

干旱区草型湖泊悬浮固体浓度及水深的遥感与分析

于瑞宏¹, 刘廷玺², 李畅游², 许有鹏¹

(1. 南京大学 城市与资源学系, 江苏 南京 210093;

2. 内蒙古农业大学 水利与土木建筑工程学院, 内蒙古 呼和浩特 010018)

摘要:本文以干旱区草型湖泊乌梁素海为研究区,以1986~2004年间8个典型年的同期多波段Landsat ETM/TM遥感图像数据及2002~2004年的实测数据为信息源,应用多光谱混合分析法建立了悬浮固体浓度S与通过TM1、TM2、TM3三波段反射率计算求得的高悬浮固体成分比例之间的关系方程。经过应用分析得出:乌梁素海悬浮固体浓度总趋势逐年增加;1991年后各典型年悬浮固体浓度呈现出口大于入口,入口又大于海中的特点,且悬浮固体浓度与水环境因子的变化特征基本一致;2002年年内,悬浮固体浓度呈现秋初大于冬初,冬初又大于夏初的特点。此外,应用水深遥感原理,通过遥感图像多波段反射率组合的优化对比,建立了水深Z与前3个波段反射率组合的回归方程,结果表明乌梁素海生物填平速度呈逐年增加趋势,水深的空间分布呈现出从南到北递减的趋势,而水底形态呈现出从南至北递增的趋势。

关键词:干旱区;草型湖泊;悬浮固体浓度;水深;遥感

中图分类号:S524

文献标识码:A

我国东北、西北、华北的大部分地区都处于干旱半干旱区,而气候区划也多属温带大陆性季风气候,因此在该种特殊气候的长期影响下,这些地区的湖泊也渐变成为一种特殊类型,即干旱区草型湖泊。正是由于这种特殊的湖泊类型最终导致此类湖泊水环境特征的相似性,这种相似性主要体现在干旱区草型湖泊的演化主要受到湖泊悬浮固体浓度及水深的空间变化、水草及芦苇的生长和沼泽化进程的影响。因此,就湖泊演化特征而言,干旱区草型湖泊明显区别于滇池等高原淡水湖泊及太湖等湿润区淡水湖泊^[1-2]。据调查,我国北方干旱区湖泊,如居延海、乌梁素海、哈素海、岱海、黄旗海、达里诺尔、科尔沁沼泽地区、呼伦湖自然保护区及青海湖等都已不同程度地受到水污染及富营养化的危害^[3],因此为了延长湖泊的自然寿命并实现湖泊资源的永续利用,研究干旱区草型湖泊水环境演变特性,摸清悬浮固体浓度和水深的变化规律,对于控制湖泊水污染和富营养化,保护水资源与改善水环境都具有不可估量的作用和意义。

1 研究区基本概况

乌梁素海位于内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗境内,属黄河内蒙段最大的湖泊(图1)。地理位置为北纬 $40^{\circ}36' \sim 41^{\circ}03'$,东经 $108^{\circ}43' \sim 108^{\circ}57'$,水面面积约 333.479km^2 (据2002年8月29日卫片解译),湖泊水位控制高程1018.5m,水深0.5~3m,其中水深为0.8~1.0m的面积约占80%,蓄水量2.5~3亿 m^3 。乌梁素海是河套灌区排灌水系的重要组成部分,是当地农田退水、工业污水和生活废水的唯一承泄渠道,而且对河套灌区节水灌溉工程正常运行和控制盐碱化起着关键性的作用。

收稿日期:2004-07-23

资助项目:国家自然科学基金(50269001,50169002);内蒙古自然科学基金(200208020512);内蒙古“十五”科技攻关(20010103)

作者简介:于瑞宏(1978-),女,内蒙古人,博士生,主要从事干旱区水环境分析与水污染控制研究。

E-mail:yrh0108@163.com

由于它地处北方干旱区，加之上游污水的过量排入，已经导致相同水位下的湖面逐年萎缩，湖底泥沙淤积严重，且由原来的淡水湖逐渐演变成如今的污水湖。现阶段乌梁素海的生态结构已十分脆弱，如果不进行积极的治理与保护，巨大的水生植物资源、渔业资源、鸟类资源和旅游资源都会不同程度地受到损失，根据湖泊自然演化规律并按照现状污染趋势推测，它将在30年内变成芦苇沼泽地与盐碱滩，那时我国北方一个大型湿地多功能系统将遭到严重破坏。

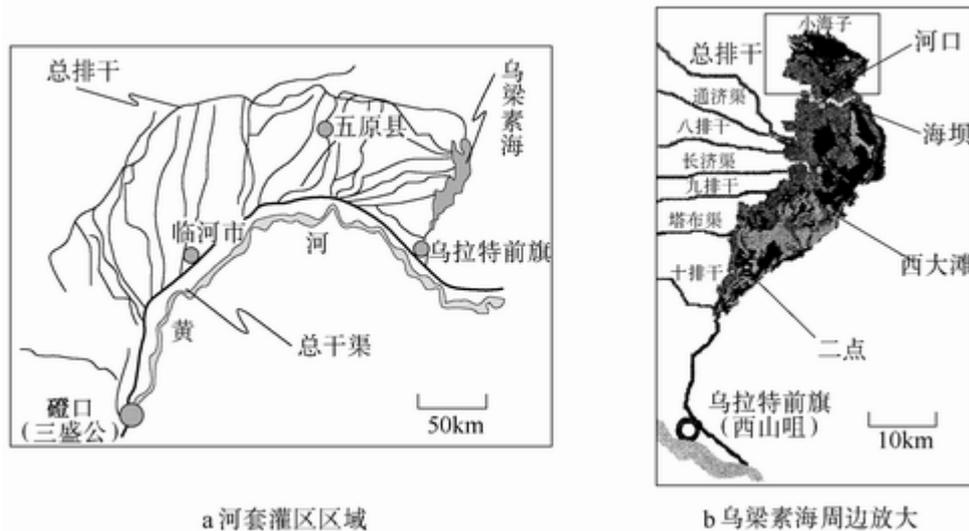


图1 乌梁素海地理位置

2 悬浮固体浓度的遥感解译与分析

2.1 悬浮固体浓度遥感原理 卫星遥感在大面积水域悬浮泥沙定量研究中占有很大优势，通过遥感影像可以快速、准确的获得水体反射率R数据。水体中由于固体悬浮物的含量不同，对辐射的吸收和散射也不同，因此，运用遥感方法测定水体悬浮物的关键问题是建立水体反射率R及同悬浮固体浓度S之间的关系，即

$$S=f(R) \text{ 或 } R=f'(S) \quad (1)$$

由于水体反射率R与辐射亮度N成正比，因此，辐射亮度N同悬浮固体浓度S之间的定量关系也可以求得^[4]。

2.2 悬浮固体浓度的遥感解译与分析 利用遥感影像数据估计(推定)悬浮固体浓度需经过①建立多光谱分析模型；②建立回归模型；③估计(推定)悬浮固体浓度3个步骤。

2.2.1 多光谱混合分析法 1993年Metres就曾利用多波段影像光谱混合分析法得出光谱混合模型，用来计算亚马逊河的悬浮固体浓度^[5]。多光谱混合分析就是应用像元点多光谱信息，采用最优化模型计算出像元中不同悬浮固体成分比例的最佳解。它能够充分利用多波段的光谱信息，而又较少依赖于实测数据。

本文应用有限多光谱混合分析模型^[6]求解成分向量 F_{ij} 。同一像元内不同成分的光谱线性混合可用以下线性向量——矩阵方程的数学方法描述

$$N_{ij} = Ef_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (2)$$

式中： F_{ij} 是第*i*, *j*像元*L*个成分分量组成的向量， $\{f_{ijl}; l=1, 2, \dots, L\}$ ； E 是 $K \times L$ 维矩阵，其中每列包含一个成分光谱向量； N_{ij} 是第*i*, *j*像元含*K*个元素的光谱向量， $\{n_{ijk}; k=1, 2, \dots, K\}$ ， K 为波段数；附加项 ε_{ij} 代表残差向量。由于下脚标*ij*表示像元(*i*, *j*)，其后意义相同，为标记方便以下均省略，方程受以下条件约束

$$\begin{cases} \sum_{l=1}^L f_l = 1 \\ 0 \leq f_l \leq 1 \end{cases} \quad (3)$$

本文选取卫星影像TM1、TM2、TM3三个波段的反射率数据作为向量*N*的各分量，即 $K=3$ ， $N=[n_1 \ n_2 \ n_3]^T$ ；选取像元的最低和最高悬浮固体成分所占的比例 f_{lo} 和 f_{high} 组成*F*向量，即 $L=2$ ， $F=[f_{low} \ f_{high}]^T$ ；选取实测最低和最高悬浮固体浓度测点在同期卫片上所对应的TM1、TM2、TM3波段的反射率作为矩阵*E*的各个分量。上述方程中由于*K*大于*L*，不能直接求出给定像元(*i*, *j*)中最高和最低悬浮固体浓度的比例 f_{high} 和 f_{lo} ，于是可通过以下非线性规划

目标函数：

$$\min z = \sum_{k=1}^K \varepsilon_k^2 = \sum_{k=1}^K [n_k - (EF)_k]^2 \quad (4)$$

约束条件：

$$\begin{cases} 0 \leq f_l \leq 1; l=1, 2, \dots, L \\ \sum_{l=1}^L f_l = 1 \end{cases} \quad (5)$$

求得*F*的最佳解。

本文采用非线性规划中的拟牛顿迭代法求解模型(4)、(5)，亦即求得了像元中最高和最低悬浮固体成分比例 f_{high} 和 f_{lo} 的最佳解。

2.2.2 悬浮固体浓度的回归估值模型 为了计算悬浮固体浓度，需要获取不同悬浮固体浓度水体的光谱特征，据此建立悬浮固体浓度的遥感回归估值模型。也就是根据计算求得的各取样点处高悬浮固体成分所占比例与实测的悬浮固体浓度数据，利用多元非线性统计回归分析技术建立二者之间的关系模型。

乌梁素海悬浮固体主要为砂泥质粉沙、泥质粉沙和粉沙质泥，中值粒径为0.04~0.05mm，为了获取与影像同时相的实测悬浮固体浓度数据，我们于2002年11月9日在乌梁素海全域取了6个水样(包括最清洁和最污染的区域)，另外在乌梁素海退水渠入黄河口水污染最严重处取1个水样，并测试了它们的悬浮固体浓度。但由于本次实测最小悬浮固体浓度为4.5mg/l，而2003年11月9日的实测最小值为0.4mg/l，为了准确地推定湖泊不同时空域内的悬浮固体浓度，本文也将该点包括在内。同时，从同期卫片上找出8个水样取样点处所对应的TM1、TM2、TM3

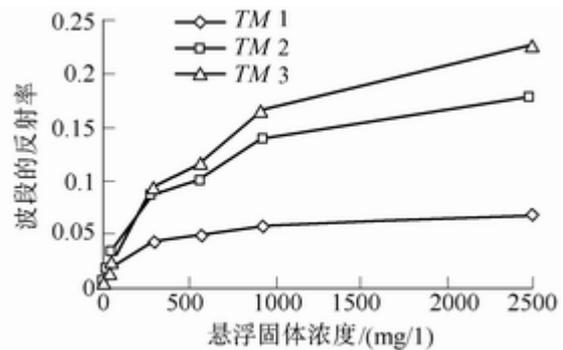


图2 乌梁素海悬浮固体浓度与波段反射率的关系

波段的反射率，示于图2。从图2中可以看出，随着悬浮固体浓度的增大，各波段的反射率也趋势增加，但TM1、TM2波段对低悬浮固体浓度变化较敏感，TM3对高悬浮固体浓度变化较为敏感，所以三波段组合可以应用于不同悬浮固体浓度的水体。由于2003年11月实测最低悬浮固体浓度0.4mg/l在同期卫片上所对应的TM1、TM2、TM3波段的反射率为 $[0.004361 \ 0.001245 \ 0.008961]^T$ ，2002年11月实测最高悬浮固体浓度2484.6mg/l测点在同期卫片上所对应的TM1、TM2、TM3波段的反射率为 $[0.068 \ 0.178 \ 0.223]^T$ ，两向量便组成矩阵E的各个分量。即

$$E = \begin{bmatrix} 0.004361 & 0.068 \\ 0.001245 & 0.178 \\ 0.008961 & 0.223 \end{bmatrix}$$

，进而将0.4mg/l和2484.6mg/l作为像元分解的终端组分，把其它各像元作为这两

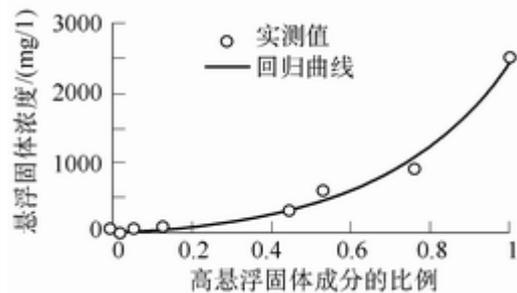
种成分的混合，以此来计算剩余6处取样点各个像元所含的低浓度成份的比例 f_{lo} 和高浓度成份的比例 f_{high} 。但由于水体光谱反射率与悬浮固体浓度的非线性关系^[7]，随着悬浮固体浓度的增加，反射率(或高浓度成份的比例 f_{high})增长速度减慢，同时考虑到 f_{lo} 与 f_{high} 为非独立性变量($f_{lo}=1-f_{high}$)，所以本文以实测悬浮固体浓度S为因变量， f_{high} 为自变量，进行非线性回归分析，得出校正回归曲线，其回归方程为

$$S=89.83e^{3.34/f_{high}}-89.44 \quad (6)$$

将有限多光谱混合分析法计算出的8个采样点处的 f_{high} 结果代入式(6)，便可计算出该点的悬浮固体浓度S'值(见图3)。为检验计算精度，将有已知值的各试验点的实测值与计算值进行比较，得出计算值与实测值之间的误差 $\Delta S_i=|S_i-S'_i|$ ，二者之间的平均误差为39.84，相关系数为0.997。

从图3和回归结果可以看出，回归效果较好，这说明遥感估值模型(6)拟合的合理准确。

2.2.3 悬浮固体浓度回归估值模型的检验 回归估值方程式(6)是以冬季实测数据为基础建立起来的，为了检验它的估值精度和稳定性，并将其进一步拓展应用于其它季节，本文选择2003年8月24日与2004年8月26日在乌梁素海全域均匀布设的25个水样点处的悬浮固体浓度和同期卫片数据对式(6)进行了检验。即用多光谱混合分析法计算出2个时间点25个采样点处的 f_{high} 值，将其代入式(6)，计算出各



25个采样点处的 f_{high} 值, 将其代入式(6), 计算出各点的悬浮固体浓度值 S' 。图4给出了2003、2004年

图3 乌梁素海悬浮固体浓度与高浓度成分比例的关系

25个水样点处悬浮固体浓度的实测值与计算值的对比关系, 表1给出了概略检验结果。从图4和表1可以看出, 最大估计误差 $\Delta S_i = |S_i - S'_i|$ 为19.5, 平均估计误差为2.0, 估计均方误差为3.91; 最大相对估计误差 $\Delta S_i/S_i \times 100\%$ 为36.4%, 平均相对估计误差为9.93%, 小于10%; 相对估计误差小于15%的比率为70%, 小于30%的比率为96%。计算值与实测值非常接近, 两者的相关系数为0.989。这说明遥感估值模型(6)合理准确, 式(4)、(5)、(6)可用于估计(或推定)乌梁素海其它年份不同季节的悬浮固体浓度。

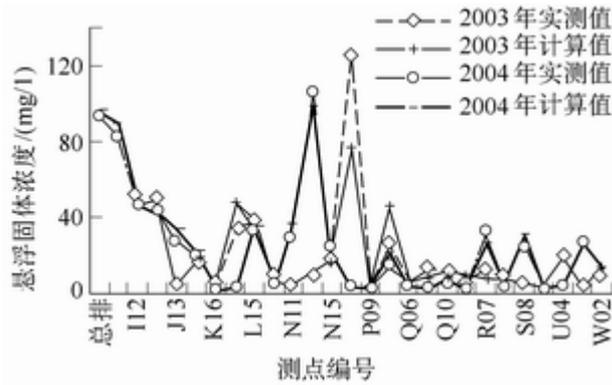


图4 乌梁素海悬浮固体浓度实测值与计算值的对比

表1 乌梁素海悬浮固体浓度回归估值模型的概略检验结果

| 项目 | 实测值 | 计算值 | 误差 | 绝对误差 |
|-----|-------|-------|-------|-------|
| 最大值 | 125.3 | 105.7 | 19.5 | 36.4 |
| 最小值 | 1.013 | 1.014 | 0.001 | 0.146 |
| 平均值 | 19.3 | 19.0 | 2.0 | 9.93 |
| 标准差 | 24.6 | 22.5 | 3.4 | 7.4 |

2.2.4 悬浮固体浓度的遥感估值与分析 农田退水、生活污水及工业废水是乌梁素海的主要污染源, 大量的退水颗粒物质、污染物质和富营养物质在此空间不断输移、扩散、交换和再分配, 此消彼长, 改变着水体的反射系数, 导致悬浮固体浓度的变化。由于水域中含有较多的无机与有机悬浮粒子, 其粒径远远大于光波波长, 因此粒子的散射服从米氏散射定律, 散射系数与波长无关。

本文选取1986、1987、1991、1996、2000、2002、2003、2004年这8个典型年夏季的卫片信息以及2002年3个季节(因冬季结冰, 未能研究)的卫片信息, 在乌梁素海入口、海中(二点, 见图1)、出口各处各选定3个点; 此外, 根据2002年11月9日的卫片, 以纬度和经度均为1' 网格线剖分全湖, 选取54个网格交点为估值点, 然后用有限多光谱混合分析模型(4)和(5)计算出年内及年际各空间点处的 f_{high} 值, 将其代入回归估值模型(6), 便可估计出不同时间空间点处的悬浮固体浓度值 S' 。

(a) 悬浮固体浓度的年际变化特征。根据8个典型年夏季在乌梁素海入口、海中、出口三处悬浮固体浓度平均值的计算结果，绘制了乌梁素海不同位置悬浮固体浓度的历年变化，同湖泊平均水位的历年变化一同示于图5。由图5可以看出：

(1) 1986~2002年，乌梁素海悬浮固体浓度总趋势逐年增加，尤其是1996年以后增加速度更快；但由于2003年开始引黄河水补给乌梁素海，2004年又在总排干、八

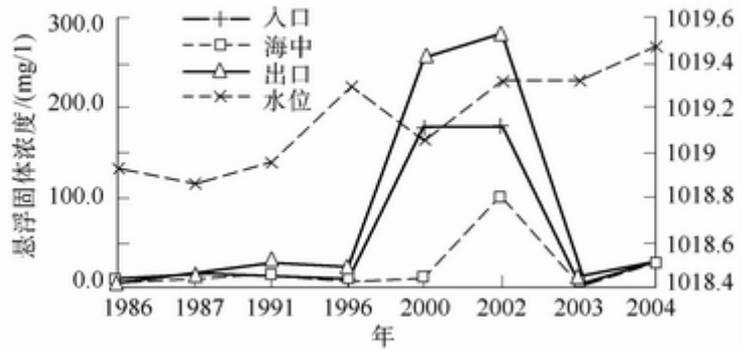


图5 乌梁素海不同位置悬浮固体浓度的历年变化

排干、七分场处开设乌梁素海专用补水渠，春季从黄河引水补给乌梁素海，再加上2003年、2004年的洪水入湖补给量也很大，因此导致2003年、2004年的悬浮固体浓度显著下降，返回到1986年、1991年的相应水平，但由于2003年、2004年水位分别比1986年、1991年高出0.395m和0.501m，因此尽管湖泊水质相比2002年有了明显的改善，但相同水位下依然趋于恶化，同时悬浮固体浓度也受湖泊水位的影响呈现出一定的波动性。

(2) 自1991年以后，各年悬浮固体浓度呈现出口>入口>海中(湖泊内部)的特点，多年来，海中悬浮固体浓度较低，平均约2.6mg/l~100.8mg/l左右，最低值为1.3mg/l，最高值为124.0mg/l;湖泊出口处悬浮固体浓度较高，平均约10.8mg/l~771.3mg/l左右，最低值为5.3mg/l，最高可达1188.0mg/l;入口介于海中与出口之间，平均约3.1mg/l~179.4mg/l左右，最低值为2.4mg/l，最高可达492.3mg/l。出现上述现象的原因是河套灌区农田排水，以及沿途纳入巴彦淖尔市及五原县的工业和生活废水，导致入口处水污染严重，悬浮固体较多；而入湖污水经过湖泊内水草和芦苇的吸收净化，加上海中水体流速降低，造成固体颗粒的大量沉积，因此湖中水环境已有明显改善，悬浮固体浓度相应降低；然而，随着1991年以来，尤其是1996年后湖中芦苇面积的不断增长，湖泊东南部造纸厂迅速兴起，污水未经处理直接排入湖泊出口上游，于是又导致出口处悬浮固体浓度急剧升高。1986年和1987年之所以例外，是由于1986年湖泊东南部造纸厂尚未建成，则该年平均悬浮固体浓度呈现出入口8.8mg/l>海中4.2mg/l>出口3.1mg/l的自然净化特点;1987年已建成一处小型造纸厂，因造纸厂污水的排入，则该年平均悬浮固体浓度呈现出入口13.8mg/l>出口12.5mg/l>海中9.9mg/l的特点，出口的悬浮固体浓度已开始大于海中。

(3) 进一步从各典型年悬浮固体浓度与其它水环境因子的对比(见图6)可以看出，悬浮固体浓度的与水环境因子的变化特征是基本一致的。例如，2002年以前，入口与出口悬浮固体浓度之差基本上逐渐增大，相应矿化度之差也大体上呈同步增加的趋势；另外，耗氧量、总氮、总磷等富营养化主控因子与悬浮固体浓度的变化同步，而透明度、溶解氧则与悬浮固体浓度的变化恰好相反。2003年以后，湖泊悬浮固体浓度与富营养化主控因子相比2002年已有明显改善，这是因为2003年乌梁素海通过河套灌区总排干沟引入黄河水1400万m³，2004年春季又通过

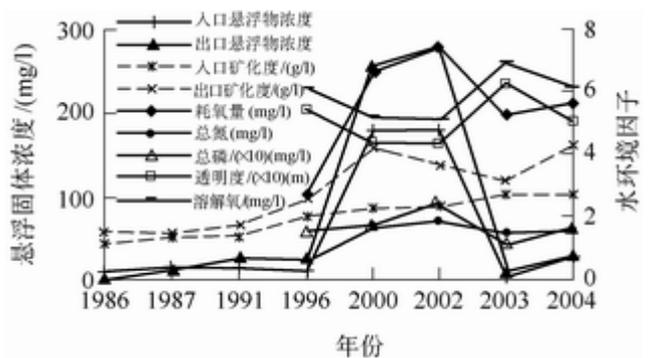


图6 乌梁素海各典型年悬浮固体浓度与其它水环境因子的对比

专用补水渠引水 5100万m^3 ，从而冲淡了污染物，净化了乌梁素海的水环境。但总体而言，随着湖泊富营养盐的不断积累及其在湖中的不断积累和转化，水体富营养化依然很严重，尤其1996年以后，水体富营养化程度已超过湖泊自净能力，水质恶化趋势更加明显。因此，治理河套灌区农田退水污染、控制总排干沟工业废水的不断排入依然是乌梁素海水环境改善的重要课题。

(b) 悬浮固体浓度的季变化特征。根据2002年夏初(5月25日)、秋初(8月29日)、冬初(11月9日)3个季节乌梁素海入口、海中、出口3处计算悬浮固体浓度的平均值，绘制了2002年乌梁素海不同位置悬浮固体浓度与全湖平均水环境因子的季变化关系图(见图7)。由图7可以看出：

(1) 各季节悬浮固体浓度的空间变化呈现出出口>入口>海中的特征，其规律与1991年以后的年变化特征相同。

(2) 各位置悬浮固体浓度季节变化，秋初(8月29日)>冬初(11月9日)>夏初(5月25日)。这是因为夏初湖水解冻不久，湖中悬浮固体经过一冬天的沉淀，使得夏初水质条件较好；然而秋初，因夏季河套灌区灌溉用水量且受乌梁素海周边山区洪水径流的影响，

各种悬浮物质随排水沟及洪水流入乌梁素海，因而导致秋初悬浮固体浓度最大；到了冬初，由于秋季流入乌梁素海的各种水量相比夏季已明显减少，且夏秋季入湖水量经过湖泊的不断净化和水草的吸收，导致悬浮固体浓度已明显减弱。

(3) 进一步从3个季节的悬浮固体浓度与同期水环境因子的对比可以看出，悬浮固体浓度与水环境因子的变化特征是完全一致的(悬浮固体浓度增加，则总磷、总氮、耗氧量增加，而透明度和溶解氧降低)。

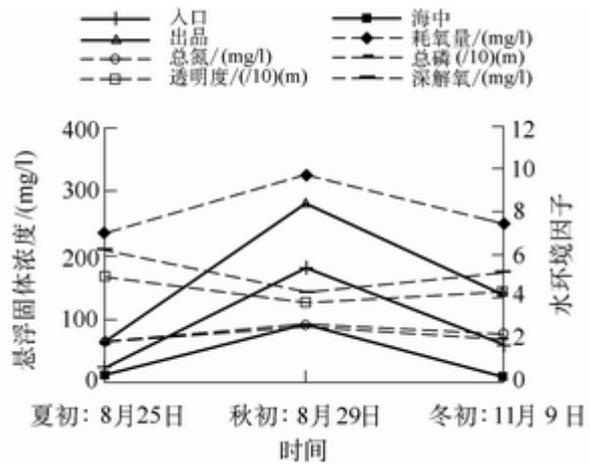


图7 乌梁素海不同位置悬浮固体浓度与全湖平均水环境因子的季变化关系

(c) 2002年冬季悬浮固体浓度的空间变化特征。根据2002年11月9日54个空间点悬浮固体浓度的计算值,应用Golden Surer软件绘制了乌梁素海悬浮固体浓度等值线图,见图8。

由图8可知,悬浮固体浓度最大值为1188.0mg/l,最小值为2.9mg/l。悬浮固体浓度大于200mg/l的区域主要分布在排污口及芦苇密集地(见图1),悬浮固体浓度小于50mg/l的水域分布在海坝以南密集水草区、部分明水区(包括海壕)以及水流速度快的地方。

另外,按照悬浮物的来源及成因,悬浮固体浓度分布表现为:在主排干,八排干,九排干,十排干入乌梁素海处及其周边,由于受芦苇和水草生长的阻隔,水体较浅,水流稳定,加之污水中营养盐的不断富集,悬浮固体浓度较大;随着悬浮物向下游海壕的移动,明水区面积扩宽,芦苇及水生生物阻隔减小,水深逐渐加大,水流速度相应加快,因此海中悬浮物浓度较上游排污口减小。

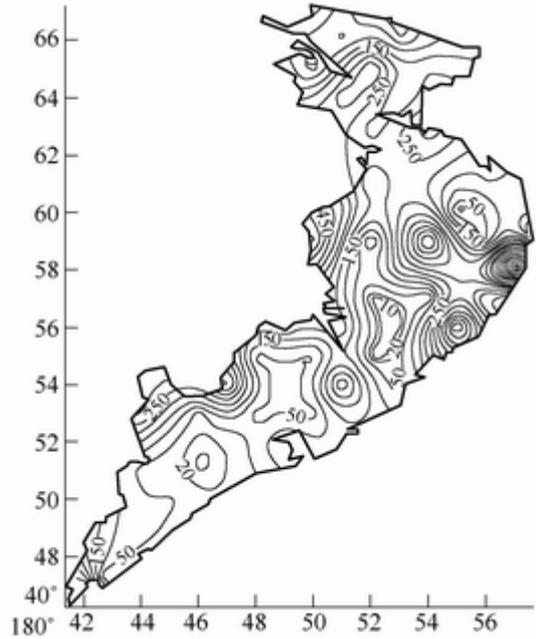


图8 乌梁素海悬浮固体浓度等值线

作者基于遗传算法的投影寻踪评价模型^[8],按照5项水质指标对乌梁素海水环境状况进行评价分析,将乌梁素海分为3种区域,其结果与计算的悬浮固体浓度分布状况完全相符。

3 水深的遥感解译与分析

3.1 水深遥感的基本原理 进入水体内的光受到水体及底质的吸收和散射,随着水深的加大,光的能量受到水分子、溶解物及水中粒状物(有机和无机)吸收以及悬浮颗粒的散射而逐渐衰减,这种衰减作用可表达为

$$T_r = e^{-\alpha z} \tag{7}$$

式中: T_r 为入射辐射量在水深 Z 处的分量; α 为光的衰减系数。

Jupp^[9]考虑了底质反射的影响而对该式作了更广义的变换处理,其表达式为

$$L_E = (e^{-2Kz})L_b + (1 - e^{-2Kz})L_w \tag{8}$$

式中: L_E 为水体的辐射量; L_b 为底质上没有上覆水层时的辐射量; L_w 为深水辐射量; K 为水体的有效衰减系数。

因为反射率正比于辐射量,所以上述Jupp提出的水体辐射量可以正规化处理为反射率值,即:

$$R_E = (e^{-2Kz})R_b + (1 - e^{-2Kz})R_w \tag{9}$$

式中: R_E 为水体的反射量; R_b 为底质上没有上覆水层时的反射量; R_w 为深水反射率。

式(9)反映出水深的反射率 R_E 与光在水中衰减程度(水深)成线性关系,其模式可概化为

$$R_E = K_1 e^{-k_2 z} \text{ 或者 } Z = a_0 + a_1 \ln(R_E) \quad (10)$$

3.2 水深遥感估值模式的建立 浅湖的遥感响应包含了水深、底质成分、水质和大气条件等多因素的贡献。当水体足够清澈,底质比较均一,大气条件较好时,可根据遥感图像的灰度值与光在水中的衰减程度(水深)之间的线性关系式(10),推算出水深值^[10]。然而,干旱区草型湖泊水深很浅,水中多长有沉水植物及芦苇,水色及底质空间分布也不均匀,因此很难用单波段反射率理论模式来刻画,应考虑多光谱反射率的组合来模拟确定水深遥感估值模式。大量研究表明,虽然水体的衰减系数和底部反射率的绝对值随水体类型和底质种类不同有很大差异,但两个波段的底部反射率比值却不随底部物质的种类而变化,两个波段衰减系数的差值对不同类型的水体也基本保持稳定。也就是说,通过卫片两个波段反射率的比值可以消除底质物质与水体类型的影响,这样就可以利用两个波段的比值统计模式求取水深,即

$$\frac{n_i}{n_j} = k_1 e^{-k_2 z} \text{ 或者 } Z = a_0 + a_1 \ln\left(\frac{n_i}{n_j}\right) \quad (11)$$

由于干旱区草型湖泊最大水深一般不超过3m,水体类型与底质空间变异性较大,任何单一波段水深估值模式(10)或者两波段组合估值模式(11)都不能奏效。因此采用多波段及其相互组合的多元对数线性模式,即

$$Z = a_0 + \sum_i a_i \ln(n_i) + \sum_{i,j < 7} b_{ij} \ln\left(\frac{n_i}{n_j}\right) + \sum_{i,j < 7} c_{ij} \ln(n_i \times n_j) \quad (12)$$

或者直接近似为线性关系

$$Z = a_0 + \sum_i a_i n_i + \sum_{i,j < 7} b_{ij} \frac{n_i}{n_j} + \sum_{i,j < 7} c_{ij} n_i n_j \quad (13)$$

本文利用乌梁素海2002年11月9日的水深实测资料与当日卫星图像前三波段反射率数据TM1、TM2、TM3及其相互间的运算数据TM3/TM2、TM2/TM1、TM3×TM2，绘制了它们之间的关系，示于图9，由图9可以看出：TM2、TM3/TM2在水深大于1.2m时，随着水深的增加而增加；而水深小于1.2m时，基本稳定，这说明它们能很好地反映深水特性。而TM3×TM2与TM2/TM1在水深小于1.4m时，随着水深的增加而减少；但水深大于1.4m时，多数数据变化较平稳，这说明它们对浅水特性反映明显。因此本文选取TM2、TM3/TM2、TM2/TM1和TM3×TM2及它们的对数变量为自变量，水深Z为因变量进行回归分析，求得乌梁素

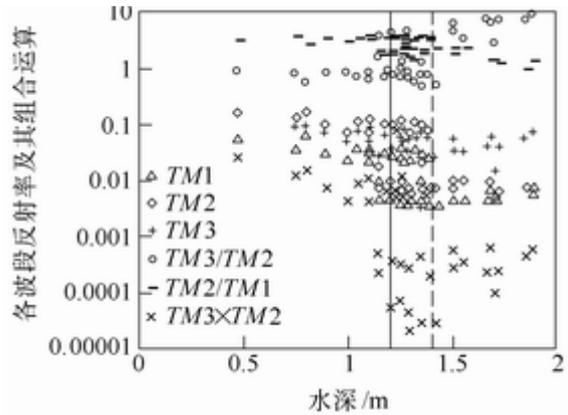


图9 乌梁素海实测水深与各波段反射率及其组合值的关系

海水深值Z的最佳模式1、最佳模式2，其回归方程、相关系数R和均方误D分别为

$$Z = 1.265 + 3.482TM2 + 6.385 \times 10^{-2} \frac{TM3}{TM2} - 3.706 \times 10^{-2} \frac{TM2}{TM1} - 54.590TM3 \times TM2$$

$$R=0.86, D=0.16 \tag{14}$$

$$Z = 1.148 + 0.1370\ln(TM2) + 0.1762\ln\left(\frac{TM3}{TM2}\right) - 0.1600\ln\left(\frac{TM2}{TM1}\right) - 0.1011\ln(TM3 \times TM2)$$

$$R=0.71, D=0.19 \tag{15}$$

此外，为了对比分析，只以TM3/TM2为自变量，水深Z为因变量进行对数回归分析，得出利用TM3/TM2信息推求乌梁素海水深值Z的模式3，其相关系数R为0.66，均方误D为0.22，回归方程为

$$Z = 1.2178 + 0.1987\ln\left(\frac{TM3}{TM2}\right) \tag{16}$$

将利用回归模式1、2、3求得的水深值与实测水深一起绘入图10，可以看出，无论深水区或浅水区，模式1都拟合的很好，而模式2、3拟合浅水时效果极差，因此在干旱区浅水湖泊，且沉水植物丰富的情况下，应选择模式1来估计水深值。

3.3 水深遥感估值模式的检验 回归估值方程式(14)是以冬季实测数据为基础建立起来的，为了检验它的估值精度和估值的稳定性，并进一步将其

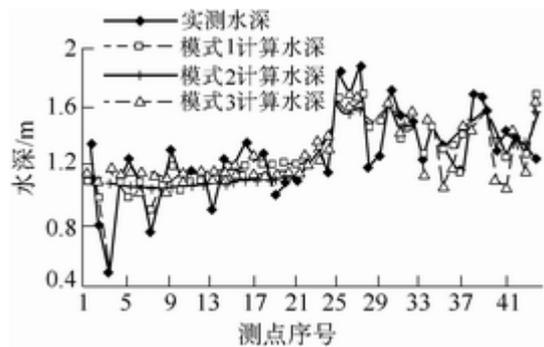


图10 乌梁素海计算水深与实测水深的对比

拓展应用于其它季节。本文选择2003年8月24日与2004年8月26日在乌梁素海全域均匀布设的25个水样点处的实测水深和同期卫片数据对式(14)进行了检验。即用两个时间点25个采样点处的卫片3个波段反射率数据TM1、TM2、TM3值,将其代入式(14),计算出该点的水深 Z' 值。图11给出了2003年8月与2004年8月25个水样点水深的实测值与计算值的对比关系,表2给出了概略检验结果。从图11和表2可以看出,最大估计误差 $\Delta Z_i = |Z_i - Z'_i|$ 为0.480m,平均估计误差为0.131,估计均方误为0.22;最大相对估计误差 $\Delta Z_i / Z_i \times 100\%$ 为55.2%,平均相对估计误差为9.3%,小于10%;绝对估计误差小于15%的比率为76%,小于30%的比率为94%。计算值与实测值非常接近,两者的相关系数为0.834。这说明水深遥感估值模型(14)合理准确,可用于估计(或推定)乌梁素海其它年份不同季节的水深。

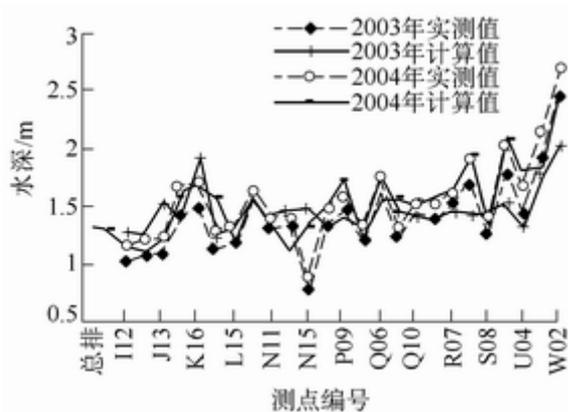


图11 乌梁素海水深实测值与计算值的对比

表2 乌梁素海水深遥感估值模型的概略检验结果

| 项目 | 实测值 | 计算值 | 误差 | 相对误差(%) |
|-----|-------|-------|-------|---------|
| 最大值 | 2.71 | 2.441 | 0.480 | 55.2 |
| 最小值 | 0.87 | 1.097 | 0.005 | 0.3 |
| 平均值 | 1.557 | 1.542 | 0.131 | 9.3 |
| 标准差 | 0.371 | 0.326 | 0.119 | 1.325 |

3.4 水深的遥感估值与分析 本文根据1986、1987、1991、1996、2000、2002、2003、2004年这8个典型年夏季卫片信息,在乌梁素海芦苇区、明水区、密集水草区、沼泽区、浅水区等6个类型区分别选择3个点;此外根据2002年11月9日卫片,以纬度和经度均为1'网格线剖分全湖,在54个网格交点处,用遥感模式(14)计算了历年各空间点处的水深值。

表3 乌梁素海各典型年计算平均水深及其湖底平均升幅

| 年份 | 水位/m | 计算平均水深/m | 平均湖底高程/m | 相邻典型年间 平均湖底升幅/mm | 相邻典型年 间隔年数 | 相邻典型年间多 年平均升幅/mm |
|------|----------|----------|----------|---------------------|---------------|---------------------|
| 1986 | 1018.92 | 1.289 | 1017.631 | | | |
| 1987 | 1018.86 | 1.225 | 1017.635 | 4 | 1 | 4.0 |
| 1991 | 1018.96 | 1.291 | 1017.669 | 34 | 4 | 8.5 |
| 1996 | 1019.29 | 1.574 | 1017.716 | 47 | 5 | 9.4 |
| 2000 | 1019.05 | 1.297 | 1017.753 | 37 | 4 | 9.2 |
| 2002 | 1019.31 | 1.528 | 1017.782 | 29 | 2 | 14.5 |
| 2003 | 1019.315 | 1.520 | 1017.795 | 13 | 1 | 13 |
| 2004 | 1019.461 | 1.657 | 1017.804 | 9 | 1 | 9 |

3.4.1 湖底淤积速度的演变趋势 根据8个典型年夏季乌梁素海各类型区水深的计算平均值,以历年各类型区面积为权求得全湖平均水深,同时根据历年卫片观测日的湖泊水位,计算了相邻典型年间平均湖底升

幅以及多年平均升幅(尽管实测水深只能精确到cm,但计算水深是依据水深遥感估值模式计算出的,确立估值模式时隐含了测量误差的平滑效应,可以部分消除实地观测中读数偏小或偏大产生的误差,因此,表中的水深精度取到mm级),一并列入表3。

由表3可以看出,乌梁素海18年间湖底平均升高了173mm,年平均升幅9.61mm,且湖底淤积呈逐年增加趋势,这是因为随着湖泊富营养化的不断加剧,湖中芦苇区、密集水草区的面积和生物量以及沼泽区面积都在不断增加,水草茎叶、根系腐烂促进了生物填平作用,使湖底升高。另外,根据1986年与2004年各类型区平均计算水深和水位,统计了各类型区18年平均湖底升高速度,按照浅水区、明水区、芦苇区、密集水草区、沼泽区逐渐增大,分别为0mm、7.71mm、13.62mm、14.37mm、31.45mm。这也充分说明,如果乌梁素海的水污染继续加重,富营养化得不到有效治理和控制,将有更多的明水区和浅水区转化为水草区、芦苇区或沼泽区,而湖底生物填平作用也将日益加剧。因而,乌梁素海的水环境治理已刻不容缓。

3.4.2 2002年水深的空间变化特征 根据2002年11月9日乌梁素海54个空间点处的计算水深,应用Golden Surfer软件绘制了计算水深的等值线图(图12),及体现水底淤积状况的三维视图(图13)。

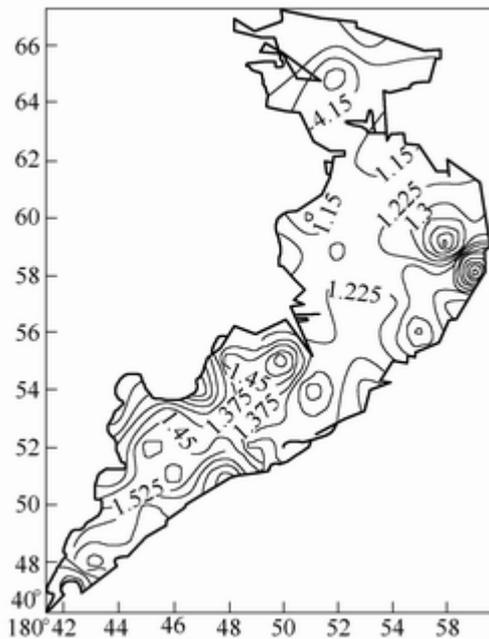


图12 2002年11月乌梁素海计算水深等值线

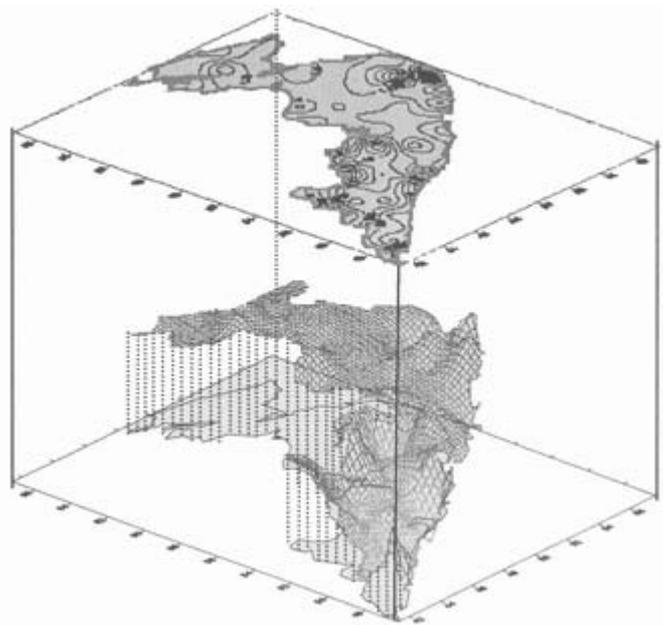


图13 2002年11月乌梁素海水深三维视图

由图12和图13可总结出:乌梁素海水深的空间分布呈现出从南到北递减的趋势,而水底形态呈现出从南至北递增的趋势;水草从南向北渐见密集,厚度趋势增加;芦苇、水草的生长与水深有着密切的关系,在近似静止的湖面,水深小于1.33m的水域,芦苇、水草生长茂密,水深大于1.33m的水域,水草疏松,厚度较小;在流动湖面区,水深小于1.72m的区域,芦苇长势较好,平均密度为45株/m²,但明显小于静止湖面的密度85株/m²,水草厚度和密集程度较静止湖面为小,水深大于1.72m的水域即海壕,一般没有水生植物生长,水面开阔为明水区。

4 结论

(1) 本文采用有限光谱混合分析法建立了干旱区草型湖泊乌梁素海悬浮固体浓度 S 与应用卫片不同波段影像反射率求得的高悬浮固体成分比例 f_{high} 的关系方程: $S = 89.83e^{3.34f_{high}} - 89.44$, 据此方程推测了8个典型年湖泊不同位置的悬浮固体浓度, 并分析出: ①乌梁素海悬浮固体浓度总趋势逐年增加, 1996年以后增加速度更快, 同时受湖泊水位的影响而呈现一定的波动性; ②1991年以后, 各典型年悬浮固体浓度呈现出出口>入口>海中的特点; ③悬浮固体浓度与水环境因子的变化特征是基本一致的, 水体富营养化日趋严重, 目前, 水体中各种富营养指标已超过湖泊的自净能力, 水质恶化趋势更加明显; ④2002年各季节悬浮固体浓度的空间变化呈现出出口>入口>海中的特点, 各位置悬浮固体浓度的季节变化, 呈现出秋初>冬初>夏初的特点; ⑤2002年11月悬浮固体浓度的空间变化特征为: 在主排干、八排干、九排干、十排干入乌梁素海排污口及其周边, 悬浮固体浓度较大; 随着悬浮物向下游海壕的移动, 水深逐渐加大, 水流速度相应加快, 悬浮固体浓度较上游排污口减小。此外, 由以上分析可以推知, 湖泊水位、出入口位置、水环境因子、水流速度、季节变化等是干旱区草型湖泊悬浮固体浓度的影响因素。该方程的建立方法尽管基于乌梁素海, 但对其它干旱区草型湖泊均可借鉴应用, 应用时只需根据实际的最大最小悬浮固体含量调整方程中的参数, 即可得到适于当地湖泊的悬浮固体浓度方程。

(2) 通过卫片多波段反射率组合的优化对比, 建立了乌梁素海水深 Z 与 $TM2$ 、 $TM3/TM2$ 、 $TM2/TM1$ 和 $TM3 \times TM2$ 的回归方程

为: $Z = 1.265 + 3.482TM2 + 6.385 \times 10^{-2} \frac{TM3}{TM2} - 3.706 \times 10^{-2} \frac{TM2}{TM1} - 54.590TM3 \times TM2$ 。通过应用得

出: 乌梁素海生物填平速度呈逐年增加趋势, 浅水区、明水区、芦苇区、密集水草区、沼泽区年平均湖底升幅分别为0mm、7.71mm、13.62mm、14.37mm、31.45mm, 水深的空间分布呈现出从南到北递减的趋势, 而水底形态呈现出从南至北递增的趋势。

(3) 干旱区草型湖泊中, 水深对水草、芦苇长势和产量有着明显的影响, 因此, 可以通过调节湖泊水位来适度控制水草的生长及芦苇相连成片。

本文以干旱区草型湖泊乌梁素海为例, 应用遥感原理, 分析了该湖泊悬浮固体浓度与水深的变化特征, 鉴于干旱区草型湖泊的相似特性, 本文采用的方法同样适用于其它同类湖泊。

参考文献:

- [1] 杨健强. 滇池污染的治理和生态保护[J]. 水利学报, 2001, (5):17-21.
- [2] 张运林, 秦伯强. 太湖水环境的演变研究[J]. 海洋湖沼通报, 2001, (2):8-15.
- [3] 内蒙古自治区环境监测中心站. 1999年~2000年内蒙古自治区环境状况公告[R], 呼和浩特: 内蒙古自治区环境监测中心站, 1999~2002.
- [4] 曹文熙, 钟其英. 南海水色遥感的主因子分析[J]. 遥感学报, 1999, 3(2):112-115.
- [5] Mertes L A K, Smith M O and Adams J B. Estimating Suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images [J]. Remote Sensing of Environment, 1993, 43:281-301.
- [6] 刘政凯, 岑曙炜. 成像光谱遥感图象的有限光谱混合分析[J]. 环境遥感, 1996, 11(1):32-37.

- [7] Kirk J T O. The upwelling light stream in natural water [J]. *Limnology and Oceanography*, 1989, 34:1410-1425.
- [8] 李畅游, 于瑞宏, 高瑞忠, 张伟林. 基于遗传算法的乌梁素海水环境的投影寻踪评价[J]. *内蒙古农业大学学报*, 2003, 4(1):1-6.
- [9] 梅安新, 彭望录, 秦其明, 刘慧平. 遥感导论[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [10] Hinton J C. Application of engenvektor analysis to remote sensing of coastal water quality [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1991, 12:1441-1460

Analysis of suspended sediment concentration and water depth in grass type lakes by means of remote sensing

YU Rui-hong¹, LIU Ting-xi², LI Chang-you², XU You-peng¹

(1. Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China)

Abstract: The remote sensing image data in the period of 1986 to 2004 and the in situ observation data from 2002 to 2004 are used to analysis the suspended sediment concentration and water depth in the Wuliangshuai Lake located in arid district of Inner Mongolia, China. The relationship between suspended sediment concentration and the composition of solid suspension calculated according to the reflectivity of waves TM1, TM2 and TM3 is established. The analysis result shows that the concentration of solid suspension increases year after year, the concentration at the exit is higher than that at the entrance and the concentration at the entrance is higher than that in lake. This variation agrees with the change of the characteristics of water environmental factors. Furthermore, the regressive relationship between water depth and reflectivity is established according to the satellite remote sensing images. It is concluded that the biological fill up rate of the lake is increasing and the water depth in the lake exhibits decreasing trend from north to south.

Key words: suspended sediment concentration; water depth; grass type lakes; arid district; remote sensing

(责任编辑: 吕斌秀)