

石羊河下游民勤绿洲地下水矿化度的时空变异

李小玉¹, 宋冬梅², 肖笃宁^{1,3}

(1. 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所, 兰州 730000;

2. 中国科学院地理科学与资源环境研究所, 北京 100101;

3. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110161)

摘要: 结合地理信息系统, 运用地统计学方法研究石羊河下游民勤绿洲近 15 年来的地下水矿化度的时空变异规律及其与土地利用变化的关系。结果表明: (1) 在 1987 年和 2001 年的两个时期地下水矿化度的实验变异函数值与理论变异函数拟合较好, F 检验达到极显著水平; (2) 地下水矿化度在 4 km 以下小尺度上的随机变异 SHR 特别小, 而在 4~40 km 的中尺度上的结构性变异 SHA 达 99.9%, 可以认为研究区域内地下水矿化度在整个尺度上具有恒定的变异; (3) Kriging 插值及其与同期的绿洲景观类型图进行叠加运算表明, 在变化趋势上, 除坝区东南部略有下降外, 整个绿洲地下水矿化度都增大, 北部湖区最显著; 在变化面积上, 地下水矿化度在 3.0 g/L 以下的面积从 1987 年的 75.26% 降到了 2001 年的 58.54%; 而其 >4.5 g/L 的绿洲主要集中在湖区。地下水矿化度较低区域的耕地面积减少, 而地下水矿化度 3.0 g/L 以上的耕地面积从 7.03% 增加到了 14.32%, 特别是湖区, 地下水的矿化已严重威胁到了耕地的存在。

关键词: 地下水矿化度; 地统计学; 空间异质性; GIS; 民勤绿洲

在干旱区, 人类生存依托之地唯一就是绿洲, 其面积虽仅占干旱区土地面积的 4%~5%, 但却集中了该区域 90% 以上的人口与 95% 以上的社会财富, 是该区域的精华所在^[1]。水是绿洲的依存基础, 水资源的空间分布格局决定了绿洲景观格局的空间分布^[2]。

石羊河流域是河西地区开发较早、水资源利用程度最高的区域^[3], 随着人口的增加和社会经济的发展, 耕地面积不断扩大, 水资源需求大幅度增长, 开发利用程度不断提高, 中下游用水失去平衡, 导致下游水量锐减, 不得不过量开采地下水, 引发了水位下降、水质恶化、植被死亡和耕地撂荒等一系列环境问题, 严重影响了下游民勤绿洲社会经济的发展。民勤绿洲由于地下水的过度超采, 使得地下水位下降 4~17 m, 形成总面积达 1000 km² 的大型区域水位下降漏斗。随着水资源重复利用率的不提高, 使地下水经历了较为强烈的水岩相互作用, 尤其是在土壤层中的盐分溶滤作用及水在渠系、河道和土壤层中的蒸发作用, 使得地下水中的盐分不断积累、浓缩, 矿化度上升, 咸化严重。在民勤盆地河流上游, 地下水为淡水, 但在河流下游的平原区, 地下水矿化度达到每升几克至十几克。近 20 年来地下水水质盐化还呈现溯源现象, 不断向上游发展。据石羊河流域民勤灌区监测, 地下水矿化度达到 2.0~3.0 g/L 的面积, 平均每年向上游扩展 2~6 km^[4]。

本文选择石羊河流域下游民勤绿洲, 利用地统计学的半变异函数定量研究地下水矿化度的空间变异特征, 确定其空间变异的尺度, 进一步分析引起变异的生态过程, 以揭示经典统计方法难以发现的规律, 更深刻、更全面地理解地下水水质恶化的空间特征。

收稿日期: 2004-06-28; 修订日期: 2004-11-23

基金项目: 国家自然科学基金项目 (90102004; 40401062) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No. 90102004; No.40401062]

作者简介: 李小玉 (1976-), 男, 甘肃会宁人, 博士生, 主要研究方向为景观生态学。E-mail: lixy76@163.com

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

民勤绿洲总面积约 2745 km², 位于 102°45'~103°55'E, 38°20'~39°10' N 之间, 地处巴丹吉林和腾格里两大沙漠的相接壤地带, 海拔在 1400~2100 m 之间, 属于干旱的大陆型内陆气候区域, 具有降水量少、降水变率大、年内分配不均、蒸发量大和干旱时段明显等特点。年均降水量仅有 115 mm 左右, 而蒸发量高达 2644 mm, 且风大沙多, 8 级以上大风年均 28 d, 沙尘暴日数年均 37 d。发源于祁连山的石羊河流经永昌—武威盆地后穿过红崖山进入民勤盆地, 民勤绿洲沿石羊河两岸分布。绿洲内土壤类型主要为绿洲灌淤土, 作物以春小麦、夏玉米等粮食作物为主, 同时棉花、籽瓜、茴香等经济作物也有较大种植面积。

1.2 研究方法

1.2.1 样点数据及其处理 利用甘肃省地质矿产局与民勤县水利局的 89 个观测井 1987 年和 2001 年的地下水年平均矿化度资料, 通过 ArcGIS 形成点文件, 并进行投影与坐标转换, 生成用于地统计分析的样点分布图 (图 1), 然后将相应样点的地下水矿化度数据输入到计算机形成与样点地理数据匹配的的属性数据。

1.2.2 地统计学方法 地统计学是在传统统计学基础上发展起来的的空间分析方法, 不仅能够有效地揭示属性变量在空间上的分布、变异和相关特征, 而且可以将空间格局与生态过程联系起来, 有效地解释空间格局对生态过程与功能的影响^[5]。由于地统计学的特点及其在格局与生态过程研究中的优越性, 其应用范围已由当初的地质学领域逐渐推广到土壤学、生态学和水资源等领域^[6~11]。

变异函数是地统计学的基本工具, 为区域变量 $z(x_i)$ 和 $z(x_i + h_i)$ 增量平方的数学期望, 即区域化变量的方差。其通式为:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

式中: $\gamma(h)$ 为变异函数; h 为步长, 即为了减少各样点组合对的空间距离个数而对其进行分类的样点空间间隔距离; $N(h)$ 为间隔距离为 h 时的样点对数; $z(x_i)$ 和 $z(x_i + h)$ 分别是变量 z 在空间位置 x_i 和 $x_i + h$ 上的取值。步长 h 的大小对变异函数有很大的影响, 若步长过大, 则小尺度上的自相关关系将会被掩盖; 若其过小, 则会出现许多空的分类组, 或者使得分类组包含的样本数太少而不能反映实际情况。需要说明的是, 变异函数只有在样点最大间隔距离的 1/2 内才有意义。

要使变异函数的理论模型真实地描述变量的变化规律, 在建立理论模型过程中要对模型进行最优拟合。地统计学中的拟合过程主要包括 3 个步骤, 即确定曲线类型, 参数最优估计, 最优曲线的确定。本研究中步长以 4 km 为间距, 即 4, 8, ..., 40 km, 共 10 组组距, 40 km 小于样点间最大距离 (91.45 km) 的一半。通过对不同模型的运行比较表明, 民勤绿洲地下水矿化度的实际变异函数值与球形模型 (spherical model) 的拟合效果最好。球形模型的变程等于相关距离 a , 模型的一般公式为

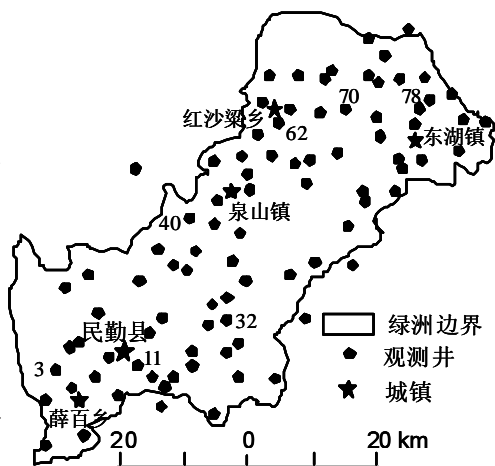


图 1 民勤绿洲地下水矿化度观测井分布图
Fig. 1 Distribution of sampling wells for monitoring groundwater mineralization in Minqin oasis

$$\gamma(h) = \begin{cases} 0 & h = 0 \\ C_0 + C \left(\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \frac{h^3}{a^3} \right) & 0 < h \leq a \\ C_0 + C & h > a \end{cases} \quad (2)$$

式中: C_0 为块金值 (nugget); $C_0 + C$ 为基台值 (sill); a 为相关距离 (correlation length)。

通过样本数据建立变异函数理论模型, 仅仅进行参数的最优估计是不够的, 还必须对回归模型进行显著性检验。实际变异函数值 $\gamma(h_i)$ 和理论模型计算出的变异函数值 $\hat{\gamma}(h_i)$ 之差称为残差, 残差平方和 (Residual Sums of Squares, RSS), 即

$$RSS = \sum_{i=1}^n [\gamma(h_i) - \hat{\gamma}(h_i)]^2 \quad (3)$$

式中: RSS 是回归精度的重要参数, 其取值愈小, 说明实际观测值与回归线靠近, 拟合曲线与实际配合愈好。决定系数 R^2 , 同样用于判断回归模型拟合的好坏, 其计算公式为

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [r(h_i) - \overline{r(h)}]^2}{\sum_{i=1}^n [r(h_i) - \overline{r(h)}]^2} \quad (4)$$

式中: $r(h_i)$ 为实际变异函数值, $\hat{r}(h_i)$ 为理论模型计算出的变异函数值, $\overline{r(h)}$ 为实际变异函数平均值。 R^2 越大, 该回归模型配合的理论曲线精度越高。而对于决定系数 R^2 多大, 回归模型才有价值, 则需要进行 R^2 的 F 检验, F 检验决定系数的统计量为

$$F = \frac{R^2}{1 - R^2} \times \frac{N - k}{k - 1} \quad (5)$$

式中: k 为回归模型中自变量的个数, R^2 为决定系数。

分维数 D 也是用于表示变异函数特性的一个重要参数, 由变异函数 $r(h)$ 和步长 h 之间的关系确定, 即

$$2r(h) = h^{4-2D} \quad (6)$$

上式取双对数后, 对双对数曲线进行线性回归, 得到回归直线的斜率 k 。分维数可用斜率 k 估算

$$D = (4 - k)/2 \quad (7)$$

式中: 分维数 D 的大小, 表示变异函数曲线的曲率。不同变量 D 值之间的比较, 可以确定空间异质性的程度。

在 ArcGIS 的 Geostatistical Analyst 地统计模块支持下, 采用普通克里格插值法 (Ordinary Kriging) 进行空间插值, 得到两个时期地下水矿化度的空间分布图, 在此基础上, 利用同期的绿洲景观类型图进行叠加运算, 分别计算出了不同时期不同矿化程度的地下水在各类不同绿洲景观中的分布面积。

2 结果与分析

2.1 地下水矿化度的年际变化分析

为了具体分析地下水矿化度在近 15 年来的年际变化规律, 在研究区从南到北选取了 7 个典型观测井 (图 1 中标号者), 以其各年矿化度 (图 2) 的平均值分别与地表来水量、耕地数量、人口、降水量、蒸发量、粮食作物种植比例、经济作物种植比例、粮食产量、

农村用电量 (90%以上用于机井灌溉) 等 9 个可能对地下水矿化度有较大影响的因素进行相关分析。结果表明, 近 15 年来地下水矿化度与人口、耕地面积、粮食产量的相关性最高, 分别达 0.98、0.96 和 0.95, 其次为农村用电量、粮食作物种植比例、经济作物种植比例和地表来水量, 相关系数依次为 0.89、-0.86、0.83 和 -0.80, 而与降水量和蒸发量的相关系数较低, 仅为 0.11 和 -0.2。由此可以看出, 绿洲人口数量和农业生产活动对地下水矿化度有着很大影响, 同时, 不断减少的地表来水量和日益加强的地下水开采程度也是造成地下水矿化度不断增加的主要因素。而绿洲东南部地下水矿化度的降低则与该区域的地层结构有着密切的关系, 上咸下淡型的地下水分布使得其矿化度随着地下水位的不断降低而出现降低趋势。总之, 尽管民勤绿洲地下水矿化度的变化受许多因素的影响, 但从总体变化来看, 除绿洲东南部呈降低趋势之外, 其他观测井的矿化度都呈不同程度的逐年升高趋势 (图 2)。因此, 在下面的研究中选择各观测井 1987 年和 2001 年两个时期的矿化度资料进行时空变异分析。

2.2 不同时期地下水矿化度的描述性统计分析

1987 年和 2001 年两个时期样本的算术平均值和中值的差异都较小, 但变异系数较大 (表 1), 1987 年和 2001 年分别为 42.17% 和 48.66%, 地下水矿化度变异趋势增大, 极差增加。变异函数的计算一般要求数据符合正态分布, 否则可能存在比例效应^[5-7]。单样本柯尔莫哥洛夫-斯米诺夫 (One-sample Kolomogorov-Semirnov (KS)) 检验表明, 1987 年和 2001 年的矿化度均符合正态分布, 可直接用于变异函数分析。偏度系数为正值, 表明分布曲线向左侧倾斜, 右侧拖尾, 且这种趋势随时间不断增强, 表明部分区域地下水矿化趋势增强显著。

2.3 地下水矿化度的空间结构分析

根据公式 (1) 计算出 1987 年和 2001 年民勤绿洲地下水矿化度的实验变异函数值, 经理论模型的最优拟合发现它们的最佳拟合模型均为球形模型 (spherical model) (图 3), 理论变异函数与实验变异函数拟合较好, 由公式 (3) 和 (4) 计算出它们的残差平方和分别为 0.0002 和 0.0022, 接近 0, 决定系数分别为 0.980 和 0.908, F 检验 (由公式(5)计算得出) 达到极显著水平 (表 2), 说明理论模型很好地反映了地下水矿化度的空间结构特征。

地统计学理论认为, 描述景观空间异质性的变量 Z 可分解成两部分, 即自相关部分 (SH_A) 和随机部分 (SH_R), SH_A 和 SH_R 可通过变异函数分析而量化。由空间自相关部分引起的空间异质性 SH_A 属于由变异函数 $\gamma(h)$ 定义的空间相关变程 a 的范围之内, 在尺度上对应于中尺度。由随机部分引起的空间异质性 SH_R 出现在小尺度上, 可以认为是小于分辨率尺度上的变异总和。因此, 它可由块金方差 (C_0) 表示。此外, SH_A 和 SH_R 对空间总异质性 $SH(Z)$ 的相对贡献是负相关的。

表 1 地下水矿化度的描述性统计分析及正态分布检验

Tab. 1 Results of groundwater mineralization for descriptive statistics and K-S test

矿化度	最小值	最大值	平均值	极差	中值	标准差	变异系数	偏度	峰度	K-S 值
1987 年	0.98	4.88	2.4263	3.90	2.43	1.0232	42.17	0.316	-0.901	1.302
2001 年	1.14	6.14	2.9179	5.00	2.76	1.4178	48.66	0.609	-0.698	1.496

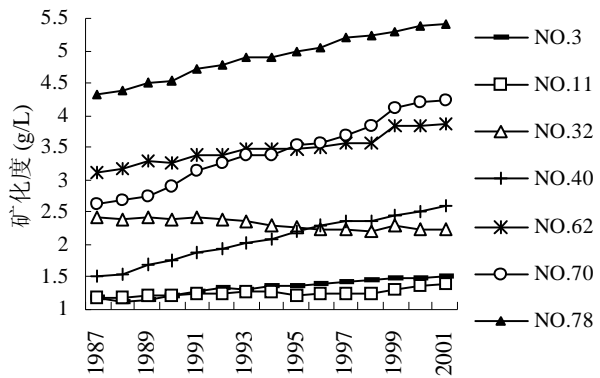


图 2 民勤绿洲典型观测井地下水矿化度逐年变化分析
Fig. 2 Groundwater mineralization of some typical wells

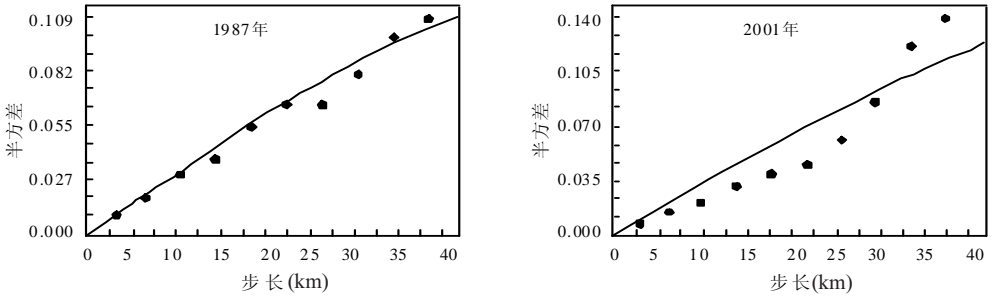


图 3 1987 年和 2001 年民勤绿洲地下水矿化度的变异函数曲线图

Fig. 3 The semivariograms and its theory models of groundwater mineralization in 1987 and 2001

表 2 地下水矿化度变异函数理论模型的相关参数、分维数和 F 检验

Tab. 2 Parameters of theoretical variogram models for mineralization and their F-test, fractal dimensions

矿化度	理论模型	块金值	基台值	块金值/基台值 (%)	变程	决定系数 R ²	残差平方和 RSS	F 检验	分维数 D
1987 年	球形模型	0.0001	0.1302	0.08	63.56	0.980	0.0002	392.00**	1.530
2001 年	球形模型	0.0001	0.1932	0.05	91.00	0.908	0.0022	78.96**	1.461

**为 F 检验 $\alpha \geq 0.01$ 的显著水平, Significance at $\alpha \geq 0.01$ level.

基台值 ($C_0 + C$)、块金值 (C_0) 和分数维 (D) 均可以描述空间异质性程度。基台值 ($C_0 + C$) 表示系统属性或区域化变量最大变异, 其值越大表示总的空间异质性程度越高。但当不同的区域化变量相比较时, 基台值 $C_0 + C$ 并不有效, 因为基台值受自身因素和测量单位的影响较大。块金值 (C_0) 表示随机部分的空间异质性 SH_R , 较大的块金方差值表明较小尺度上的某种过程不可忽视^[12], 但其不能用于比较不同变量间的随机性方面的差异。但是用块金值与基台值之比 ($C_0/(C_0 + C)$) 来反映块金方差占总空间异质性变异的大小却非常有意义^[13]。如果该比值较高, 说明随机部分引起的空间异质性程度 SH_R 起主要作用, 如果比值接近于 1, 则所研究的变量在整个尺度上具有恒定的变异。由于分数维 D 表示变异函数 $r(h)$ 曲线的曲率大小, 因此, D 值越大, 由空间自相关部分引起的空间异质性 SH_A 越高。 D 值是一个无量纲数, 因此可对不同变量 D 值进行比较, 以确定空间异质性程度^[2]。

在民勤绿洲, 地下水矿化度的随机变异 1987 年和 2001 年分别仅有 0.08% 和 0.05%, 说明在 4 km 以下小尺度上的随机变异 SH_R 特别小, 而在 4-40 km 的中尺度上, 由空间自相关引起的结构性变异 SH_A 达 99.9%, 接近 1, 可以认为研究区域内地下水矿化度在整个尺度上具有恒定的变异, 完全由中尺度上的自相关部分 SH_A 引起。可以看出, 地下水矿化度的分布在此研究尺度上具有极强的空间自相关和格局。这种现象与研究区的实际情况完全符合, 地下水的矿化程度主要由地质构造和人类对地下水的开发利用所决定, 而这些都是中尺度或大尺度上的因素。

变程是指变异函数达到基台值所对应的距离, 其反映属性因子空间自相关范围的大小, 它与观测尺度以及在取样尺度上影响地下水矿化度的各种生态过程相互作用有关^[2]。在变程之内, 变量具有空间自相关特性, 反之则不存在。所以, 变程提供了研究某种属性相似范围的一种测度。在民勤绿洲, 地下水矿化度的空间自相关范围较大, 变程 1987 年为 63.56 km, 2001 年增加到了 91.00 km, 表明人类活动对地下水矿化度的影响范围扩大, 使其自相关范围增大; 而超过变程范围, 则其空间相关性消失。变程的大小充分反映出了民勤绿洲地下水的开采利用和矿化度的分布特征, 绿洲南部坝区地下水水质较好, 矿化度低, 而北部湖区由于尾间湖的沉积矿化度最高, 中部泉山区居中, 在各个灌区内部其自相关性最强。分维数 D 值 1987 年和 2001 年都较高, 分别达到 1.530 和 1.461, 说明由空间自相关部分引起的空间异质性 SH_A 高。

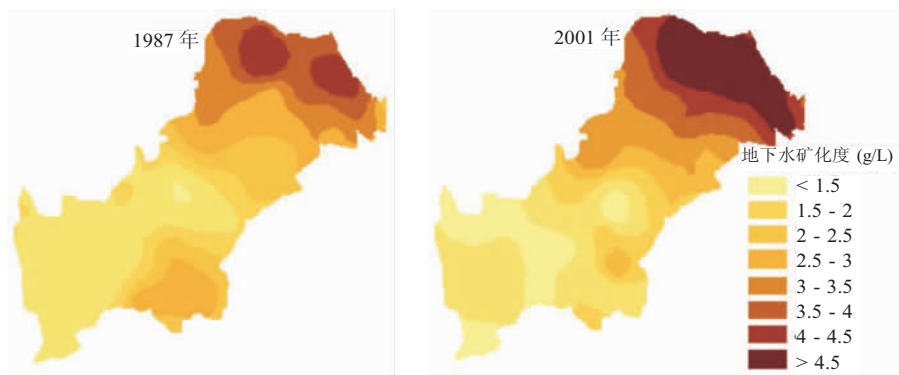


图 4 不同时期民勤绿洲地下水矿化度的空间插值分布图

Fig. 4 Spatial interpolation distribution map of groundwater mineralization of Minqin oasis in 1987 and 2001

2.4 Kriging 插值结果

从绿洲 1987 年和 2001 年地下水矿化度的空间分布可以看出 (图 4), 民勤绿洲地下水矿化度呈现出明显的空间分布趋势, 从南到北逐渐增大, 是内陆河下游尾间绿洲的最显著特征。从变化趋势来看, 除坝区东南部略有下降外, 整个绿洲地下水矿化度都增大, 平均增幅北部湖区最显著, 达 1.0 g/L 以上, 中部泉山区 0.5 g/L 左右, 南部坝区较低。不但矿化度增加迅速, 并且其范围不断扩大, 高矿化度等值线由北向南推进。在变化面积上 (表 3, 表 4), 地下水矿化度在 3.0 g/L 以下的面积 1987 年占绿洲总面积的 75.26%, 而 2001 年则减少到 58.54%; 而其 >4.5 g/L 的绿洲面积从 1987 年的 13.45 km² (0.5%) 扩大到了 2001 年的 387.08 km² (14.1%), 主要集中在湖区。由于水源枯竭, 水质恶化, 使得全县有 10 万人、16 万头牲畜饮用水源严重不足, 湖区一带因人畜饮用水源匮乏而出现了大批生态难民, 近 10 年来外流外迁人口达 7972 户、31 982 人。究其原因, 随着中上游地区灌溉面积的不断扩大等工农业经济的持续发展, 上下游用水比例严重失调, 从 20 世纪 50 年代的 1.7 增加到 80 年代的 5.5, 到 90 年代后期则达 8.3, 上下游用水矛盾日益

表 3 民勤绿洲 1987 年不同矿化程度的地下水分布面积与绿洲景观类型的关系 (km²)

Tab. 3 The area of distribution of groundwater mineralization at various levels and landscape types in 1987

矿化度 (g/L)	<1.5	1.5-2.0	2.0-2.5	2.5-3.0	3.0-3.5	3.5-4.0	4.0-4.5	>4.5	合计
耕地	280.78	29.70	82.54	145.33	93.74	55.04	41.19	3.37	731.68
林地	114.66	42.85	54.10	53.64	36.08	21.93	24.25	5.76	353.28
草地	361.28	61.37	26.22	95.39	61.57	78.28	68.40	3.16	755.66
居民地	40.66	4.82	11.82	21.57	14.70	10.79	9.52	0.87	114.75
沙地	175.20	92.11	155.47	78.50	30.75	45.47	4.62	0.17	582.27
盐碱地	10.87	22.37	44.59	60.41	24.93	36.68	7.50	0.13	207.48
合计	983.46	253.22	374.73	454.85	261.77	248.18	155.48	13.45	2745.12

表 4 民勤绿洲 2001 年不同矿化程度的地下水分布与绿洲景观类型的关系 (km²)

Tab. 4 Relationship of the distribution of groundwater mineralization at various levels and landscape types in 2001

矿化度 (g/L)	<1.5	1.5-2.0	2.0-2.5	2.5-3.0	3.0-3.5	3.5-4.0	4.0-4.5	>4.5	合计
耕地	199.26	357.75	102.98	43.55	117.93	102.07	62.97	110.42	1096.93
林地	12.80	18.21	22.56	16.29	93.46	20.65	13.60	41.83	239.40
草地	18.59	23.88	22.64	3.77	18.81	34.32	28.70	130.33	281.02
居民地	10.529	39.42	7.05	4.12	13.23	12.92	10.93	22.11	120.29
沙地	171.23	274.23	141.86	72.67	94.82	37.34	53.22	41.37	886.75
盐碱地	3.25	6.77	10.86	23.55	8.22	14.49	12.58	41.02	120.73
合计	415.64	720.26	307.94	163.96	346.46	221.79	181.99	387.08	2745.12

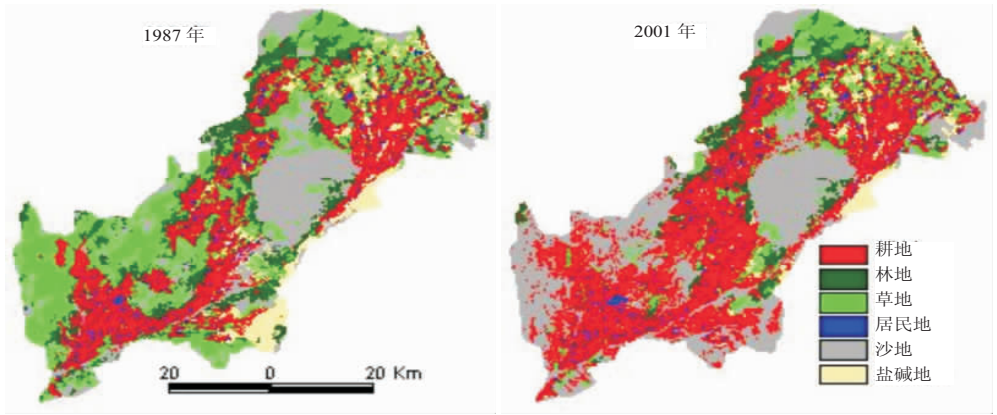


图 5 1987 年和 2000 年民勤绿洲景观分布图

Fig. 5 Landscape changes in Minqin oasis in 1987 and 2000

突出, 直接导致了下游来水量的减少, 民勤红崖山水库的入库量从 60 年代的 $4.086 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ 降到 80 年代的 $2.291 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$, 到 90 年代仅有 $1.508 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$, 40 年来降幅达 63.1%。由此使得民勤绿洲水源严重不足, 不得不超采地下水维持生计, 再加上民勤绿洲耕地由 1987 年到 2001 年增加了 3.1 万 hm^2 , 使得地下水开采量持续上升, 从 70 年代以前的 $<1.0 \times 10^8 \text{ m}^3$, 发展到 70 年代的 $2.6 \times 10^8 \text{ m}^3$, 80 年代为 $3.45 \times 10^8 \text{ m}^3$, 到 1995 年则高达 $6.51 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。日益加剧的地下水开采和灌溉活动对地下水质的影响日趋明显, 使地下水反复消耗和浓缩, 导致地下水水质急剧恶化。

2.5 地下水矿化度的时空变异与土地利用变化的关系

通过绿洲景观类型图 (图 5) 与同期地下水矿化度分布图 (图 4) 的叠加运算, 分别得出 1987 年和 2001 年不同矿化程度的地下水在各绿洲景观类型中的分布 (表 3, 表 4)。可以看出, 分布于地下水矿化度 1.5 g/L 以下的耕地面积减少了 81.52 km^2 , 是地下水的过度开采利用使得其矿化度不断上升的结果; 而分布于地下水矿化度 $1.5 \sim 2.0 \text{ g/L}$ 的耕地面积增加了 328.05 km^2 , 则主要是由于坝区和泉山区大面积的草地和林地转化为耕地 (图 5, 15 年间新增耕地面积达绿洲总面积的 13.27%), 增加了地下水矿化度较低的耕地面积。地下水矿化度 3.0 g/L 以上的耕地面积从 193.34 km^2 (为绿洲总面积的 7.03%) 增加到了 393.39 km^2 (14.32%), 其中 $> 4.5 \text{ g/L}$ 的 1987 年仅有 3.37 km^2 , 到了 2001 年则达到了 110.42 km^2 。研究表明, 当地下水矿化度高于 3.0 g/L 时小麦等粮食作物的生长就会受到较大影响, 产量下降 10% 以上^[4], 说明民勤绿洲, 特别是湖区, 地下水的矿化已严重威胁到了耕地的存在, 湖区绝大部分耕地已无法种植粮食作物, 以致被迫弃耕。此外, 地下水矿化度 3.0 g/L 以下的林地面积从 1987 年的 9.66% 降到 2001 年的 2.54%, 草地从 19.83% 减少到 2.51%, 这既有矿化度升高的原因, 也有林草地减少的因素。

从民勤绿洲耕地近 15 年的变化来看, 面积增加了 3.1 万 hm^2 , 2001 年耕地面积有 21.1% 来自草地, 8.1% 来自林地, 而同期从耕地转化为林、草地的面积只有它们转化为耕地面积的 7.4%。耕地的大量增加导致了民勤绿洲水资源的高度紧缺, 再加上地表水水量的不断减少和地下水开采强度的日趋增大, 直接导致了地下水位的持续下降和矿化度的不断增大。按照作物灌溉定额为 $7500 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ 计算, 根据表 3 和表 4 可估算出民勤绿洲每年因灌溉滞留在土壤耕作层的盐分数量, 1987 年为 $1.22 \times 10^7 \text{ t}$, 2001 年则达到 $20.72 \times 10^7 \text{ t}$, 两个时期的平均滞盐量分别为 $16.67 \text{ t}/\text{hm}^2$ 和 $18.89 \text{ t}/\text{hm}^2$ 。由此可以看出, 耕地的增加直接导致了地下水的过度超采, 而地下水的严重超采则是矿化度持续上升的动因; 地下水矿化度的增大又在很大程度上降低耕地生产力, 从而形成了民勤绿洲生态环境和生产活动的恶性循环, 严重影响了民勤绿洲的发展。

3 问题与对策

民勤绿洲生态环境的严重恶化不仅与中上游来水量减少有关,民勤绿洲自身用水过度也是主要因素。为了实现民勤绿洲的可持续发展,特别是湖区生态环境的稳定,必须确实解决好以下几个方面的问题。

(1) 搞好自身的种植结构调整、减少耕地面积、降低耗水量较大的粮食作物比例。实际调查发现,小麦、玉米等粮食作物的需水量($10\ 000\ \text{m}^3/\text{hm}^2$ 左右)是籽瓜、瓜类等经济作物需水量的2倍。据此以2000年种植面积计算,民勤绿洲粮食作物比例每下降1%,每年可节约水资源 $2.88 \times 10^6\ \text{m}^3$ 。而民勤绿洲耗水量较大的粮食作物种植面积仍占60%以上,可见通过调整种植结构,压缩种植面积,仍然有较大的节水空间。

(2) 调整水价政策,平衡井水、河水灌溉成本,改变当地居民因灌溉成本而不愿利用河水的现状,严格控制地下水的开采,通过价格杠杆实现社会的节约用水。民勤县现行水费收取标准为:地表水实行石羊河径流和景电二期外调水(设计调水量为每年6100万 m^3)的混合水价,2001年为0.208元/ m^3 ,2003年为0.151元;地下水则只收取水井管理费0.01元/ m^3 ,加上电费以及单井平均年投入费用,供水成本为0.10元/ m^3 。由此,用水成本的不平衡导致了地下水超采和有限的地表水闲置浪费的情况。

(3) 提高水资源利用效率,在全面提高渠系衬砌标准的同时,大力推广小畦灌、管灌、喷灌、滴灌、微灌等高新节水灌溉方法,向节水、经济、高效型农业绿洲发展。民勤绿洲现状渠系水利用系数,河水在泉山、坝区为0.553,湖区为0.401,井水较高,全绿洲内都可达到0.775,这是井水输水距离短的原因,但河水的渠系利用率还亟待提高,以实现宝贵的地表水资源的节约、高效利用。

(4) 湖区最大限度压缩耕地面积,适度开发利用咸水资源,大力促进天然植被恢复,对生态难民实行内部集中和向外搬迁相结合的办法,减缓人口和环境压力,严防湖区生态环境的进一步恶化。

4 结论

(1) 尽管民勤绿洲地下水矿化度的变化受人口数量、农业生产活动以及地表来水量和地下水开采程度等诸多因素的影响,但从总体变化来看,除绿洲东南部因受上咸下淡型的地下水地质分布结构的影响呈降低趋势之外,其他观测井的矿化度都呈不同程度的逐年升高趋势。

(2) 运用地统计学方法很好地模拟了不同时期民勤绿洲地下水矿化度的空间结构和变异特征:在4 km以下小尺度上的随机变异很小,而在4~40 km的中尺度上由空间自相关引起的结构性变异高达99.9%,可以认为研究区域内地下水矿化度在整个尺度上具有恒定的变异,主要由地质构造和人类对地下水的开发利用所引起。

(3) Kriging插值结果表明,民勤绿洲地下水矿化度在空间分布上从南到北逐渐增大;在变化趋势上,除绿洲东南部略有下降外,整个绿洲地下水矿化度都增大,尤其尾间绿洲湖区最为显著;且变化范围不断扩大,高矿化度等值线由北向南持续推进。

(4) 民勤绿洲近15年来耕地面积增加了3.1万 hm^2 ,从而造成了水资源的更为紧缺和地下水的严重超采,使得地下水矿化度较高的耕地面积大幅度增加,地下水矿化度3.0 g/L以上的耕地面积净增2万 hm^2 ,其中 $>4.5\ \text{g/L}$ 的增加了1.072万 hm^2 ,严重降低了民勤绿洲耕地生产力,造成了生态环境和生产活动的恶性循环。

参考文献 (References)

- [1] Jia Baoquan. Approach to some theoretical problems on oasis landscape. *Arid Land Geography*, 1996, 16(3): 58-65. [贾宝全. 绿洲景观若干理论问题的探讨. *干旱区地理*, 1996, 19(3): 58-65.]
- [2] Wang Genxu, Qu Yaoguang, Cheng Guodong. Environmental influence caused by the development of water resources in Heihe River basin. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 1997, 11(4): 8-14. [王根绪, 曲耀光, 程国栋. 黑河流域水资源开发的环境效应分析. *干旱区资源与环境*, 1997, 11(4): 8-14.]
- [3] Li Shiming, Cheng Guodong, Li Yuanhong et al. Rational Utilization of Water Resources and Protection of Ecological Environment in the Hexi Corridor. Zhengzhou: Yellow River Water Conservancy Press, 2002. 238-249.
- [4] Liu Yachuan, Chang Houchun. Development and Utilization of Saline Water and Their Environment in Arid Zone. Lanzhou: Gansu Scientific and Technological Press, 1992. 170-191.
- [5] Rossi R E, Mulla D J et al. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs*, 1992, 62(2): 277-314.
- [6] Li H, Wang Z. Theory and methodology of spatial heterogeneity quantification. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1998, 9(6): 651-657. [李哈滨, 王政权. 空间异质性定量研究理论与方法. *应用生态学报*, 1998, 9(6): 651-657.]
- [7] Wang Zhengquan. *Geostatistics and Its Application in Ecology*. Beijing: Science Press, 1999. 162-192.
- [8] Wang Jun. Spatial heterogeneity of soil nutrients in a small catchment of the Loess Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(8): 1173-1177. [王军. 黄土高原小流域土壤养分的空间异质性. *生态学报*, 2002, 22(8): 1173-1177.]
- [9] Wang Jun, Fu Bojie. The impact of land use on spatial and temporal distribution of soil moisture on the Loess Plateau. *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(1): 84-91. [王军, 傅伯杰. 黄土丘陵小流域土地利用与土壤水分的时空分布. *地理学报*, 2000, 55(1): 84-91.]
- [10] Guo Xudong. The spatio-temporal variability of soil nutrients in Zunhua plain of Hebei Province. *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(5): 555-566. [郭旭东. 河北省遵化平原土壤养分的时空变异特征. *地理学报*, 2000, 55(5): 555-566.]
- [11] Qian Jing. GIS based study on the spatial variability of soil moisture content in the oases. *Arid Zone Research*, 2004, 21(1): 49-54. [钱静. 基于 GIS 的绿洲土壤含水量空间变异性研究. *干旱区研究*, 2004, 21(1): 49-54.]
- [12] Trangmar B B. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advanced Agronomy*, 1985, 38: 44-94.
- [13] Li H B, Reynolds J F. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 1995, 73: 280-284.
- [14] Song Dongmei. Change of ecological security of Minqin oasis in Shiyang river basin. *Journal of Desert Research*, 2004, 24(3): 335-342. [宋冬梅. 石羊河下游民勤绿洲时空安全变化分析. *中国沙漠*, 2004, 24(3): 335-342.]

The Variability of Groundwater Mineralization in Minqin Oasis

LI Xiaoyu¹, SONG Dongmei², XIAO Duning^{1,3}

(1. Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, CAS, Lanzhou 730000, China;

2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

3. Institute of Applied Ecology, CAS, Shenyang 110161, China)

Abstract: Based on spatial analysis function of GIS, spatial heterogeneity of groundwater mineralization and its relationship with land use dynamics in Minqin oasis of Shiyang river watershed were studied using semivariogram and ordinary Kriging of geostatistics in this paper. Spherical model was fit for both data sets in 1987 and 2001, and the results of an F-test showed that the difference was significant. The spatial heterogeneity of groundwater mineralization caused by random factors was very small, and that caused by automatic factors accounted for 99.9%. Results of mapping of groundwater mineralization by Kriging and comparison with landscape maps in the same period show that: the area with groundwater mineralization lower than 3.0 g/L decreased from 75.26% in 1987 to 58.54% in 2001, and the area with groundwater mineralization greater than 4.5g/L is distributed in Huqu, northern part of Minqin oasis. Also, area of farmland with groundwater mineralization greater than 3.0 g/L increased from 7.03% in 1987 to 14.32% in 2001.

Key words: groundwater mineralization; geostatistics; spatial heterogeneity; GIS; Minqin oasis