7	42	76	57	22	455

Los suelos estudiados y su erodibilidad (factor K)

Los suelos estudiados presentan un régimen de humedad Pérúico y un régimen de temperatura Mésico, según los criterios de Soil Taxonomy (SSS, 1999), clasificándose como Typic Dystrudepts; Lithic Dystrudepts; Humic Dystrudepts; Humic Lithic Dystrudepts; Humic

Factor de prácticas de conservación (P)

El factor P considera las prácticas de control de la erosión existentes o hipotéticas, de modo que expresa la proporción de pérdida de suelo que se produce o produciría con esa práctica en comparación con la pérdida de suelo que se produciría en condiciones de suelo desnudo y labrado según la máxima pendiente.

RESULTADOS

Factor erosividad de la lluvia (R)

Teniendo en cuenta que el factor R mide el riesgo erosivo ligado a la torrencialidad anual y que ésta puede ser desglosada mes a mes, la Tabla 3 muestra el valor de este factor correspondiente a las estaciones meteorológicas disponibles según las precipitaciones mensuales. Se observa una mayor concentración del factor R mensual en la época otoñal (octubre-noviembre), sobre todo en las estaciones más montañosas. La Figura 2a muestra el mapa de distribución espacial del factor R anual.

Pachic Dystrudepts, Lithic Udorthents y Typic Udorthents.

Siguiendo los criterios del WRB (FAO, 1998, 1999) los suelos estudiados son: Umbrisoles Háplicos, Umbrisoles Lépticos, Umbrisoles Húmicos, Cambisoles Dísticos, Cambisoles Húmicos, Cambisoles Lépticos, Cambisoles Esqueléticos, Leptosoles Líticos y Regosoles Húmicos. Su distribución espacial,

así como sus características quedan recogidas en un trabajo anterior (NEIKER, 2002).

El factor K de erodibilidad ($Tm \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot hora$) de estos suelos varía entre 0,001, en aquellos cuyo contenido en materia orgánica supera el 12%, y 0,334, en suelos desarrollados mayoritariamente sobre coluviones de arenitas del Bundsandstein en áreas con pendiente superior al 25%

Tomando como base el mapa de suelos realizado se procedió a agrupar las unidades cartográficas atendiendo al valor del factor K resultando 21 unidades (Tabla 4), cuya distribución espacial queda recogida en la Figura 2b.

Factor LxS (longitud del declive x pendiente)

La Figura 2c muestra la distribución espacial del factor L*S dentro de la zona estudiada, cuyo valor varía entre 0 y 159.

Factor de cobertura de vegetación (c)

El factor C se ha estimado, únicamente, en aquellas unidades de vegetación implicadas en la transformación propuesta, es decir: pastos, argomal-helechal, helechal, y plantaciones forestales de *Pinus radiata*, *Pinus nigra* y *Larix kaempferi*.

La aplicación de los criterios de Wischmeier y Smith (1978) a las diferentes clases de vegetación no arboladas descritas en el presente trabajo dan como resultado los valores del factor C que aparecen en la Tabla 5.

Para el cálculo del factor C en masas arboladas siguiendo el método de De Tar *et al.* (1980) y teniendo en cuenta las unidades de vegetación básicas, así como el tiempo que éstas permanecen sin hojas a lo largo del año, se han propuesto los valores del factor F1 que quedan recogidos en la Tabla 6. En esta Tabla aparecen también los valores del factor F2 estimados a partir de la cantidad de biomasa aérea y la disposición típica de las ramas en cada especie forestal, teniendo en cuenta los valores

propuestos por De Tar *et al.* (1980).

Para estimar el factor Pm (área cubierta por cobertura vegetal superficial y mulching en tanto por uno) se utilizaron los datos de las parcelas inventariadas, considerándose la superficie cubierta por materia muerta, briófitos, pteridófitos, estrato herbáceo y rocas como cobertura vegetal superficial y mulching, siguiendo los criterios de Simanton *et al.* (1984); Box (1981) y Meyer *et al.* (1972). La Tabla 6 muestra el valor de Pm asignado a cada unidad de vegetación básica. En esta misma Tabla aparecen los valores de hmed (altura de caída de la gota) y CH, para cada una de las clases establecidas y diferenciando según se trate de masas adultas o jóvenes, considerándose que la altura media de las masas jóvenes, es la mitad de la correspondiente al arbolado adulto.

TABLA 4. Valores del factor erodibilidad del suelo K ($Tm \cdot Mj^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot hora$) para las diferentes unidades de suelos diferenciadas en la zona de estudio.

UNIDAD CARTOGRÁFICA ¹	MO ²	TEXTURA ³	PROFUNDIDAD EFECTIVA ⁴	P ⁵	E ⁶	K-USLE
B2; B3; B0	12-19	Media a moderadamente fina	Muy poco profundos a muy profundos	3-5	1-2-3	0,001*
A2; A2w; A3; A3rw; A3e	9-18	Gruesa a media	Superficiales a moderadamente profundos	2-3	1-2	0,012
A1; A1e	7-13	Gruesa o moderadamente gruesa	Superficiales a moderadamente profundos	2	2	0,028
B4	6-20	Moderadamente fina	Poco profundos	4	1-3	0,049
B1	10-15	Moderadamente fina	Poco profundos a muy profundos	2-4	1-3	0,063
D2	2-13	Media o moderadamente fina	Poco profundos o moderadamente profundos	3-4	1-3	0,134
J1; J2	7	Moderadamente fina	Muy poco profundos a poco profundos	4	2	0,139
E1; E2	5-10	Media a moderadamente fina	Poco profundos o moderadamente profundos	3-4	2-3	0,148
D1; F1	3-20	Moderadamente fina	Muy poco profundos a moderadamente profundos	3-4	1-3	0,163
E3	5-7	Moderadamente fina	Profundos o muy profundos	4	2-3	0,167
C1; C1w; C2;	5	Moderadamente gruesa	Moderadamente profundos a profundos	4	2	0,180
C2w; C2r; C2rw						
I1; I2	7-8	Media a moderadamente gruesa	Poco profundos a moderadamente profundos	4	3	0,213
G3 G4	3-4	Moderadamente fina	Moderadamente profundos a profundos	4	3	0,220
G2	4-5	Media	Moderadamente profundos	3	2	0,221
E4; E5	4-5	Moderadamente fina a moderadamente gruesa	Poco profundos a moderadamente profundos	4	2-3	0,244
K	3-6	Moderadamente fina a media	Moderadamente profundos a profundos	4	3-4	0,240
D3; D4	5-8	Media a moderadamente fina	Superficiales a moderadamente profundos	4	3	0,247
G1	4-5	Media	Poco profundos a moderadamente profundos	3	2	0,254
F2	3-8	Moderadamente fina	Muy poco profundos a muy profundos	5	3	0,264
H1; H2	5	Media a moderadamente fina	Profundos a muy profundos	5	3	0,334
X; XA; XB		Áreas misceláneas				Excluidas

1. Unidades del mapa de suelos (NEIKER, 2002) y denominación según WRB (FAO, 1999). 2. Materia orgánica (% en peso); 3. Clase textural siguiendo los criterios de SSDS (1993); 4. Profundidad efectiva según los criterios de SSDS (1993); 5. Permeabilidad según Tabla 2.; 6. Estructura según Tabla 2.; *Valor estimado por tener un porcentaje de materia orgánica superior al 12%

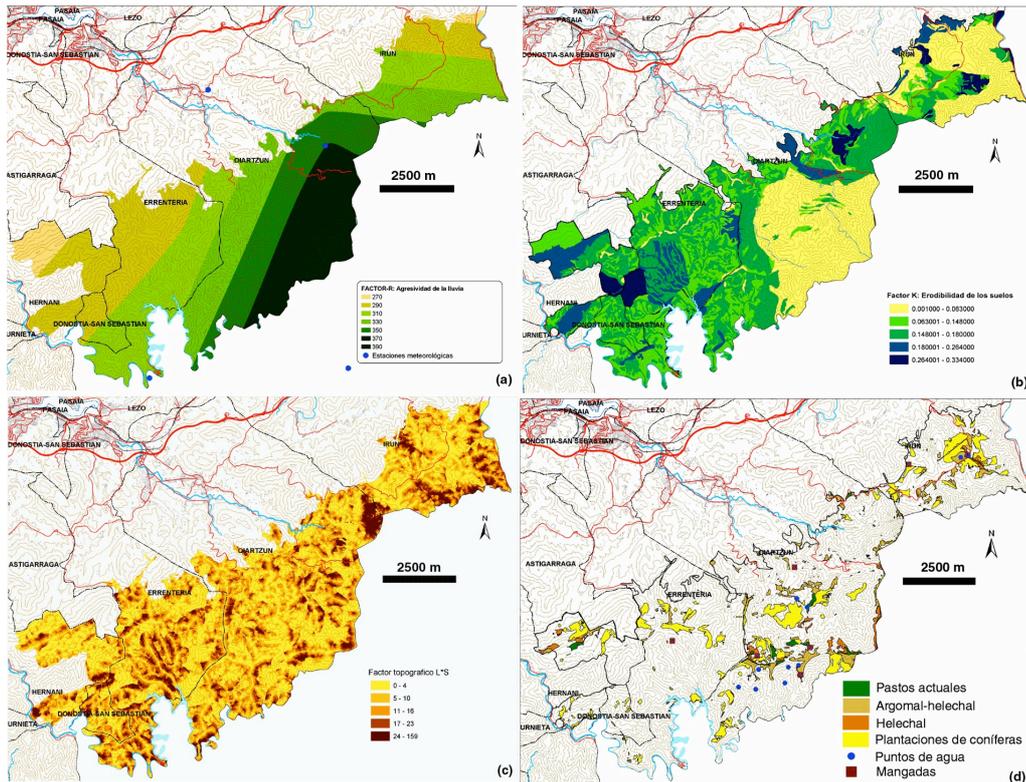


FIGURA 2. a) Distribución espacial del factor R ($\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm} \cdot \text{hora}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). b) Distribución espacial del factor K ($\text{Tm} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{hora}$). c) Distribución espacial del factor L*S. d) Áreas con pasto actual y potencialmente transformables a pasto, donde la erosión potencial es inferior a $10 \text{ Tm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ tras la implantación de pasto.

TABLA 5. Valores del factor de cobertura de vegetación C de las diferentes unidades de vegetación, no arboladas, siguiendo los criterios de Wischmeier y Smith (1978).

Unidad básica de vegetación	Cubierta aérea (%)	Tipo cubierta aérea	Cubierta superficial (%)	Valor C
Argomal-helechal	75	h<2m, tipo W	60	0,078
Helechal	75	h<0,5m, tipo W	60	0,068
Pasto	Ninguna	G	80	0,012
Argomal-helechal y roquedo	25	h<0,5m, tipo W	20	0,200
Matarrasa (reciente)	25	h<0,5m, tipo W	40	0,130

Tipo G: la cubierta superficial es césped o acumulación de materia orgánica de un espesor considerable (5 cm)
 Tipo W: la cubierta superficial son plantas espontáneas con escaso entramado horizontal de raíces cerca de la superficie o residuos vegetales no descompuestos
 h = altura

A falta de datos de densidad aérea (fracción de cabida cubierta) de cada una de las unidades cartografiadas, se tomaron las clases del Inventario Forestal del País Vasco de 1996 (Gobierno Vasco, 1998), asignando a cada clase su valor central. Se estableció, de este modo la siguiente equivalencia:

Masas adultas – Arbolado tipo fustal– $P_c = 0,85$

Masas jóvenes – Arbolado tipo monte bravo–

$P_c = 0,65$

TABLA 6. Valores de los diferentes parámetros que intervienen en el cálculo del factor C (cobertura de vegetación) en masas arboladas según el método de De Tar *et al.* (1980).

Unidad básica de vegetación	F1	F2	Pm	Pc	hmed	CH	Cm	C
Masas Adultas								
<i>Pinus radiata</i>	1	0,5	0,90	0,85	11,46	0,977	0,015	0,0085
<i>Pinus nigra</i>	1	0,5	1,00	0,85	7,56	0,917	0,010	0,0058
<i>Larix kaempferi</i>	0,89	0,7	1,00	0,85	8,32	0,936	0,010	0,0079
Masas Jóvenes								
<i>Pinus radiata</i>	1	0,5	0,90	0,65	5,73	0,849	0,015	0,0099
<i>Pinus nigra</i>	1	0,5	1,00	0,65	3,78	0,713	0,010	0,0069
<i>Larix kaempferi</i>	0,89	0,7	1,00	0,65	4,16	0,747	0,010	0,0084

En resumen, los diferentes parámetros utilizados en el cálculo del factor C para masas arboladas quedan recogidos en la Tabla 6, diferenciando entre masa adulta y masa joven según los criterios adoptados en el presente trabajo. A la vista de las Tablas 5 y 6 se aprecia como las especies coníferas, especialmente *Pinus nigra*, presentan los valores más bajos del factor C. En principio, se trata de las unidades de vegetación más protectoras del suelo; no obstante, y aunque el modelo USLE presenta una situación fija en el tiempo, hay que tener en cuenta que estas plantaciones se talan (el ciclo de corta varía según la especie) quedando el suelo, tras esa operación, con el valor más elevado del factor C (matarrasa $C = 0,130$).

A partir del valor C obtenido para cada una de las unidades básicas de vegetación se han establecido los valores de dicho factor en las diferentes mezclas de especies cartografiadas ponderando los valores individuales de cada especie y tipo de masa con el porcentaje

A partir de los valores de Pm estimados para cada una de las unidades básicas de vegetación, recogidas en la Tabla 6, y teniendo en cuenta la expresión matemática , se calculó el factor Cm recogido en la misma Tabla.

$$Cm = 0,45 * e^{(-3,79Pm)}$$

que representan en cada mezcla.

Factor P (prácticas de conservación)

En el Parque de Aiako Harria no existen prácticas de conservación de suelos, por lo que se ha tomado para este factor el valor 1 en toda el área, siguiendo el criterio de Weltz *et al.* (1987). Sin embargo de la definición del factor P se deduce que el valor 1 asignado resulta excesivo, ya que supone admitir que las condiciones de partida son las de un suelo desnudo, labrado según la máxima pendiente.

Pérdida de suelo tolerable. Justificación

Las pérdidas de suelo tolerables dependen de la tasa de formación de suelo y por tanto difícilmente pueden considerarse universales.

Bennet (1939) y Hall *et al.* (1979) sugieren que en suelos de textura media a moderadamente gruesa y con buenas prácticas de cultivo, las tasas anuales de tolerancia son de

11 Tm* ha⁻¹* año⁻¹. Mas específicas son las ideas del National Soil Survey Handbook (USDA, 2003) donde se plantean tolerancias diferentes en función del espesor de suelo. Siguiendo este criterio la mínima tolerancia de pérdida de suelo se establece en 2 Tm/ha/año para suelos poco profundos y 10-12 Tm* ha⁻¹* año⁻¹ en el caso de suelos muy profundos. En el caso de suelos con espesores superiores a los dos metros, algunos autores admiten tolerancias de hasta 15-20 Tm* ha⁻¹* año⁻¹ (Schertz, 1983). Son numerosos los textos que aluden a estas cifras como valores que están a la par con la tasa de intemperismo químico (Kirby y Morgan, 1984).

Teniendo en cuenta estas cifras generales se ha planteado como nivel aceptable de pérdida de suelo una tasa de 10 Tm* ha⁻¹* año⁻¹.

Aplicación del modelo USLE a la zona de estudio. Escenario hipotético

A partir de los datos anteriores se generó un mapa con los factores R, K, LxS, C (el factor P se ha considerado constante en todo el parque), donde C tomaba el valor 0,012 estimado como valor medio de los pastos del parque.

Los factores K y R se rasterizaron con la misma malla y resolución que el modelo digital del terreno, de modo que cada celda de 5m², tenía un valor de los factores K, R, y LxS, siendo C = 0,012 en todas las celdas.

Así se obtuvieron las zonas en las que la erosión potencial era inferior a 10 Tm/ha/año, suponiendo que dichas zonas tuviesen un pasto implantado y estable. La superposición de este mapa con el mapa de vegetación permitió delimitar cuales de estas áreas estaban ocupadas actualmente por argomal-helechal, helechal, y plantaciones forestales de *Pinus radiata*, *Pinus nigra* y *Larix kaempferi*. De las superficies así obtenidas, las incluidas en las Zonas de Conservación Activa, de Potenciación Ganadera y Forestal, y de Protección de Cumbres del PORN son las que se consideraron potencial-

mente transformables a pastos (Figura 2d).

DISCUSIÓN

Los factores que intervienen en la ecuación (USLE) inciden, sin lugar a dudas, sobre los procesos erosivos, sin embargo su peso relativo debería comprobarse en las áreas concretas de aplicación. Así algunas características particulares de la zona estudiada, como los elevados contenidos en materia orgánica de los suelos estudiados (superiores al 15% en muchos casos) o las elevadas pendientes, se alejan considerablemente de las características de la zona donde originalmente se formuló dicha ecuación.

En el presente trabajo el factor K se estimó utilizando la ecuación propuesta por Renard *et al.* (1997), en la cual intervienen como parámetros, el contenido en materia orgánica, la textura, la estructura y la permeabilidad. La estimación del factor K mediante esta fórmula parece aceptable al menos desde el punto de vista paramétrico, si bien la contribución relativa de cada uno de esos parámetros debería ser evaluada para el caso concreto estudiado. Ciertas características, tales como la hidrofobia superficial, observada en algunas de zonas del Parque, deberían tenerse en cuenta, dada su evidente relación directa con la erodibilidad de los suelos. Los elevados contenidos de materia orgánica de los suelos estudiados provocan que en algunos casos el valor del factor-K sea negativo, lo cual conceptualmente no parece correcto. Moon (1988) ya ponía de manifiesto esta situación indicando la dificultad de utilizar dicha ecuación en zonas con características bien diferentes a las de la zona donde la USLE fue definida. Otros autores como Díaz-Fierros y Soto (1998) remarcan como, en zonas húmedas, la materia orgánica adquiere una importancia relativa importante a la hora de calcular el factor K, el cual se hace cero para contenidos de materia orgánica de 12%, destacando así mismo el problema que ésta puede provocar en

el caso de suelos hidrófobos. Por otro lado el predominio de estructuras granulares finas y muy finas hacen que el segundo sumando de la fórmula de Renard *et al.* (1997) se haga cero o tome un valor negativo.

Además hay que tener en cuenta que si bien parámetros tales como textura superficial, estructura y permeabilidad pueden ser más o menos homogéneos dentro de cada una de las unidades de suelos definidas, el contenido en materia orgánica es más variable y relacionado principalmente con el manejo, haciendo variable el valor del factor K dentro de la unidad de suelos. Pero la variabilidad no sólo existe a nivel de unidad de suelos, sino que incluso se da dentro de una misma vertiente. En la Figura 3 se muestra la localización de cuatro calicatas, pertenecientes a dos unidades de suelos, con

el contenido de materia orgánica en los primeros 15 cm y la erodibilidad del suelo a través del factor K. En esta Figura se aprecia como a escasos metros el factor K toma valores de 0,221 y 0,265 y el contenido de materia orgánica varía de 6,2 a 3,6%.

Además, hay que tener en cuenta que la USLE no es capaz de predecir el comportamiento de una zona concreta al hacer un cambio de uso, debido a la existencia de fases intermedias de establecimiento de la vegetación, cuya dinámica no puede ser resuelta a través de la modelización planteada, no considerando tampoco otros cambios biofísicos que pueden producirse.

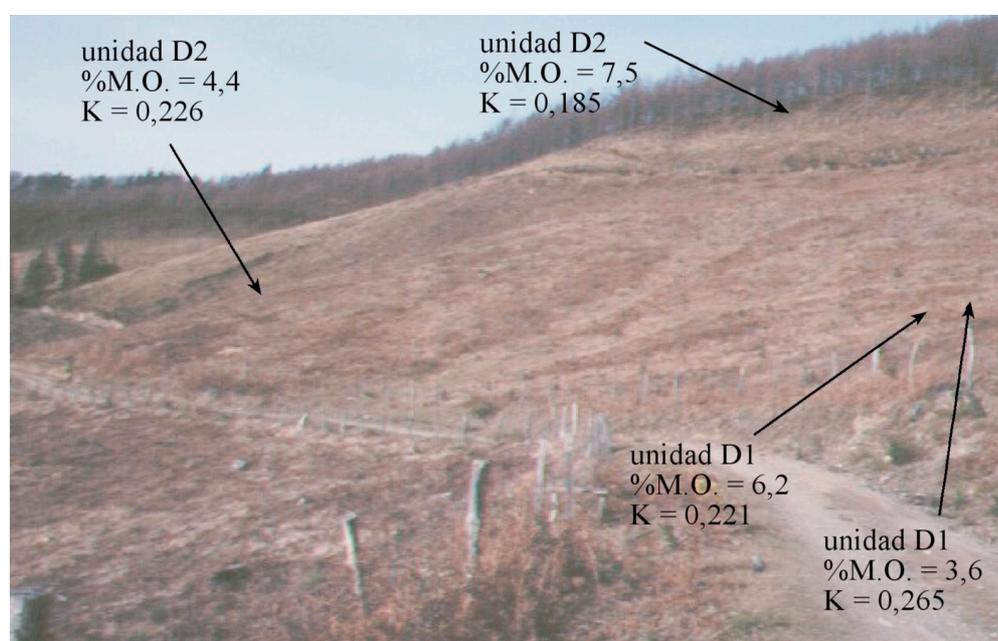


FIGURA 3. Localización de los 4 perfiles estudiados y valor del factor K de cada uno de ellos.

No obstante, y pese a estas limitaciones, la metodología planteada puede servir como herramienta para la ordenación de los usos del territorio, mejorando su fiabilidad con el incre-

mento de medidas de campo, tanto de tasas de erosión real como de comportamiento, frente a la escorrentía, de diferentes cubiertas vegetales.

CONCLUSIONES

La aplicación de modelos predictivos de erosión constituye una herramienta útil a la hora de gestionar y planificar el territorio, ante usos concretos. El uso de la USLE en áreas húmedas con elevadas pendientes, como la estudiada, plantea serias dudas acerca de lo adecuado que resulta. Por ello se hace necesario disponer de medidas de campo que permitan en un futuro corroborar los resultados obtenidos o, en su caso, modificar algún parámetro de dicho modelo, mejorando así las estimaciones. ya que de lo contrario se corre el riesgo de utilizar datos absolutamente teóricos, que podrían distanciarse bastante de la realidad

Características particulares de la zona, como el elevado contenido de materia orgánica de los suelos, así como las elevadas pendientes son factores a tener en cuenta en el desarrollo de futuros modelos predictivos.

Así los valores de erodibilidad obtenidos no ofrecen más que unos datos de uso comparativo, al no haber sido calibrados en la zona estudiada, sometida a condiciones medioambientales muy diferentes a las que rigen en las tierras donde Wischmeier y Smith (1978) desarrollaron su fórmula. Sería, pues, esencial definir la relación de pérdidas de suelo por unidad de erosividad de lluvia para cada unidad de suelo en estas áreas, abarcando amplios periodos de tiempo, y que permitan validar o adaptar el modelo a las condiciones particulares del área estudiada.

REFERENCIAS

- Artieda, O.; Amezaga, I; Albizu, I.; Cantero, A.; Sáenz, E.; Aduriz, & Besga, G. 2002. Propuesta metodológica de evaluación del territorio para su uso pascícola. Parque Natural de Aiako Harria. *Pastos.*, 32 (2): 191-222.
- Basoinsa, S.L. 1994. Estudio de propuesta de usos de la cuenca del embalse del Añarbe para salvaguardar las características de calidad del agua y vida útil del embalse. Fase I. Mancomunidad de aguas del Añarbe. (Doc inédito).
- Bennett, H. H. 1939. Elements of Soil conservation. New York. McGraw-Hill. 358 pp.
- Box, J. E. 1981. The effects of surface slaty fragments on soil erosion by water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 111-116.
- De Tar, W.R.; Ross, J.J. & Cunningham, R.L. 1980. Estimating the C factor in the universal Soil Loss Equation for landscape slopes. *J. Soil & Water Cons.*, 35 (1): 40-41.
- Díaz-Fierros, F. & Soto, B. 1998. Procesos de erosión: necesidades de información de suelos para su cuantificación y control. *Edafología*, 4: 61-71.
- Diputación Foral de Gipuzkoa (DFG). 1999. Estudio de Precipitaciones Intensas, Tiempos de Concentración y Caudales de Cálculo de las cuencas del territorio Histórico de Gipuzkoa. Diputación Foral de Gipuzkoa (Doc. Inédito). San Sebastián (España).
- Dissmeyer, G.E. & Foster, G.R. 1980. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Technical Publication SA-TP-11. USDA, Forest Service and Private Forestry Southeastern Area, 40 pp. Atlanta, Georgia (Estados Unidos).
- Dissmeyer, G.E. & Foster, G.R. 1983. Modifying the Universal Soil Loss Equation for forest land. In: S.A. El-Swaify, W.C. Moldenhauer & L.O. Andrew (eds.) *Soil Erosion and Conservation*, pp. 480-495. Soil Conservation Society of America. Iowa (Estados Unidos).
- FAO. 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report. Vol., 84. *FAO*, Rome. 88 pp.
- FAO. 1999. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelos. Vol., 84. *FAO*, Roma. Versión en castellano del "*World*

- Soil Resources Report*. Vol., 84. FAO, Rome" 90 pp.
- Gobierno Vasco. 1998. Inventario Forestal 1996. Ed. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. 341 pp. ISBN 84-7542-624-7. Vitoria-Gasteiz (España).
- Hall, G.R.; Daniels, R.B. & Foss, J.E. 1979. Soil formation and renewal rates in U.S. Symposium on determinants of soil loss tolerance. SSSA, Annual Meeting, Fort Collins C.O.
- ICONA, 1988. Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*, 40 pp. Madrid (España).
- Kirby, M.J. & Morgan, R.P.C. 1984. Erosión de suelos. Ed. Limusa. México.
- Meyer, L.D.; Johnson, C.B. & Foster, G.R. 1972. Stone and woodchip mulches for erosion control on construction sites. *J. Soil Water Conserv.*, 27: 264-269.
- Moon, D.E. 1988. Approaches to predicting soil degradation. En J.D. Lousier & G.W. Still (eds.). Degradation of forested land: "forest soils at risk". Proceedings of the 10 th B.C. soil science workshop, 1986. Land Management report, 56. B.C. Ministry of Forests.
- NEIKER. 2002. Plan Técnico para la Ordenación y Gestión de los Recursos Pascícolas en el Parque Natural de Aiako Harria. Informe Técnico Inédito. Departamento de Agricultura y Medioambiente. *Diputación Foral de Gipuzkoa*. San Sebastián (España).
- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K. & Yooder, D.C. (Coord.). 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook, N° 703. U.S. Department of Agriculture, 404 pp. Washington, D.C. (Estados Unidos).
- Schertz, D.L. 1983. The basis for soil loss tolerance. *J. Soil Water Conserv.*, 38: 10-14.
- Simanton, J.R.; Rawitz, E. & Shirley, E.D. 1984. The effects of rocks fragments on erosion of semiarid rangeland soils. In: Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments, pp. 65-72. *Soil Sci. Soc. Amer. Spec. Publ. 13*. Madison, WI (Estados Unidos).
- SSDS (Soil Survey Division Staff). 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service U.S.D.A. Handbook 18.
- SSS (Soil Survey Staff). 1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys (second edition). U.S. Dep. Agric.; Natural Resources Conservation Service. Handb 436. U.S. Gov. Print Off. : 869 pp.
- U.S.D.A. (U.S. Department of Agriculture), Natural Resources Conservation Service. 2003. National Soil Survey Handbook. (430-VI). (<http://soils.usda.gov/technical/handbook>).
- Weltz, M.A.; Renard, K.G. & Simanton, J.R. 1987. Revised Universal Soil Loss Equation for Western Rangelands. In: E.F. Aldon, C.F. Gonzales & W.H. Moir (co-ords.). Strategies for classification and management of native vegetation for food production in arid zones, pp. 104-111. USDA Forest Service. GTR RM-150. Fort Collins, CO (Estados Unidos).
- Wischmeier, W.H. 1975. Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas. En : Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources, 118-140. *Agricultural Research Service. USDA. ARS-S-40*. (Estados Unidos).
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. 58 pp. *USDA Agr. Res. Ser. Handbook, 537*. Washington, D.C. (Estados Unidos).