

水蚀对千岛湖消落带土壤氮素影响的数值模型分析

余敏芬¹, 方佳¹, 何勇清¹, 林太本², 郑炳松¹, 王强³

(1. 浙江农林大学 亚热带森林培育国家重点实验室培育基地, 浙江 临安 311300; 2. 浙江省森林资源监测中心, 浙江 杭州 310020; 3. 浙江大学 宁波理工学院, 浙江 宁波 315100)

摘要: 水蚀作用影响消落带土壤氮素的分布进而对库区水环境产生影响。以千岛湖消落带为研究对象, 依据湖水水位变化时间与空间特征和土壤基质的差异性, 设置 13 条代表性土壤样本采集带。采用国家林业行业标准(全氮采用凯氏定氮法 GB 7173–1987, 碱解氮采用碱解扩散法 LY/T 1229–1999, 硝态氮采用酚二磺酸比色法 LY/T 1230–1999) 测定方法, 分别测定样本消落带及林地上层(0~30 cm), 中层(30~50 cm), 下层(50~75 cm) 土壤中全氮、碱解氮和硝态氮的质量分数。通过建立拟合最小二乘、BP 神经网络和偏微分扩散方程 3 种数值模型, 对土壤样本测定所得数据分别进行计算分析。其中, 拟合最小二乘法模型计算结果表明: 水蚀作用对千岛湖消落带土壤中全氮和碱解氮流失贡献分别为 80.13 万 t 和 10.95 万 t; 硝态氮在消落带综合富积量为 913.39 t。从对千岛湖案例的分析中可见, 消落带水土流失较为严重, 需要加强对消落带区域的生态环境保护及治理。表 1 图 1 参 33

关键词: 土壤学; 消落带; 水土流失; 氮素; 千岛湖

中图分类号: S714.8 文献标志码: A 文章编号: 2095-0756(2013)06-0805-09

Water erosion and soil nitrogen at the water-level-fluctuation zone of Qiandao Lake

YU Minfen¹, FANG Jia¹, HE Yongqing¹, LIN Taiben², ZHENG Bingsong¹, WANG Qiang³

(1. The Nurturing Station for the State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, Zhejiang, China; 2. Forest Resource Monitoring Center of Zhejiang Province, Hangzhou 310020, Zhejiang, China; 3. Ningbo Institute of Technology, Zhejiang University, Ningbo 315100, Zhejiang, China)

Abstract: To analyze the effects of water erosion on soil nitrogen at the water-level-fluctuation zone of Qiandao Lake, Zhejiang Province, 13 representative soil bands and 26 sample transects were set up to determine based on the temporal and spatial characteristics of the water level and differences in the soil matrix. Soil total nitrogen, hydrolytic nitrogen, and nitrate nitrogen for depth of 0–30 cm, 30–50 cm, and 50–75 cm in the water-level-fluctuation zone and in a woodland were analyzed respectively using the national forestry industry standards (GB 7173–1987), (LY/T 1229–1999), and (LY/T 1230–1999). Each soil sample was measured three times, and resulted the average value. Results showed that soil total N and hydrolytic N for the water-level-fluctuation zone were decreased than those for the woodland, whereas nitrate N for the water-level-fluctuation zone was increased than that for the woodland. The numerical least square method models for the water-level-fluctuation zone to the lake showed losses of total N 801 277.54 t and hydrolysis N 109 465.28 t with sedimentation of nitrate N from the lake to the water-level-fluctuation zone of 913.39 t. The BP neural network numerical models were soil total N 712 593.85 t, hydrolytic N 97 823.34 t, and nitrate N 849.30 t. Partial differential diffusion equation numerical models were soil total N 921 058.79 t, hydrolytic N 123 125.13 t, and nitrate N 1 028.35 t. The least square method models better explained the effects of water erosion at the

收稿日期: 2012-12-24; 修回日期: 2013-01-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30470330); 浙江省科技计划项目(2009C33070)

作者简介: 余敏芬, 从事森林培育学研究。E-mail: 491856944@qq.com。通信作者: 郑炳松, 教授, 博士, 从事植物分子生理生化研究。E-mail: bszheng@zafu.edu.cn

water-level-fluctuation zone of Qiandao Lake, and protection and management of the water-level-fluctuation zone need to be strengthened. [Ch, 1 fig. 1 tab. 33 ref.]

Key words: soil science; water-level-fluctuation zone; water erosion; nitrogen; Qiandao Lake

人类因为发电、灌溉和调运水资源等不同目的而建设各种人工湖泊。湖泊水平面周期性或非周期性涨落产生了水陆交错的消落带(hydro-fluctuation belt)^[1]。水域和陆地生态系统的过渡地带，是一种具有独特能量传输与物质循环特征的湿地生态系统^[2]。健康的水陆交错带生态系统作为一种可再生生物资源，为鱼类繁殖和鸟类栖息提供场所，为控制侵蚀、改善水质和景观美学等提供依托^[3]。该生态系统具有生物多样性，资源丰富，但脆弱易受人类频繁活动干扰的特点^[4]。国内外学者就消落带生态系统的研究主要集中在消落带生态系统变化规律^[5]、消落带生态功能恢复与植被重建技术^[6]、土地利用模式对消落带影响^[7]、消落带氮磷净化机制^[8]研究等方面。建立土壤侵蚀模型对揭示土壤侵蚀作用基本规律有重要作用。国内外学者针对不同土壤类型建立坡面经验通用土壤流失方程(USLE)^[9]、农业非点源污染模型(AG-NPS)^[10]、农业管理系统水土流失及化学物流失预报模型(CREAMS)^[11]、基于地理信息系统(GIS)和人工神经网络(ANNs)分析的神经网络模型^[12]。Jabbar 等^[13]采用修正通用土壤流失方程(RUSLE)结合遥感(RS)与地理信息系统(GIS)统计分析技术，综合评估三峡乐天溪流域水土及养分流失风险。洪伟等^[14]采用三层 BP 人工神经网络算法，以 USLE 方程中变量因子作为参数，模拟计算径流场的土壤流失量。Yang 等^[15]采用最小二乘法拟合方程分析土壤侵蚀模量与各种侵蚀因子之间的关系。千岛湖为国家级风景旅游名胜区，是浙江生命线钱塘江的重要水源，水资源量占钱塘江水资源总量 30%。浙江省淳安县环保局“九五”“十五”“十一五”近 15 年湖水水质检测报告显示，总氮含量指标超Ⅲ类水体标准，并呈现出逐年增加趋势，消落带水土流失是引发这一环境问题的重要原因之一^[16]。据本课题组调查，千岛湖受水蚀的消落带面积为 77 512 hm²，占全县土地面积 442 704 hm² 的 17.51%，轻度水土流失占水土流失面积的 44.42%，中度占 38.41%，重度占 17.20%^[17]，具体消落带水蚀作用对湖水水质影响的大小没有可量化的数据参考。本研究试图将典型样带设置-土壤样品测试-模型计算分析等方法结合，在定量比较 3 种不同数值模型计算结果的基础上，估算水蚀作用对千岛湖消落带土壤全氮、碱解氮及硝态氮流失的量，为制订消落带生态恢复与保护措施提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

千岛湖是 1959 年新安江大坝建成蓄水后形成的人工湖泊，坐落在浙江省西部与安徽省南部交界的淳安县境内，地处 29°22'~29°50'N, 118°34'~119°15'E。总面积为 98 200 hm²，湖区面积 57 300 hm²。湖区地形四周高、中间低，由西向东倾斜。地貌类型复杂，低山、中山、高丘兼备，土体中含多种岩石碎片，黏粒含量少，粗粉含量高，结持性差，不耐侵蚀，易遭冲刷。山地土壤主要有红壤、黄壤、岩性土 3 大类 5 个亚类 10 个土属，土壤厚度一般为 50~120 cm。库区水位为 94~100 m，高低水位年变幅 10~15 m，最高蓄水水位 108.41 m^[17]。

该区属中亚热带北缘季风气候，温暖湿润，雨水充沛，年平均降水量为 1 430 mm，相对湿度 76%，年平均气温 17.0 ℃(据淳安县气象站 1961 至 2010 年观测记录)。区域植被属中亚热带常绿阔叶林北部亚地带，森林植被以天然次生马尾松林 *Pinus massoniana* 为主，人工林主要有杉木 *Cunninghamia lanceolata*，柏木 *Cupressus funebris*，马尾松，麻栎 *Quercus acutissima*，枫香 *Liquidambar formosana*，木荷 *Schima superba* 和毛竹 *Phyllostachys edulis* 等经济林，森林覆盖率为 89.60%(不含水域)。

1.2 样品采集

根据千岛湖水位变化的时间特征：4 月为平水期，7 月为丰水期，12 月为枯水期。选择 4 月采集样本。样本采集时间为 2010 年 4 月 22 至 30 日，采样地点位于千岛湖西北、西南和东南湖区。根据不同土壤类型分布面积的大小，设置 13 条代表性采样带(图 1)。其中红壤分布区设 5 条，黄壤分布区设 2 条，岩性土分布区设 4 条，混合土壤类型分布区设 2 条。每一条采样带随机选取取样位置，参考土壤样品采集技术规范^[18]，深层土钻(规格 1 m)自上而下分别采集消落带及林地 3 个深度的土壤样本。深度为

上层(0~30 cm), 中层(30~50 cm)和深层(50~75 cm)。各个深度取3个样混合后装1袋, 则取土样6袋·样带⁻¹, 13个采样带共采集73袋土样(缺少5个点数据是因为深层为岩石)。土壤取回后风干, 过孔径0.85 mm筛备用。

1.3 实验测定方法

全氮采用凯氏定氮法(GB 7173-1987)测定; 碱解氮采用碱解扩散法(LY/T 1229-1999)测定; 硝态氮采用酚二磺酸比色法(LY/T 1230-1999)测定。测定3次·样本⁻¹, 取平均值。

1.4 数据处理与模型分析

1.4.1 最小二乘法拟合函数模型 因千岛湖湖形不规则, 本研究将千岛湖环湖消落带看成一条直线, 选定1个点作为0点, 沿逆时针方向, 第1个采样点到0点的距离记作 x_1^n , 第*i*个采样点到0点的距离记作 x_i^n , 每个采样点的土

壤测试数据记作 $\beta(x_i^n)$ 。利用最小二乘法将 $\beta(x_i^n)$ 用Matlab数学软件拟合成函数为: $y=\beta(x)$ 。

若在消落带上取充分多个点, 并将每点的某成分质量分数相加, 则用积分式表示消落带单位宽度某成分总质量分数为: $\int_0^d f(x) dx$, 其中d是环湖长度, $f(x)$ 是最小二乘法拟合得到的消落带某成分的分布函数。利用上述同样的方法, 类似可得到林地单位长度的某成分的总含量为: $\int_0^d s(x) dx$, 其中d是环湖的长度, $s(x)$ 是最小二乘法拟合得到的林地某成分的分布函数。

1.4.2 基于BP神经网络方法的数学模型 把林地土壤的实验数据作为输入层, 消落带土壤数据作为输出层, 根据消落带土壤和林地土壤某成分质量分数进而估算此成分损失的总量。符号如下: $x(p)$ 输入层输入矢量; $y(p)$ 输入层输入 $x(p)$ 时输出层实际输出矢量; $t(p)$ 目标输出矢量; n, m, r 分别为输入层、隐层和输出层神经元个数; W 为隐层与输入层间的权矩阵; V 为输出层与隐层间的权矩阵。步骤如下: ①随机给定隐层和输入层间神经元的初始权值 W_{ij} 。②由给定的样本输入 $x_i(p)$ 计算出隐层的实际输出 $a_j(p)$ 。③计算输出层与隐层间的权值 v_{jr} 。④重复第3步可求出输出层m个神经元的权值, 以输出层权矩阵加随机固定隐层与输入层权值可得神经网络最后分析用的权矩阵。先对实验数据进行神经网络方法处理后再由matlab软件来建立拟合函数。根据实验设计, 消落带土壤与其上方林地土壤为同一空间变异特征, 消落带与林地间土壤中某成分质量分数的差异可以基本代表水蚀对千岛湖消落带土壤中成分的流失量。利用

1.4.1和1.4.2方法拟合所得函数, 则消落带单位宽度某成分对湖水的贡献函数 $g(x)=\int_0^d (s(x)-f(x)) dx$ 。

假设该成分在消落带较小范围内分布是均匀的, 设消落带高度为l, 则整个消落带表面对于湖水某成分的贡献函数符合 $\int_0^l g(x) dy = \int_0^l \int_0^d (s(x)-f(x)) dx dy$ 。设取样地深度为r, 则深度为r的土壤中该成分对湖水的贡献值为 $r \int_0^l g(x) dy = r \int_0^l \int_0^d (s(x)-f(x)) dx dy$ 。由于不同深度的土壤某成分质量分数存在差异性, 计算中对消落带和林地3个不同深度的土壤样本分别进行拟合计算, 将不同层次土壤的贡献值相加得到最终结果。

1.4.3 偏微分扩散方程模型 把消落带所要研究的土壤看成一个区域, 该区域表面是一个封闭的曲面, 根据物质从高浓度向低浓度扩散原理建立偏微分方程。设 $u(x, y, z, t)$ 是t时刻点(x, y, z)处某成分浓度。任取一个闭曲面S, 它所围成区域是Ω, t到 $t+\Delta t$ 时刻通过S流入Ω质量为: $M_l = \int_s^{t+\Delta t} \int_s \int (\alpha^2 \frac{\partial u}{\partial x} - \cos\alpha + b^2$

$\frac{\partial u}{\partial y} - \cos\alpha \beta + c^2 \frac{\partial u}{\partial z} - \cos\alpha \gamma) ds dt$ 。由高斯公式得:

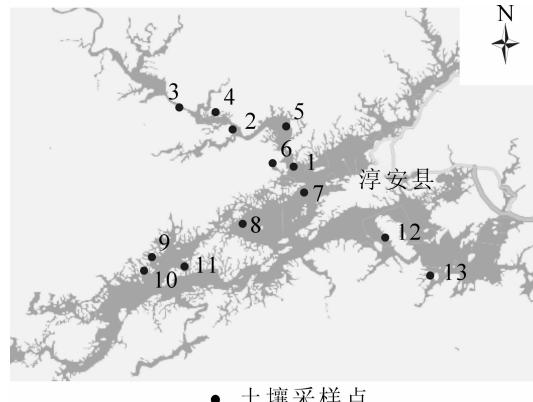


图1 千岛湖研究区土壤采样带与断面设置
Figure 1 Map showing the soil sampling belts in the researching area of Qiandao Lake

$$M_1 = \int_{\Omega}^{+\Delta t} \int \int (\alpha^2 \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + b^2 \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + c^2 \frac{\partial^2 u}{\partial z^2}) dx dy dz dt. \quad (1)$$

式(1)中： a^2 ， b^2 ， c^2 分别是沿 x ， y ， z 方向的扩散系数。根据实际情况 y ， z 方向扩散系数非常小趋于 0。由于衰减 Ω 内质量减少量为：

$$M_2 = \int_{\Omega}^{+\Delta t} \int \int k^2 u dx dy dz dt. \quad (2)$$

式(2)中： k^2 是衰减系数。由于扩散与衰减的综合作用，积存于 Ω 内的量为 $M_1 - M_2$ 。由于深度变化引起的 Ω 内质量增加为：

$$M_3 = \int_{\Omega} \int \int [u(x, y, z, t + \Delta t) - u(x, y, z)] dx dy dz = \int_{\Omega}^{+\Delta t} \int \int \frac{\partial u}{\partial t} dx dy dz dt. \quad (3)$$

显然， $M_3 = M_1 - M_2$ ，即：

$$\int_{\Omega}^{+\Delta t} \int \int \frac{\partial u}{\partial t} dx dy dz dt = \int_{\Omega}^{+\Delta t} \int \int (\alpha^2 \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + b^2 \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + c^2 \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} - k^2 u) dx dy dz dt.$$

由 Δt ， t ， Ω 之任意性可得：

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \alpha^2 \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + b^2 \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + c^2 \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} - k^2 u. \quad (4)$$

方程(4)是常系数线性抛物型方程，是有衰减的扩散过程的数学模型^[19]。根据千岛湖具体问题，认为成分不衰减。

2 结果与分析

2.1 土壤样品测试分析结果

消落带与林地土壤全氮、碱解氮和土壤硝态氮质量分数测试分析数据见表 1。氮是植物生长必需的大量元素，也是造成水体非点源污染的主要元素之一^[20]。千岛湖 13 条采样带中，林地土壤全氮质量分数范围为 0.168 0~0.869 0 g·kg⁻¹，消落带土壤全氮质量分数为 0.105 0~0.752 0 g·kg⁻¹，消落带土壤全氮低于林地土壤。以林地各层土壤全氮质量分数为对照，消落带土壤全氮质量分数均呈下降趋势，其中上层质量分数差异显著的样带有样带 1，样带 2，样带 4，样带 6，样带 7，样带 8，样带 9，样带 10，样带 11，样带 12，样带 13($P < 0.05$)。中层差异显著的有样带 1，样带 3，样带 4，样带 5，样带 6，样带 7，样带 9，样带 11，样带 12，样带 13($P < 0.05$)。下层差异显著的有样带 2，样带 5，样带 6，样带 7，样带 8，样带 10，样带 11，样带 12($P < 0.05$)。上层土壤质量分数差异不显著的仅 2 个样带，推测水体与消落带土壤氮交换主要发生土壤表层。

土壤碱解氮即有效态氮，是矿质态氮和有机态氮中较易于分解的部分，其质量分数差异影响植物对氮素的吸收率，是土壤肥力的标志^[21]。千岛湖 13 条采样带中，林地土壤碱解氮质量分数 29.888 0~110.646 0 mg·kg⁻¹，消落带土壤为 13.858 0~66.069 0 mg·kg⁻¹，即消落带碱解氮低于林地土壤。以林地各层土壤碱解氮质量分数作对照，消落带上层土壤碱解氮质量分数降低，差异显著的有样带 1，样带 2，样带 3，样带 4，样带 5，样带 6，样带 8，样带 9，样带 10，样带 11，样带 12，样带 13($P < 0.05$)；中层土壤差异显著的有样带 1，样带 2，样带 4，样带 5，样带 6，样带 7，样带 8，样带 13($P < 0.05$)；下层土壤差异显著的有样带 2，样带 3，样带 6，样带 7，样带 8，样带 10($P < 0.05$)。

硝态氮是植物可直接吸收利用的氮，也是土壤营养评价氮素的定量指标。千岛湖 13 条采样带中，林地土壤硝态氮质量分数为 1.340 6~2.475 5 mg·kg⁻¹，消落带为 1.344 3~3.292 2 mg·kg⁻¹。消落带土壤硝态氮质量分数高于林地土壤。以林地各层土壤硝态氮质量分数作对照，消落带上层土壤硝态氮质量分数增加，差异显著的有样带 2，样带 3，样带 8，样带 9，样带 11，样带 12，样带 13($P < 0.05$)；中层土壤差异显著的有样带 1，样带 4，样带 5，样带 6，样带 8，样带 10，样带 11，样带 13($P < 0.05$)；下层土壤差异显著的有样带 2，样带 3，样带 6，样带 8，样带 10，样带 12($P < 0.05$)。可见消落带硝态氮变化有一定不同，原因分析见讨论部分。

2.2 模型计算结果

依据测试土壤全氮、碱解氮和硝态氮所得数据, 利用最小二乘法建立模型, 建模原理如1.4.1所述, 估算结果为水蚀作用对千岛湖消落带土壤中全氮、碱解氮流失量为: 80.13万t和10.95万t, 硝态氮综合富积量为913.39 t。利用BP神经网络方法建立模型, 建模原理如1.4.2所述, 估算结果为水蚀作用对千岛湖消落带土壤中全氮、碱解氮流失量为: 71.26万t和9.78万t, 硝态氮的综合富积量849.30 t。利

表1 13条采样带上林地与消落带土壤中不同形态氮的质量分数

Table 1 Different forms nitrogen content of 13 sampling sites in the water-level-fluctuation zone and the woodland soils

样带	土层位置	全氮/(g·kg ⁻¹)	碱解氮/(mg·kg ⁻¹)	硝态氮/(mg·kg ⁻¹)
样带1	林地上层	0.412 0 ± 0.000 28	77.526 0 ± 3.285 61	1.362 0 ± 0.000 00
	林地中层	0.342 0 ± 0.001 97	143.766 0 ± 0.573 46	1.354 0 ± 0.005 65
	消落带上层	0.118 0 ± 0.002 05*	13.159 0 ± 1.981 31*	1.369 0 ± 0.000 20
	消落带中层	0.092 0 ± 0.001 62*	14.556 0 ± 1.582 50*	1.366 0 ± 0.005 65*
样带2	林地上层	0.990 0 ± 0.002 40	75.846 0 ± 3.973 94	1.354 0 ± 0.001 41
	林地中层	0.794 0 ± 0.000 84	85.948 0 ± 2.393 56	1.361 0 ± 0.000 00
	林地下层	0.823 0 ± 0.001 62	70.381 0 ± 0.202 94	1.370 0 ± 0.004 24
	消落带上层	0.840 0 ± 0.000 00*	54.726 0 ± 0.589 72*	1.369 0 ± 0.000 00*
	消落带中层	0.768 0 ± 0.000 42	28.550 0 ± 1.556 24*	1.366 0 ± 0.056 54
	消落带下层	0.648 0 ± 0.000 36*	36.251 0 ± 0.601 00*	1.382 0 ± 0.001 41*
样带3	林地上层	0.082 0 ± 0.002 47	24.207 0 ± 0.984 29	1.371 0 ± 0.004 20
	林地中层	0.071 0 ± 0.001 62	35.408 0 ± 2.174 35	1.375 0 ± 0.005 65
	林地下层	0.036 0 ± 0.000 20	29.950 0 ± 2.372 34	1.366 0 ± 0.000 00
	消落带上层	0.056 0 ± 0.000 42	18.611 0 ± 2.179 30*	1.379 0 ± 0.001 41*
	消落带中层	0.039 0 ± 0.000 35*	31.772 0 ± 2.971 26	1.379 5 ± 0.000 70
	消落带下层	0.012 0 ± 0.000 11	16.939 0 ± 0.592 56*	1.382 0 ± 0.001 41*
样带4	林地上层	0.312 0 ± 0.000 14	67.869 0 ± 1.984 29*	1.401 0 ± 0.001 41
	林地中层	0.045 0 ± 0.000 84	38.772 0 ± 0.593 97	1.375 0 ± 0.002 82
	林地下层	0.105 0 ± 0.000 92	12.039 0 ± 1.186 53	1.405 0 ± 0.001 41
	消落带上层	0.291 0 ± 0.001 20*	57.526 0 ± 0.202 23*	1.403 0 ± 0.008 48
	消落带中层	0.031 0 ± 0.000 77*	15.535 0 ± 0.196 57*	1.393 0 ± 0.113 13*
样带5	林地上层	0.270 0 ± 0.001 69	86.060 0 ± 5.866 11	1.411 0 ± 0.002 82
	林地中层	0.326 0 ± 0.001 91	19.595 0 ± 1.977 78	1.409 0 ± 0.008 48
	林地下层	0.152 0 ± 0.002 82	10.493 0 ± 2.967 02	1.405 0 ± 0.004 24
	消落带上层	0.263 0 ± 0.000 98	42.685 0 ± 1.938 43*	1.421 0 ± 0.002 82
	消落带中层	0.123 0 ± 0.001 27*	13.437 0 ± 0.789 53	1.719 0 ± 0.031 11*
	消落带下层	0.034 0 ± 0.000 77*	8.397 0 ± 1.979 12	1.406 0 ± 0.009 89
样带6	林地上层	0.390 0 ± 0.001 06	76.273 0 ± 0.984 29	1.368 0 ± 0.004 24
	林地中层	0.276 0 ± 0.000 84	62.975 0 ± 1.970 00	1.368 0 ± 0.000 20
	林地下层	0.391 0 ± 0.000 91	95.171 0 ± 3.944 95	1.365 5 ± 0.000 70
	消落带上层	0.293 0 ± 0.000 84*	57.529 0 ± 2.732 52*	1.371 0 ± 0.002 82
	消落带中层	0.164 0 ± 0.001 20*	26.313 0 ± 1.373 05*	1.385 0 ± 0.000 00*
	消落带下层	0.115 0 ± 0.000 77*	22.534 0 ± 0.196 57*	1.381 0 ± 0.004 24*

表1 (续)

样带	土层位置	全氮/(g·kg ⁻¹)	碱解氮/(mg·kg ⁻¹)	硝态氮/(mg·kg ⁻¹)
样带 7	林地上层	0.394 0 ± 0.000 42	119.782 0 ± 4.948 52	1.338 0 ± 0.000 02
	林地中层	0.329 0 ± 0.001 48	100.785 0 ± 3.921 00	1.344 0 ± 0.002 82
	林地下层	0.018 4 ± 0.000 24	58.797 0 ± 1.974 95	1.339 9 ± 0.000 14
	消落带上层	0.280 0 ± 0.000 56*	104.963 0 ± 3.568 22*	1.343 5 ± 0.004 94
	消落带中层	0.302 0 ± 0.001 20*	60.183 0 ± 0.035 36*	1.345 4 ± 0.001 41
	消落带下层	0.045 0 ± 0.000 84*	24.355 0 ± 1.184 40*	1.344 0 ± 0.002 82
样带 8	林地上层	0.642 0 ± 0.001 27	54.301 0 ± 2.339 11	2.782 0 ± 0.018 28
	林地中层	0.452 0 ± 0.000 35	24.615 0 ± 0.389 62	2.601 0 ± 0.002 82
	林地下层	0.438 0 ± 0.001 62	26.045 0 ± 0.789 13	2.043 5 ± 0.038 89
	消落带上层	0.446 0 ± 0.000 42*	26.037 0 ± 0.785 59*	3.770 0 ± 0.004 24*
	消落带中层	0.434 0 ± 0.000 41	13.291 0 ± 0.781 35*	3.418 0 ± 0.005 65*
	消落带下层	0.396 0 ± 0.000 91*	9.977 0 ± 0.786 30*	2.688 5 ± 0.006 36*
样带 9	林地上层	0.696 0 ± 0.001 76	144.297 0 ± 0.948 94	1.400 0 ± 0.007 07
	林地中层	0.270 0 ± 0.001 62	52.671 0 ± 2.313 26	1.364 0 ± 0.001 41
	消落带上层	0.330 0 ± 0.0000 35*	72.362 0 ± 3.735 32*	1.821 5 ± 0.567 21*
	消落带中层	0.174 0 ± 0.001 48*	48.572 0 ± 1.250 21	1.441 0 ± 0.121 62
	消落带下层	0.092 0 ± 0.000 77	33.037 0 ± 1.452 10	1.346 0 ± 0.005 65
样带 10	林地上层	0.519 0 ± 0.000 70	103.304 0 ± 5.931 21	1.351 0 ± 0.001 41
	林地中层	0.309 0 ± 0.000 28	25.617 0 ± 0.989 95	1.356 0 ± 0.001 40
	林地下层	0.224 0 ± 0.000 56	20.718 0 ± 0.003 54	1.350 0 ± 0.001 42
	消落带上层	0.339 0 ± 0.000 20*	44.926 0 ± 1.263 00*	1.375 5 ± 0.003 53
	消落带中层	0.227 0 ± 0.002 05*	25.612 0 ± 0.985 70	1.482 0 ± 0.001 41*
	消落带下层	0.115 0 ± 0.001 62*	9.936 0 ± 2.571 74*	1.385 0 ± 0.028 20*
样带 11	林地上层	0.554 0 ± 0.000 07	85.3790 ± 1.972 83	1.5085 ± 0.006 36
	林地中层	0.331 0 ± 0.000 42	44.5650 ± 1.282 69	1.4210 ± 0.005 65
	林地下层	0.256 0 ± 0.003 53	34.9960 ± 1.974 24	1.4565 ± 0.020 50
	消落带上层	0.293 0 ± 0.001 69*	46.4680 ± 1.963 96*	1.7705 ± 0.004 94*
	消落带中层	0.088 0 ± 0.000 42*	42.4140 ± 1.363 10	1.6585 ± 0.016 25*
	消落带下层	0.148 0 ± 0.001 69*	33.7370 ± 0.202 93	1.43660 ± 0.005 65
样带 12	林地上层	0.217 0 ± 0.000 21	70.3950 ± 0.984 29	1.4340 ± 0.002 82
	林地中层	0.136 0 ± 0.000 35	12.1760 ± 0.790 55	1.3895 ± 0.003 53
	林地下层	0.151 0 ± 0.001 83	8.3970 ± 0.198 70	1.3570 ± 0.001 41
	消落带上层	0.194 0 ± 0.000 98*	29.2510 ± 2.173 64*	1.5275 ± 0.004 94*
	消落带中层	0.107 0 ± 0.001 06*	10.3580 ± 2.176 47	1.3470 ± 0.002 82
	消落带下层	0.037 0 ± 0.000 35*	8.2560 ± 1.581 79	1.3845 ± 0.007 77*
样带 13	林地上层	0.704 0 ± 0.002 26	81.4350 ± 1.973 53	1.3630 ± 0.008 48
	林地中层	0.398 0 ± 0.001 48	50.7030 ± 2.011 71	1.4610 ± 0.004 64
	消落带上层	0.548 0 ± 0.001 41*	68.8420 ± 0.004 95*	1.4090 ± 0.005 65*
	消落带中层	0.316 0 ± 0.001 55*	41.0140 ± 0.195 87*	1.4945 ± 0.010 60*
	消落带下层	0.259 0 ± 0.001 55	28.5590 ± 1.977 26	1.3390 ± 0.001 41

说明: 表中值 = 平均数 ± 标准差(N=3); * 表示与对照(林地)相比有显著性差异(P<0.05)。

用偏微分扩散方程建立模型,建模原理如1.4.3所述,估算结果为水蚀作用对千岛湖消落带土壤全氮、碱解氮流失量约为:92.11万t和12.31万t,硝态氮综合富积量1 028.35 t。

3 讨论

库区水位的周期性涨落使消落带成为生态系统中能量循环、物质转换的活跃地带,其生态系统受到来自水、陆两方面的影响。周期性淹没—落干交替作用下的土壤既可能是污染物的汇,也可能是污染物的源^[22]。周期性水淹,一方面使土壤对营养物质的吸附、阻留、沉淀等过程更加活跃,另一方面加速土壤养分的释放、运动和扩散过程,并随之转移到水体,造成土壤养分流失,进而污染水体^[23]。因此,消落带土壤是水体一些营养元素的重要来源。本研究结果表明,水蚀作用造成消落带土壤水土大量流失。将消落带土壤元素变化仅归因于水蚀作用虽然是存在一定的不合理性(可能还和植被减少和雨水冲刷等多种因素有关),但这些影响都无法精确计算,并且消落带植被的减少和水蚀作用也有关,干—湿交替下消落带土壤元素的吸附、释放过程本身就非常复杂,故本研究将水蚀作用作为主要因素考虑,研究所得结果作为一个估算值,提供参考。

3.1 水蚀对消落带土壤氮素的影响

千岛湖为国家级风景旅游名胜区,但据淳安县环保局“九五”“十五”“十一五”近15 a湖水水质检测报告显示,氮含量指标超Ⅲ类水体标准,且呈现逐年增加趋势。本研究通过最小二乘法模型计算结果,消落带土壤中全氮、碱解氮流失量达到80.13万t和10.95万t。消落带全氮、碱解氮的流失不仅使千岛湖消落带土壤肥力退化,生产力衰退,氮素进入水体还会导致藻类及水生植物过量繁殖、水体耗竭和透明度降低,进而影响鱼类生存^[24]。同时,水位涨落期间消落带水流变缓,过量氮加上适宜温度条件水体富营养化的潜在风险明显增加^[25~26]。

而硝态氮在消落带土壤中有所富集。一方面,由于土壤中以硝酸或亚硝酸形态存在的氮素在覆水条件下不易被带负电荷的土壤粒子所固定而易被淋溶与转移^[27],水蚀作用不可避免造成消落带土壤中部分硝态氮的流失。如Jia等^[28]和Pionke等^[29]研究曾指出:降雨期间地下潜流是硝态氮运输与转移的主要途径,随着水的下渗作用,硝态氮会随着渗透水运输转入地下水;另一方面,消落带作为水陆过渡地带,水—土界面存在一个氧化层,矿化作用和硝化反应都在此层发生^[30],这就增加了硝态氮在消落带土壤中富集量。本研究中获得的数据是2种作用的综合结果。富集于水体和消落带土壤中的硝态氮,若不能被植物或微生物快速吸收会发生反硝化作用,产生的氮氧化物(NO, NO₂, N₂O等)是大气臭氧层的重要消耗者,也是温室效应重要的气体源^[31]。由此可见:全氮、碱解氮的流失以及硝态氮的富积对千岛湖的生态环境、对库区及下游人民的生产、生活都会造成严重的影响,迫切需要加强对千岛湖消落带区域的生态环境保护及治理。

目前,对消落带相关问题(特别对三峡消落带)的研究有一些报道。如Ma等^[26]模拟消落带土壤经一次淹没处理后氮的释放量达1.067万t,对水体富营养化贡献为0.271 g·L⁻¹。杨钢^[32]模拟江水浸泡实验,估算三峡库区消落带受淹耕地污染物释放总量为18.15万t。袁辉等^[33]模拟消落带土壤淹没对氮磷释放影响,预测了淹没初期三峡重庆库区开县段高、中、低3个水平消落带土壤氮流失量分别5 479.20 t·a⁻¹,4 683.10 t·a⁻¹和2 802.60 t·a⁻¹。研究者主要以模拟水浸泡土壤实验结合水土流失预测模型的研究,而通过实地检测林地与消落带土壤元素含量差异进而建立数学模型分析预测结果方面的研究还未见报道。

3.2 千岛湖消落带土壤氮素影响的数值模型讨论

拟合最小二乘法通常用于曲线拟合,该法早期应用于行星轨道计算。应用中,利用实验数据直接建立分布函数和二重积分计算模型。该方法简单易懂,由于采样点有限,利用实验数据直接拟合的函数虽与真实元素分布函数存在一定误差,但较为准确。应用BP神经网络方法先对实验数据进行人为分析处理后再进行函数拟合。理论上,所得的结果优于利用实验数据直接进行拟合的结果。但该方法要求较大的样本库,因时间和经费等的限制,实验时选取的采样点相对岛湖湖岸线长度来讲偏少,所以利用该方法计算结果偏低,误差较大。偏微分方程模型是根据分子总是从高浓度向低浓度扩散的物理学原理,结合数学合理性假设及边界条件概念而建立数学方程模型。应用该模型计算总体合理,但由于特定边界条件确定不可控性,模型计算中对这些条件作了近似估算,导致计算结果偏高。相对而言,3种模型计算

方法中,本研究认为最小二乘拟合所得结果较为合理。

4 结论

水蚀作用影响千岛湖消落带不同形态氮元素的分布,对库区及下游人民的生产、生活和环境已经造成了影响。本研究通过代表性土壤样本设置、土壤样本采集、土壤全氮、有效氮和硝态氮化学分析、数值模型建立等工作,估算了水蚀作用对千岛湖消落带土壤不同形态氮元素的流失量。其中依据拟合最小二乘法模型计算结果表明:水蚀作用对千岛湖消落带土壤中全氮、碱解氮的流失量分别为80.13万t和10.95万t,硝态氮的综合富积量为913.39 t。

参考文献:

- [1] VILMUNDARDOTTIR O K, MAGMUSSON B. Shoreline erosion and aeolian deposition along a recently formed hydro-electric reservoir, Blöndulón, Iceland [J]. *Geomorphology*, 2010, **114**: 542 – 555.
- [2] HALE B W, ADAMS M S. Ecosystem management and the conservation of river-floodplain systems [J]. *Landscape & Urban Plan*, 2007, **80**: 23 – 33.
- [3] ÜLO M, YOSHIHIKO H, VALDO K. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds [J]. *Ecol Eng*, 2005, **24**: 421 – 432.
- [4] 王晓荣,程瑞梅,肖文发,等.三峡库区消落带初期土壤养分特征[J].生态学杂志,2010, **29**(2): 281 – 289.
WANG Xiaorong, CHENG Ruimei, XIAO Wenfa, et al. Soil nutrient characteristics in juvenile water-level-fluctuating zone of three gorges reservoir[J]. *Chin J Ecol*, 2010, **29**(2): 281 – 289.
- [5] BATTAGLIA L L, COLLINS B S. Linking hydroperiod and vegetation response in Carolina bay Wetlands [J]. *Plant Ecol*, 2006, **184**(1): 173 – 185.
- [6] AZZA N, DENNY P, KOPPEL J V, et al. Floating mats: their occurrence and influence on shoreline distribution of emergent vegetation [J]. *Freshwater Biol*, 2006, **51**: 1286 – 1297.
- [7] NAKAMURA F, YAMADA H. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan [J]. *Ecol Eng*, 2005, **24**: 539 – 550.
- [8] ANBUMOZHI V, RADHAKRISHNAN J, YAMAJI E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations [J]. *Ecol Eng*, 2005, **24**(5): 517 – 523.
- [9] WISCHMEIER W H, SMITH D D. *Predicting Rainfall-erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation* [R]. Washington D C: United States Department of Agricultural Handbook, 1965: 282.
- [10] YOUNG R A, ONSTAD C A, BOSCH D D, et al. AGNPS: A nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds [J]. *Soil Water Conserv Soc*, 1989, **44**(2): 168 – 173.
- [11] KNISEL W G. *Creams: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosions from Agricultural Management Systems* [R]. Washington D C: USDA Conservation Research Report, 1980, 26 – 640.
- [12] SRINIVASAN R, ENGEL B A, WRIGHT J R, et al. The impact of GIS-derived topographic attributes on the simulation of erosion using AGNPS [J]. *Am Soc Agric Eng*, 1994, **10**(4): 561 – 566.
- [13] JABBAR M T, CAI Chongfa, SHI Zhihua, et al. Application of geo-information technology in the study of soil and nutrients loss by water erosion for three different land cover [J]. *Am J Appl Sci*, 2005, **2**(6): 1065 – 1072.
- [14] 洪伟,吴承祯.闽东南土壤流失人工神经网络预报研究[J].土壤侵蚀与水土保持学报,1997, **3**(3): 52 – 57.
HONG Wei, WU Chengzhen. Study on the soil loss prediction by artificial neural network in southeast Fujian [J]. *J Soil Water Conserv*, 1997, **3**(3): 52 – 57.
- [15] YANG Wude, WANG Zhaoqian, SUI Guoping, et al. Quantitative determination of red-soil erosion by an Eu tracer method [J]. *Soil Tillage Res*, 2008, **101**: 52 – 56.
- [16] 文军,罗献宝,骆东奇,等.千岛湖水体生态风险胁迫因子氮、磷预测模型应用研究[J].水土保持研究,2005, **12**(6): 65 – 67.
WEN Jun, LUO Xianbao, LUO Dongqi, et al. Application research of ecological risk stressors:nitrogen and phosphorus forecasting models of water body of Qiandao Lake [J]. *Res Soil Water Conserv*, 2005, **12**(6): 65 – 67.

- [17] 王强, 唐路法, 阮晓, 等. 千岛湖生态环境建设方略[M]. 北京: 中国大百科全书出版社, 2012.
- [18] 姚荣江, 杨劲松, 姜龙. 黄河三角洲土壤盐分空间变异性与合理采样数研究[J]. 水土保持学报, 2006, **20**(6): 89 – 94.
YAO Rongjiang, YANG Jinsong, QIANG Long. Study on spatial variability and appropriate sampling quantity of soil salinity in yellow river delta [J]. *J Soil Water Conserv*, 2006, **20**(6): 89 – 94.
- [19] 马天. 偏微分方程的理论与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2011; 7 – 15.
- [20] 范韶峰, 吕军, 俞劲炎. 氮磷的农业非点源污染防治方法[J]. 水土保持学报, 2004, **18**(1): 122 – 125.
FAN Shaofeng, LÜ Jun, YU Jinyan. Methods of prevention and cure to ANPSP caused by nitrogen and phosphorous [J]. *J Soil Water Conserv*, 2004, **18**(1): 122 – 125.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [22] 詹艳慧, 王里奥, 焦艳静. 三峡库区消落带土壤氮素吸附释放规律[J]. 重庆大学学报: 自然科学版, 2006, **29**(8): 10 – 13.
ZHAN Yanhui, WANG Li'ao, JIAO Yanjing. Adsorption & release of nitrogen of soils in three gorges reservoir [J]. *J Chongqing Univ Nat Sci Ed*, 2006, **29**(8): 10 – 13.
- [23] 范小华, 谢德体, 魏朝富. 水、土环境变化下消落区生态环境问题研究[J]. 中国农学通报, 2006, **22**(10): 373 – 379.
FAN Xiaohua, XIE Deti, WEI Chaofu. Study on the ecological environmental problems of the riparian zone under interactions of the soil and water [J]. *Chin Agric Sci Bull*, 2006, **22**(10): 373 – 379.
- [24] WU Junjie, BERNARDO D J, MAPP H P, et al. An evaluation of nitrogen runoff and leaching potential in the High Plains [J]. *J Soil Water Conserv*, 1987, **52**(1): 73 – 80.
- [25] 许川, 舒为群, 曹佳, 等. 三峡库区消落带富营养化及其危害预测和防治[J]. 长江流域资源与环境, 2005, **14**(4): 440 – 444.
XU Chuan, SHU Weiqun, CAO Jia, et al. Forecast of aquatic eutrophication and its harms and the prevention countermeasures in water-level-fluctuating zone of the three gorges reservoir [J]. *Resour Environ Yangtze Basin*, 2005, **14**(4): 440 – 444.
- [26] MA Limin, YUAN Jing, SUN Xiaojin, et al. Spatial distribution and release of nitrogen in soils in the water fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir [J]. *J Food Agric & Environ*, 2012, **10**(1): 787 – 791.
- [27] TAN C S, DRURY C F, REYNOLDS W D, et al. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation [J]. *Agric, Ecosys & Environ*, 2002, **93**: 121 – 130.
- [28] JIA Haiyan, LEI Alin, LEI Junshan, et al. Effects of hydrological processes on nitrogen loss in purple soil [J]. *Agric Water Manage*, 2007, **89**: 89 – 97.
- [29] PIONKE H B, GBUREK W J, SHARPLEY A N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin [J]. *Ecol Eng*, 2000, **14**: 325 – 335.
- [30] PATRICK W H, REDDY K R. Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and sediments: dependence on oxygen supply and ammonia diffusion [J]. *J Environ Qual*, 1976, **5**: 469 – 472.
- [31] BYRNES B H. Environment effects of N fertilizer use: an overview [J]. *Fertil Res*, 1990, **26**: 209 – 215.
- [32] 杨钢. 三峡库区受淹土壤污染物释放量的试验研究[J]. 水土保持学报, 2004, **18**(1): 111 – 114.
YANG Gang. Experimental study on contaminant release of flooded soils in three gorges reservoir [J]. *J Soil Water Conserv*, 2004, **18**(1): 111 – 114.
- [33] 袁辉, 黄川, 崔志强, 等. 三峡库区消落带与水环境响应关系预测[J]. 重庆大学学报: 自然科学版, 2007, **30**(9): 134 – 138.
YUAN Hui, HUANG Chuan, CUI Zhiqiang, et al. Forecast of the relation between the water quality and the wet-dry zone of the Three Gorges area [J]. *J Chongqing Univ Nat Sci Ed*, 2007, **30**(9): 134 – 138.