# 南水北调中线水源地土壤侵蚀经济损失估算

朱明勇[1]，谭淑端[2]，张全发[3]

(1. 闽南师范大学 历史与社会学系，福建 漳州 363000；2. 湖南农业大学 生物科学技术学院，湖南 长沙 410128；3. 中国科学院 武汉植物园水生植物与流域生态重点实验室，湖北 武汉 430074)

**摘　要**：在 GIS 的支持下，通过气象数据分析、实地调查、野外采样及室内分析、DEM 计算、遥感解译等，构建了南水北调中线水源地丹江口水库库区流域地理信息数据库，并利用 USLE 估算了研究区的土壤侵蚀量。以 1990 年的价格为基准，利用市场价格法、机会成本法和影子工程法估算了水源区年均土壤侵蚀带来的经济损失。结果表明，水源区的年均土壤侵蚀模数为 2 394 t/(km$^2$ · a)。研究区表土流失造成的全氮、全磷、全钾和有机质损失量在分别换算成标准化肥磷酸二铵、氯化钾及薪柴后的经济损失分别为 $1.64\times10^8$，$7.25\times10^7$，$1.17\times10^9$ 和 $2.97\times10^7$ 元；年均侵蚀的土壤相当于 61.94 km$^2$ 的土地被废弃，经济损失为 $3.71\times10^7$ 元。土壤侵蚀导致的涵养水分、泥沙淤积和泥沙滞留方面的经济损失分别为 $3.22\times10^5$，$1.88\times10^7$ 和 $1.95\times10^6$ 元。水源区年均土壤侵蚀总经济损失达 $1.50\times10^9$ 元，其中养分损失占 96.11%。

**关键词**：丹江口水库；南水北调(中线)；土壤侵蚀；经济损失；通用土壤流失方程

**文献标识码**：B　　**文章编号**：1000-288X(2014)05-0190-06　　**中图分类号**：S157.1

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2014.05.043

# Economic Loss Estimation of Soil Erosion in Water Source Area of Middle Route of South-to-North Water Transfer Project

ZHU Ming-yong[1], TAN Shu-duan[2], ZHANG Quan-fa[3]

(1. *Department of History and Sociology, Minnan Normal University, Zhangzhou, Fujian* 363000, *China*; 2. *College of Bioscience and Biotechnology, Hunan Agricultural University, Changsha, Hunan* 410128, *China*; 3. *Key Lab. of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, Hubei* 430074, *China*)

**Abstract**: Based on the GIS, the geographic database was constructed through metrological data analysis, field survey, filed sampling and laboratory analysis, digital elevation model (DEM) calculation, remote sensing interpretation. The soil erosion amount in the Danjiangkou reservoir region was evaluated with the universal soil loss equation (USLE). The economic loss of annual soil erosion was evaluated (with constant price in 1990) by applying market value approach, opportunity cost method and shadow engineering price method. The results showed that the average annual soil erosion modulus was 2 394 t/(km$^2$ · a). After converting the annual soil nutrient loss to standard chemical fertilizer (*i.e. Diammonium phosphate* and *Potassium chloride*) and fuel wood with some conversion coefficients, the corresponding economic loss of total N, total P, total K and soil organic matter were $1.64\times10^8$, $7.25\times10^7$, $1.17\times10^7$ and $2.97\times10^7$ yuan, respectively. The annual average soil erosion loss was almost euqual to 61.94 km$^2$ land abandoned, and the economic loss was $3.71\times10^7$ yuan. The economic losses of water conservation decreased, silt retention and sediment deposition, which were caused by soil erosion. were $3.22\times10^5$, $1.88\times10^7$ and $1.95\times10^6$ yuan respectively. Total annual economic loss of soil erosion in the area reached up to $1.50\times10^9$ yuan, in which the nutrient loss was accounting for 96.11%.

**Keywords**: **Danjiangkou reservoir; south-to-north water transfer project (middle route); soil erosion; economic loss; universal soil loss equation**

**收稿日期**：2013-10-13　　**修回日期**：2013-11-04

**资助项目**：福建省教育厅资助科技项目“南水北调中线水源地坡面土壤侵蚀机理及估算模型”(JA13194)；中国博士后科学基金项目“黄土高原地区坡面土壤侵蚀过程机制及模型模拟”(2013M542390)

**作者简介**：朱明勇(1977—)，男(汉族)，湖北省广水市人，博士，讲师，研究方向为土壤侵蚀。E-mail：laozhu77@163.com。

**通信作者**：张全发(1965—)，男(汉族)，湖北省武汉市人，博士，研究员，主要从事流域生态学研究。E-mail：qzhang@wbgcas.cn。

生态系统服务是指生态系统形成和所维持的人类赖以生存和发展的环境条件与效用,是国际生态学研究的前沿和热点。自 Costanza 等[1] 1997 年发表《世界生态系统服务与自然资本的价值》确立生态系统服务价值估算的原理及方法以来,生态系统服务价值化研究得到发展。水土保持是生态系统提供的一项重要功能,对维持区域生态平衡和农业发展具有重要的意义。近年来,水土保持生态系统服务功能价值评估亦相应得到发展。Dixon[2] 对英国某流域土壤和沉积物保持的价值进行了评估,欧阳志云,赵同谦,王秀琴,谢高地等[3-6] 在不同尺度上对中国林地、草地等生态系统提供的水土保持功能价值进行了评估研究。

南水北调中线工程是中国经济建设中一项规模宏大的跨流域水资源配置战略工程,工程的兴建对于缓解京津华北平原水资源短缺的严峻形势具有重要意义。库区的生态环境问题,尤其是土壤侵蚀,是影响水库水质和调水工程成败的重要因素。根据国务院 2006 年批复的《丹江口库区及上游水污染防治和水土保持规划》(简称《规划》),水土保持生态建设是治理库区水土流失、防治面源污染的根本大计,是保障水源地水质安全的重要举措。因此,对水源地土壤侵蚀损失进行货币化的量化与评价,可以使人们更加深入的了解土壤侵蚀带来的的经济损失,为土壤侵蚀防治工作提供基础数据。闫峰陵等[7] 运用环境经济学理论和方法,定量评估了《规划》实施的丹江口库区水土保持近期项目的生态服务功能价值,为水库区人工建筑物的生态效益定量评价提供了借鉴,但自然生态系统亦可发挥其生态效益。徐国策等[8] 基于土壤流失方程研究了南水北调中线水源地小流域不同土地利用下的土壤侵蚀量和养分损失量,为类似工作的开展提供了方法借鉴。李亦秋等[9] 对丹江口库区及其上游生态系统潜在的水土保持功能进行了价值评估,丹江口库区流域实际发生的土壤侵蚀经济损失有多大?本文借助环境经济学理论和方法,拟通过对丹江口库区实际发生的土壤侵蚀进行损失价值进行评估,以期为库区流域水土保持和生态补偿提供理论依据。

# 1　研究区概况

丹江口水库是南水北调中线工程的水源地,水库是汉、丹两江并联水库。本文研究范围为水源地的库区流域,行政区划上涉及湖北省十堰市所辖的丹江口市、郧县、茅箭区、张湾区及河南省淅川县,总面积约 6 486 $km^2$。水库环库区为丘陵垄岗区,由山地、丘陵和盆地构成,尤以中、低山为主,地形起伏较大。土壤以黄棕壤和黄黏土或红黏土为主,土层厚度在 0—75 cm,绝大部分地区在 0—40 cm。库区属亚热带季风气候区,气候温和,年均温 15.9 ℃,年均降水 800 mm,集中在 4—10 月,且人为活动频繁,容易产生土壤侵蚀。全国第二次遥感调查资料显示,丹江口水库及其上游水源区(共 $9.52\times10^4$ $km^2$)土壤侵蚀面积 $5.17\times10^4$ $km^2$,占土地总面积的 53.1%,强度以上流失面积 $1.57\times10^4$ $km^2$;年均土壤侵蚀量 $1.82\times10^8$ t,平均侵蚀模数为 3 517 t/($km^2$ · a);土壤侵蚀主要分布在丹江口库区及其周边地区、汉江干流两岸和汉中盆地周边地区[10]。

# 2　资料与方法

本文涉及的数据包括 30 m 分辨率的 GDEM 数据,来源于中国科学院计算机网络信息中心(http://datamirror.csdb.cn/),2007 年 Landsat TM 遥感影像数据,丹江口水库区 4 个气象站点(丹江口、郧县、郧西、十堰)长时间系列日降水数据,野外调查及室内分析数据等。

研究过程分两步进行,一是利用 USLE(universal soil loss equation)[11] 估算研究区年均土壤侵蚀量,二是在侵蚀量估算结果的基础上进行土壤侵蚀经济损失价值估算。

## 2.1　土壤侵蚀量估算方法

在 GIS 支持下,采用估算多年平均土壤侵蚀量的 USLE 估算库区近年年均土壤侵蚀量。USLE 耦合 GIS 技术模拟土壤侵蚀量在不同尺度上已得到广泛应用[8-9]。

$$A=R\times K\times L\times S\times C\times P \tag{1}$$

式中:$A$——年均土壤侵蚀量〔t/($hm^2$ · a)〕;$R$——降雨侵蚀力〔MJ · mm/($hm^2$ · h · a)〕;$K$——土壤可蚀性因子〔t · $hm^2$ · h/($hm^2$ · MJ · mm)〕;$L$——坡长因子;$S$——坡度因子;$C$——植被覆盖与管理因子;$P$——水土保持措施因子。

2.1.1　降雨侵蚀力因子($R$)　利用搜集到的库区流域周围 4 个气象站点十堰(1971—2007 年)、丹江口(1963—2007 年)、郧西(1957—2007 年)、郧县(1953—2007 年)多年逐日雨量资料计算降雨侵蚀力。由于这 4 个站点均没有降雨过程线数据,因此挑选了适合于库区流域 $R$ 值计算的 Yu 模型[12] 来估算降雨侵蚀力。

$$E_j=\alpha[1+\eta\cos(2\pi f_j+\omega)]\sum_{d=1}^{N}p_d^{\beta}\quad(p_d>p_0) \tag{2}$$

式中:$E_j$——第 $j$ 个月的降雨侵蚀力〔MJ · mm/($hm^2$ · h · a)〕;$p_d$——日雨量;$p_0$——侵蚀性降雨

标准，取 12 mm，$N$——每月雨量不小于 $p_0$ 的天数；$f$——频率，且 $f=1/12$；在北半球，$\omega=5\pi/6$。在年降雨量 500～1 050 mm 的地方，$\alpha$，$\beta$ 和 $\eta$ 关系如下：

$$\alpha=0.395\{1+0.098^{[3.26(S/P)]}\} \quad (3)$$

$$\eta=0.58+0.25P/1000 \quad (4)$$

其中，$\beta$ 取值范围为 1.2～1.8。根据以往研究结果，该地区取值在 1.66～1.67 较适宜，本文取二者均值 1.665。参数中，$\beta$ 与年均降雨量之间的关系不密切，$\eta$ 与降雨量有着密切的关系。$S$ 为夏半年降雨量(5—10 月)，$P$ 为年均降雨量。利用上式计算各站多年逐月 $R$ 值，经汇总得到各站的年 $R$ 值、多年平均 $R$ 值等。将点位的 $R$ 值计算结果用反距离权重插值法(IDW)在 ARCGIS 里生成库区流域 $R$ 因子值图。

2.1.2 土壤可蚀性因子($K$) 2009 年 8 月在研究区及其周围大致均匀的采集了 198 个表层(0—20 cm)土壤样本。室内测定样品土壤的机械组成和有机质含量。采用 Kettler 等[13]建立的一种快速、简便的方法分析土壤机械组成，粒径分为砂粒(2.0～0.05 mm)、粉粒(0.05～0.002 mm)和黏粒(<0.002 mm)。有机碳含量采用 $K_2Cr_2O_7$—$H_2SO_4$ 消解法测定[14]，将计算结果乘以 1.724 就转化为有机质含量。采用 EPIC 中的土壤可蚀性模型计算 $K$ 值[15]。将点位的 $K$ 值计算结果用 Ordinary Kriging 插值方法在 ArcGIS里生成库区 $K$ 因子值图。

$$K=\{0.2+0.3\exp[-0.0256S_d(1-\frac{S_i}{100})]\}\times(\frac{S_i}{C_l+S_i})^{0.3}\times[1.0-\frac{0.25C}{C+\exp(3.72-2.95C)}]\times[1.0-\frac{0.7SN}{SN+\exp(-5.51+22.9SN)}] \quad (5)$$

式中：$S_d$，$S_i$ 和 $C_l$——砂粒、粉粒和黏粒的质量百分含量，$SN=1-S_d/100$；$C$——百分数表示的土壤有机碳含量。模型计算结果单位是 t·hm²·h/(hm²·MJ·mm)。

2.1.3 地形因子(LS) 利用 30 m 分辨率的数字高程模型(GDEM)，采用非累计流量的直接计算方法提取研究区的坡度坡长因子。非累计流量的计算方法采用宏语言(arc macro language，AML)程序完成。AML 程序从 Remortel 的主页(http://www.online-geographer.com/slope/slope.html)下载。

2.1.4 植被覆盖与管理因子($C$) 通过给不同土地利用/覆被类型(LULC)赋值的方法得到 $C$ 因子值。选择 2007 年 9 月 15 日的 125—37 和 125—38 两景 Landsat TM 遥感影像，采用与 DEM 数据相同的投影方式，通过辐射校正、几何校正及图像增强，选择每景影像的 4，5，3 波段融合，然后将两景影像进行拼接，用已有的研究区边界进行切割，得到研究区的影像图。训练样本的选取与研究区的作物种植模式，作物类型、生长、收割情况信息在田间调查时一并完成。每大类训练样本的选择均超过 15 个，用 GPS 记下每个训练样本的准确位置。利用监督分类方法得到该区域的 LULC 图。研究区 LULC 共分为 10 类，分类的精度检验结果表明，类型划分的精度达到 89.1%，平均数量精度为 75.3%。假定同一种 LULC 具有相同的 $C$ 因子值，借鉴中国其他地区[16]的经验给不同的 LULC 赋值获得不同 LULC 的 $C$ 因子值(表 1)。

表 1 南水北调中线水源区库区流域的 $C$ 因子值

| 土地利用/覆被类型 | $C$ 因子值 | 土地利用/覆被类型 | $C$ 因子值 |
|---|---|---|---|
| 荒草地 | 0.18 | 针叶林 | 0.017 |
| 居住与建设用地 | 0.20 | 针阔混交林 | 0.006 |
| 稻 田 | 0.18 | 阔叶林 | 0.006 |
| 石砾地 | 0.03 | 旱 地 | 0.310 |
| 水 域 | 0.00 | 灌 木 | 0.069 |

2.1.5 水土保持措施因子 $P$ $P$ 因子的实测在小范围内是比较精确与适用的，但对于大区域内土壤侵蚀量的测定来说几乎是不可能的。大范围内土壤侵蚀量的模拟也不能利用 LULC 来确定 $P$ 值。本文利用 Wener 经验方程[17]来估算研究区 $P$ 因子值。

$$P=0.2+0.03\times S \quad (6)$$

式中：$S$——坡度(%)。

在统一坐标系统下，将以上 $R$，$K$，$LS$，$C$，$P$ 因子全部重采样为 30 m×30 m 的栅格，然后在 ARCGIS 的 Raster Calculator 里运算即可获得库区流域年均侵蚀量。

### 2.2 土壤侵蚀经济损失价值估算

土壤侵蚀的经济损失价值可以从土壤养分流失，水分流失，土地废弃和泥沙淤积 4 个方面来评价，方法可运用环境经济学理论中的市场价格法、机会成本法和影子工程法。

2.2.1 养分流失损失价值 土壤养分(N，P，K)损失选用替代价格法计算：

$$V_i=\sum Z\times C_i\times S_i\times P_i \quad (7)$$

式中：$V$——N，P，K 养分流失所损失的价值(元)；$i$——N，P，K 这 3 种元素；$Z$——年均土壤侵蚀总量(t)；$C_i$——N，P，K 在土壤中的平均含量(%)；$S_i$——N，P，K 折算为磷酸二铵或氯化钾的系数；$P_i$——磷酸二铵或氯化钾肥料的价格(元)。

由于库区流域 80%以上面积为黄棕壤，因此将

黄棕壤土类的 N,P,K 含量作为研究区土壤的相应元素的平均含量。根据湖北省土壤普查办公室编制的《湖北省土种志:黄棕壤亚类》(1990)中湖北省黄棕壤中的 N,P,K 含量平均值分别为 0.088%,0.043% 和 1.539%,即 880,430 和 15 390 mg/kg,换算成标准化肥磷酸二铵、氯化钾总量,折算成纯氮,磷,钾化肥的比例分别为 132/28,132/31,75/39。由于确定合理的市场价格往往比较困难,故这里统一以 1990 年不变价计算。中国化肥平均价格为 2 549 元/t (1990 年不变价)。土壤侵蚀所带走有机质的经济损失计算:

$$V=\sum Z\times C\times S\times P \tag{8}$$

式中:$V$——侵蚀土壤有机质损失价值(元);$Z$——年均土壤侵蚀总量(t);$C$——土壤中有机质平均含量(%);$P$——有机质价格(元);$S$——折算系数。根据库区流域及周边 198 个土壤采样数据结果,土壤中有机质的平均含量为 1.864%,即 18 640 mg/kg。

土壤有机质主要来源于植被枯枝落叶,所以土壤流失有机质的价值损失可先折算成薪材的市场价格进行估算。根据 Costanza 等[1] 的研究,薪材转化成土壤有机质的比例一般为 2∶1。根据薪材的机会成本价格为 51.3 元/t 来换算有机质的价格。

2.2.2　土地废弃价值　利用机会成本法计算因土地废弃而失去的年度经济损失价值,以土壤流失总体积按平均土层厚度折算成土地面积来计算:

$$V=Z\times B/(h\times\rho) \tag{9}$$

式中:$V$——土壤废弃的经济损失价值(元);$Z$——年均土壤侵蚀总量(t);$B$——单位土地面积的农业年均收益(元/$hm^2$),按 9 020.87 元/$hm^2$ 来计算[4];$h$——土层厚度(m);$r$——土壤容重(t/$m^3$)。根据 198 个样本数据测得库区流域土层平均厚度为 0.255 m,容重为 1.48 t/$m^3$。

2.2.3　水分流失损失价值　土壤侵蚀流失的泥沙淤积于水库、江河、湖泊,减少了地表有效水的蓄积。可根据蓄水成本,利用影子工程法来计算损失的价值:

$$V=Z\times W\times P \tag{10}$$

式中:$V$——水分流失的损失价值(元);$Z$——年均土壤侵蚀总量(t);$W$——土壤平均含水量(%);$P$——修建每 1 $m^3$ 农用水库所需的投资费用(元),按 1990 年平均水平计为 0.67 元/$m^3$[3]。根据 198 个样本土壤测定结果,库区流域土壤平均含水量为 3.09%。水的密度按 1 t/$m^3$ 计算。

2.2.4　泥沙流失滞留、淤积的损失价值　根据中国主要流域的泥沙运动规律,全国土壤流失的泥沙总量中滞留泥沙和淤积泥沙分别为 33%和 24%[3]。利用影子工程法来计算滞留和淤积的经济损失。

(1) 滞留损失:$V=Z\times 33\%\times P/\rho$ (11)

式中:$Z$——年均土壤侵蚀总量(t);$P$——挖取泥沙的费用(元/$m^3$)。挖取 1 $m^3$ 泥沙的费用大约为 4.7 元,泥沙容重为 1.28 t/$m^3$。

(2) 淤积损失:$V=Z\times 24\%\times P/\rho$ (12)

## 3　结果与分析

### 3.1　水源地土壤侵蚀量模拟

丹江口水库库区流域 USLE 各因子值计算结果如表 2 所示。USLE 模拟得到库区流域年均土壤侵蚀量为 $1.55\times10^7$ t,年均侵蚀模数为 2 394 t/$km^2$。在年均侵蚀量计算基础上分别计算出库区流域生态系统年均减少土壤养分的损失量、土地废弃面积、水分流失量、及泥沙滞留、淤积量(表 3)。

表 2　丹江口水库库区流域 USLE 各因子统计值

| 侵蚀因子及侵蚀模数 | 最小值 | 最大值 | 均值 | 标准差 |
|---|---|---|---|---|
| 降雨侵蚀力/(MJ·mm·$hm^{-2}$·$h^{-1}$·$a^{-1}$) | 3 187.9 | 3 501.2 | 3 341.4 | 55.960 |
| 土壤可蚀性/[t·hm·h·$hm^{-2}$·$MJ^{-1}$·$mm^{-1}$)] | 0.022 4 | 0.046 8 | 0.0348 | 0.004 7 |
| 坡度坡长因子 | 2 | 38 | 4.63 | 2.640 |
| 植被覆盖与管理因子 | 0 | 0.31 | 0.010 0 | 0.047 |
| 水土保持措施因子 | 0.2 | 0.387 5 | 0.205 7 | 0.005 |
| 土壤侵蚀模数/(t·$hm^{-2}$·$a^{-1}$) | 0 | 26.82 | 23.94 | 18.830 |

表 3　南水北调中线水源地土壤侵蚀年均损失物质量

| 纯氮/t | 折算氮肥/t | 纯磷/t | 折算磷肥/t | 纯钾/t | 折算钾肥/t |
|---|---|---|---|---|---|
| 20 571.76 | 96 981.15 | 10 052.11 | 42 802.53 | 359 772.03 | 691 869.29 |
| **有机质/t** | **折算薪柴/t** | **废弃土地面积/$km^2$** | **损失水量/$10^4$ $m^3$** | **滞留泥沙/$10^4$ $m^3$** | **淤积泥沙/$10^4$ $m^3$** |
| 435 747.28 | 871 494.56 | 61.94 | 72.23 | 602.69 | 438.32 |

由表 3 可以发现，每年土壤侵蚀损失的物质量(N,P,K)，折合成化肥达 $8.32\times10^5$ t，损失的有机质折合成薪柴达 $8.72\times10^5$ t。因土壤侵蚀损失土地可折合成厚度 0.255 m 的土地面积 61.94 $km^2$，可见损失物质量之大。

### 3.2 水源地土壤侵蚀经济损失价值估算

根据土壤侵蚀损失物质量货币化结果如图 1 所示。库区流域因土壤侵蚀年均损失达 $1.45\times10^9$ 元，足见其经济损失之巨。其中土壤 K 损失量达 $1.17\times10^9$ 元，占总损失量的 78.3%，这是由库区流域土壤中富含 K 元素造成的。泥沙淤积和减少水分的经济损失分别为 $1.95\times10^6$ 和 $3.21\times10^{元}$。

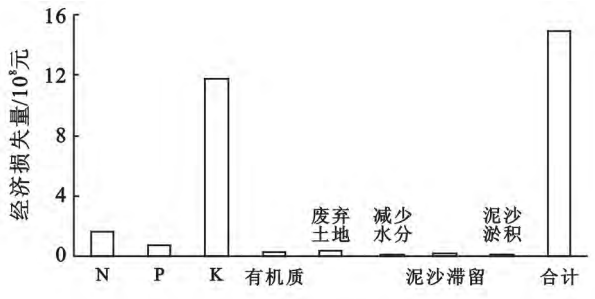



图 1 南水北调中线水源地年均土壤侵蚀经济损失(以 1990 年的不变价格为基准)

## 4 结论

准确预测土壤侵蚀量是土壤侵蚀经济损失价值估算的基础。采用 USLE 模拟得到水源地的年均土壤侵蚀模数为 2 394 t/$km^2$，属于中度侵蚀，远大于土石山区 500 t/$km^2$ 的容许土壤流失量，需加强水土流失治理。

USLE 中所用的各种参数，均采用的是均值，对土壤侵蚀经济损失价值的正确估算会带来一定的偏差。例如，同一种植被覆盖类型(林地或草地)，其覆盖度有差异，这会对地表植被覆盖因子 $C$ 产生影响。但从总体上来看，USLE 模拟年均土壤侵蚀量其精度还是可靠的[18]。

全国第二次遥感调查(2002 年)汉江中上游地区平均侵蚀模数为 3 517 t/($km^2$ · a)，结合近年来来该区域退耕还林及水土流失治理成就，可以认为本文的模拟结果与这一结果相一致[10]。

水源地年均土壤侵蚀损失的物质量，折合成化肥达 $8.32\times10^5$ t，损失的有机质折合成薪柴达 $8.715\times10^5$ t。因土壤侵蚀损失土地可折合成厚度 0.255 m 的土地面积 61.94 $km^2$，损失水量 $7.223\times10^5$ $m^3$，滞留泥沙及淤积泥沙分别达 $6.03\times10^6$ 和 $4.38\times10^6$ $m^3$。按 1990 年不变价计算，水源地年均土壤侵蚀经济损失达 $1.50\times10^9$ 元，其中土壤 K 经济损失量占总损失量的 78.3%，养分损失价值(包括有机质)占总经济损失的 96.11%。所以土壤侵蚀给水源地带来的损失主要是土壤养分的流失而导致的土地生产力的下降。

本文中土壤养分含量的标准使用的是全氮、全磷、全钾，而没有以植物能够直接吸收利用的碱解氮、有效磷、速效钾替代。显然，因为土壤中碱解氮、有效磷、速效钾的含量低于土壤中全氮、全磷、全钾含量，会使土壤侵蚀的养分流失经济损失价值评估结果偏高。

本研究中所构建的内容框架与移植的评估方法，希望能为同类研究提供借鉴；而所得到的定量结果，希望能够引起人们对水土保持更进一步的重视。研究过程中，采用的均是经验模型，没有涉及到土壤侵蚀的过程机理，致使计算结果的科学性与精确度有所降低。

今后的工作中对具体的评价指标还需进一步的细化，从而客观、合理的评价土壤侵蚀带来的经济损失，为土壤侵蚀的治理、生态建设提供理论依据。

[ 参 考 文 献 ]

[1] Costanza R, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997,387(15):253-260.

[2] Dixon J. Analysis and management of watersheds[M]// Partha D, Karl-Goran M. The Environment and Emerging Development Issues. Oxford: Clarendrom Press, 1997.

[3] 欧阳志云，王效科，苗鸿. 中国陆地生态系统服务及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报，1999,19(5):607-613.

[4] 赵同谦，欧阳志云，王效科. 中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J]. 自然资源学报，2003,18(4):443-452.

[5] 王秀琴. 茹河流域固原二期工程水土保持生态价值评价[J]. 水土保持通报，2012,32(6):240-244.

[6] 谢高地，张钇锂，鲁春霞，等. 中国自然草地生态系统服务价值[J]. 自然资源学报，2001,16(1):47-53.

[7] 闫峰陵，雷少平，罗小勇. 丹江口库区水土保持的生态服务功能价值估算研究[J]. 长江流域资源与环境，2010,19(10):1205-1201.

[8] 徐国策，李占斌，李鹏. 丹江鹦鹉沟小流域土壤侵蚀和养分损失定量分析[J]. 农业工程学报，2013,29(10):160-167.

[9] 李亦秋，冯仲科，韩烈保. 丹江口库区及上游生态系统土

壤保持效益价值评估[J]. 中国人口·资源与环境,2010,20(5):64-69.

[10] 中华人民共和国水利部水土保持监测中心. 全国第二次土壤侵蚀遥感调查报告[R]. 北京,2001.

[11] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide for conservation planning [M]. Agricultural Handbook of USDA, No. 537. Washington DC, 1978.

[12] Yu Bo, Rosewell C J. An assessment of a daily rainfall erosivity model for New South Wales[J]. Australian Journal of Soil Research, 1996,34(1):139-152.

[13] Kettler T A, Doran J W, Gilbert T L. Simplified method for soil particle-size determination to accompany soil-quality analyses[J]. Soil Science Society of America Journal, 2001,65(3):849-852.

[14] 袁可能. 土壤有机矿质复合体研究(Ⅰ):土壤有机矿质复合体中腐殖质氧化稳定性的初步研究[J]. 土壤学报,1963,11(3):286-294.

[15] Sharply A N, Williams J R. EPIC: Erosion/Productivity Impact Calculator (1): Model Documentation[M]. United States Department of Agriculture Technical Bulletin Number 1768, USDA. Washington DC, 1990.

[16] 蔡崇法,丁树文,史志华. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. 水土保持学报,2000,14(2):19-24.

[17] Lufafa A, Tenywa M M, Isabirye M. Prediction of soil erosion in a lake victoria basin catchment using a GIS-based universal soil loss model [J]. Agricultural Systems, 2003,76(3):883-894.

[18] Nearing M A, Romkens M J M, Norton L D, et al. Measurements and models of soil loss rates[J]. Science, 2000,290(5495):1300-1301.

(上接第 189 页)

[10] Gondar D, López R, Antelo J, et al. Effect of organic matter and pH on the adsorption of metalaxyl and penconazole by soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2013,260(6):627-633.

[11] Sheng Guangyao, Yang Yaning, Huang Minsheng, et al. Influence of pH on pesticide sorption by soil containing wheat residue-derived char[J]. Environmental Pollution, 2005,134(3):457-463.

[12] 朱林,张春兰,沈其荣. 施用稻草等有机物料对黄瓜连作土壤 pH、EC 值和微生物的影响[J]. 安徽农业大学学报,2001,28(4):350-353.

[13] 窦森. 土壤有机质[M]. 北京:科学出版社,2010.

[14] 韩兴,李业东,张晓梅,等. 铜在草甸黑土中的淋溶规律及其对不同因素的响应[J]. 水土保持学报,2012,26(1):112-115.

[15] 王富国,宋琳,冯艳,等. 不同种植年限酸化果园土壤微生物学性状的研究[J]. 土壤通报,2011,42(1):46-50.

[16] Wan Rui, Zhang Shuying, Xie Shuguang. Microbial community changes in aquifer sediment microcosm for anaerobic anthracene biodegradation under methanogenic condition [J]. Journal of Environmental Sciences, 2012,24(8):1498-1503.