

【水资源】

流域用水系统协调发展分析

赵超^{1,2,3}, 洪华生¹, 张珞平¹

(1. 近海海洋环境科学国家重点实验室 厦门大学环科中心, 福建 厦门 361005

2. 河海大学 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098

3. 厦门理工学院 水资源环境研究所, 福建 厦门 361005)

摘要: 采用复合系统和协调发展理论与方法, 提出同步协调方程, 构建了流域各用水子系统间的协调发展评价方法, 并将其运用于福建九龙江流域。结果表明: 九龙江流域在过去 5 年中, 用水系统协调发展程度较高, 同时存在波动。

关键词: 协调发展; 复合系统; 用水系统; 同步协调方程

中图分类号: TV 213.4 文献标识码: A 文章编号: 1000-1379(2008)10-0063-02

国内外对复合系统协调发展的评估方法主要分为 3 种: 一是以协同学理论为基础的有序度方法^[1-2], 该方法以线性距离表征序参量趋于两个平衡点的程度, 但系统、子系统一般呈非线性关系, 确定两个平衡点缺乏有效的方法; 二是以灰色系统理论为基础的灰色模型方法^[3], 该方法主要运用在信息不全的情况下; 三是以模糊数学理论为基础的协调发展系数方法^[4-5], 该方法中计算综合发展水平的方法直观、可行。另外, 系统水平协调值采用回归模型来反映, 而实际复合模型很难用回归模型反映子系统间的非线性关系。

通过比较, 笔者采用综合发展水平的计算方法, 构建一种新的评价流域用水子系统间协调发展状况的方法。

1 流域用水复合系统协调发展评价方法

合适的协调发展指标必须具有无偏性、灵敏性、可预测性、全面性、有临界范围及数据易于转化且容易收集和交换等特点^[6]。参考国内外可持续发展评价指标的研究成果^[6-7]并借鉴有关指标^[2], 选择最具有代表性的指标组成指标体系(见图 1)。

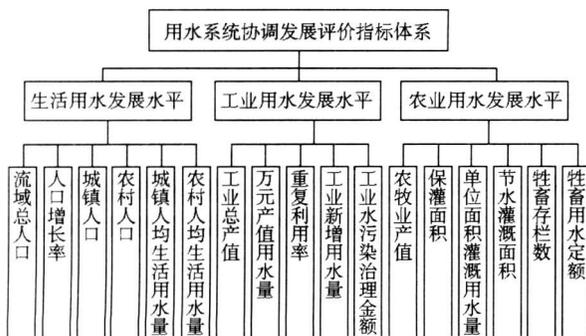


图 1 用水系统协调发展评估指标体系

1.1 综合发展水平评价方法

主成分分析法^[8]保留了线性加权和法评价函数的简单性, 克服了权系数确定的主观性, 充分利用样本信息, 避免了评价

指标间的相关性, 又可以从众多指标中筛选个别综合指标来代替原来的众多指标, 避免计算的复杂性。

为满足计算协调发展系数的要求, 将综合发展水平进行转化, 令其值位于区间 $[0, 1]$ 。计算步骤如下:

(1) 对原始数据进行归一化、标准化处理, 使其具有公度性并成为正向指标(指标值越大, 综合发展水平越高)。处理方法为

$$X'_i = \begin{cases} X_i / X_{m \max} & X \text{ 为正向指标} \\ (X_{m \max} - X_i) / (X_{m \max} - X_{m \min}) & X \text{ 为负向指标} \end{cases} \quad (1)$$

式中: X'_i 为标准化处理之后的数据值, X_i 为第 i 个指标的原始数据值, $X_{m \max}$ 为 X_i 系列的极大值。

(2) 利用 SPSS 软件对处理后的数据进行主成分分析, 获得特征根 λ_i 和相应的单位特征向量, 并提取前 n 个主成分 ($\alpha \geq 95\%$)。

(3) 计算主成分得分 f_i 为确保 $f_i \in [0, 1]$, 需在计算时代入公式 (1) 转化后的数据 X' , 再除以指标个数。

(4) 综合发展水平 $F = \sum_{i=1}^n \lambda_i f_i / \sum_{i=1}^n \lambda_i$ 其值越大, 综合发展水平越高。

1.2 协调发展系数评价方法

对流域各用水子系统的协调发展评价准则进行几何解析(见图 2)。在图 2 中, O 为评价系统的评价时间起点, S 为评价时间终点, F_s, F_t, F_a 分别为生活用水综合发展水平、工业用水综合发展水平和农业用水综合发展水平。假设三者同等重要, 评价系统的同步协调方程即直线 OS 的方程 $X = Y = Z$ 。若系统按照 OS 方向发展, 说明该系统处于理想的协调发展轨道。系统在 S 时刻的理想状态点为 S_0 , 但现实情况通常偏离理想的

收稿日期: 2008-03-26

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40701178)。

作者简介: 赵超 (1977—), 女, 安徽铜陵人, 博士, 主要从事水文水资源方面的工作。

E-mail: zhaocfang@sina.com

协调发展轨道 (如 S_1)，偏离程度可用实际发展指标与理想发展指标间的空间距离来度量。

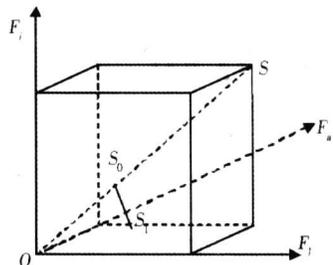


图 2 用水系统协调发展评价准则的几何解析

设状态 S_1 的坐标为 (F_b, F_i, F_a) , S_0 的坐标为 (I_x, I_y, I_z) , 则 S_0, S_1 的空间距离为

$$d = |S_0 S_1| = \sqrt{(F_i - I_x)^2 + (F_j - I_y)^2 + (F_a - I_z)^2} \quad (2)$$

设协调发展系数为 W , 其值越大, 各子系统间的协调发展程度越高, 为了使其位于区间 $[0, 1]$, 将其转化为

$$W = 1 - \frac{\sqrt{(F_i - I_x)^2 + (F_j - I_y)^2 + (F_a - I_z)^2}}{3} \quad (3)$$

式 (3) 中 S_0 的坐标很难准确定位, 笔者取 $|S_0 S_1|$ 为点 S_1 到直线 OS 的距离, 即:

$$d = \frac{\sqrt{(F_i - F_j)^2 + (F_j - F_a)^2 + (F_a - F_i)^2}}{\sqrt{3}} \quad (4)$$

$$W = 1 - d = 1 - \frac{\sqrt{(F_i - F_j)^2 + (F_j - F_a)^2 + (F_a - F_i)^2}}{\sqrt{3}} \quad (5)$$

式 (5) 表明, F_i, F_j, F_a 越接近, 协调程度越高。

2 实例研究与结果分析

将主成分分析与协调发展系数方程运用于 2001~2005 年福建九龙江流域各用水子系统协调发展程度的评价当中, 得各子系统综合发展水平, 见图 3。

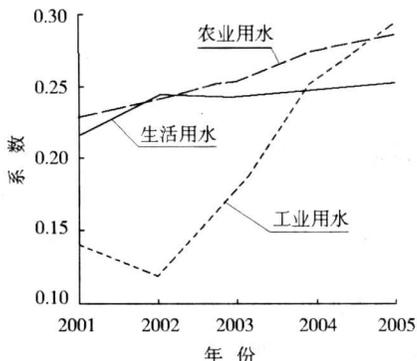


图 3 生活、工业、农业用水系统综合发展水平

由图 3 可知, 2001~2005 年, 九龙江流域生活用水、工业用水、农业用水子系统都呈现上升的发展趋势。其中: 生活用水综合发展水平变化最小 (0.033 6); 农业用水综合发展水平变化次之 (0.056 7); 工业用水综合发展水平变化最大 (0.154 5), 其主要原因为工业产值的变化速度较快, 5 年间工业产值增长了 190%。

分析数据发现, 2001 年、2002 年的工业水污染治理投资分别为 40 229.2 万元和 3 961.8 万元, 治理投资的减少, 导致 2002 年的工业用水综合发展水平较 2001 年低。

生活用水综合发展水平 2002 年变化较明显, 其主要原因为 2002 年的城市化率 (0.438) 较 2001 年 (0.260) 明显提高, 从而 2002 年的生活用水综合发展水平较 2001 年变化较大。

根据图 3 计算九龙江流域各用水子系统间的协调发展系数, 结果见图 4。

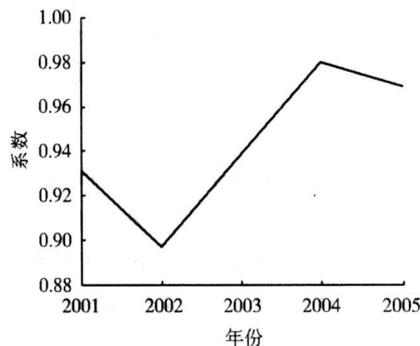


图 4 子系统间的协调发展系数

由图 4 可知, 2001~2005 年九龙江流域各用水子系统间的协调发展系数存在波动, 但有增大的趋势。其中: 2002 年的协调发展系数最低, 最主要的原因是 2002 年工业用水综合发展水平出现了逆趋势的变化, 使得工业、农业、生活用水子系统的协调发展程度明显降低; 2003~2004 年加大了工业水污染治理投资金额, 再加上工业发展速度较快, 工业用水综合发展水平有了比较明显的提高, 增强了 3 个子系统间的协调程度; 2005 年工业用水发展速度仍明显大于生活用水和农业用水发展速度, 而工业万元产值耗水量以及重复利用率没有改善, 使得三者间的协调发展程度又出现下降趋势。

3 结论及建议

(1) 九龙江流域以农业为主, 但近年来工业发展速度明显加快, 工业水污染治理投资金额增加, 从而使工业用水综合发展水平明显提高, 使得工业、农业和生活用水间的协调发展状况有所改善。

(2) 当工业用水、农业用水、生活用水综合发展水平接近时, 三者间的协调发展状态最佳。当工业发展速度继续以较快速度增长, 工业万元产值耗水量以及重复利用率基本没有得到改善, 工业用水综合发展水平增长速度明显高于农业用水和生活用水时, 三者的协调发展状况就会发生逆转。

(3) 为使九龙江流域用水复合系统协调发展, 应当适当调整工业发展速度, 降低工业万元产值耗水量, 提高工业用水重复利用率, 同时降低灌溉定额, 加强节水措施, 使得用水复合系统协调发展。

参考文献:

[1] 吴跃明, 郎东锋, 张子珩, 等. 环境-经济协调度模型及其指标体系 [J]. 中国人口·资源与环境, 1996, 6(2): 47-50

[2] 雷社平, 解建仑, 黄明聪, 等. 区域产业用水系统的协调度分析 [J]. 水利学报, 2004(5): 14-19

(下转第 66 页)

由图 1可知,当输入液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 30 mg/L (86 d)时,砂柱渗出液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 30 mg/L ,当 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 40 mg/L (102 d)时,渗出液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 40 mg/L 。说明在好氧环境下,输入液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在砂柱渗滤系统中除了随着水流迁移外,没有发生反硝化作用。

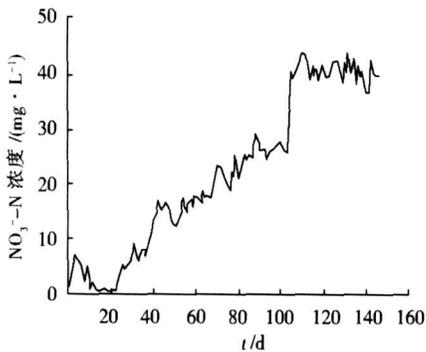


图 1 砂柱渗出液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度历时曲线

根据细菌选择获取能量较大的反应这一理论可知,细菌选择反硝化作用所获取的能量为 2333.8 kJ/mol 而细菌选择异化还原作用所获取的能量为 679.6 kJ/mol 因此细菌选择反硝化作用将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 N_2 。由于土柱渗滤系统中含水介质为黏土,且试验之前进行了长达 90 d 的浸泡,因此该系统存在有利于 NO_3^- 发生反硝化作用的各种条件。系统中沉积层顶部的淤泥颜色变化情况(由原来的黑色变成灰白色)表明,系统中的反硝化细菌利用有机质作为碳源,供微生物呼吸和合成微生物细胞质,以输入液中的 NO_3^- 作为电子受体,将 NO_3^- 还原为 N_2 ,使沉积层中的有机质氧化变成灰白色。并且在不断加大输入液中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度情况下,渗出液中的浓度始终接近于零,这就很好地解释了近年来好多河流 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度很高,而两岸的地下水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度较低甚至没有发现 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的存在。同时,也说明了利用细粒的河床渗滤系统能有效地防治 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 对地下水的污染。

2.1.2 间接证据

pH 值在土柱渗滤系统中的变化不大,一般为 $7.3 \sim 8.2$ 有利于反硝化作用的发生。反硝化作用是在微生物的参与下发生的,即反硝化作用其实是生物降解作用,微生物利用系统中的有机碳合成细胞。这可以通过 TOC 值进行分析,测得土柱渗滤系统渗出液中 TOC 的值为 10.48 mg/L ,说明该系统中反硝化作用很强烈,而砂柱渗滤系统渗出液 TOC 值为 5.415 mg/L ,说明反硝化作用很弱。

2.2 不同含水介质的 RBF 的除污功能

试验分析表明, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在不同含水介质中的反硝化作用差异很大,在反硝化作用中可能产生 N_2O 、 NO 等气体从系统中逸出。土柱渗滤系统对污染河水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 污染组分几乎有 100% 的去除率,而砂柱渗滤系统对污染河水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除不理想(见图 2)。

3 结 语

(1)不同含水介质的 RBF 对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 污水的净化效果不同。土柱渗滤系统对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 污水的净化程度很高,使入渗水

得到净化;而粗粒的 RBF 对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的净化能力很低,地下水水质虽得到了改善,但效果不明显。

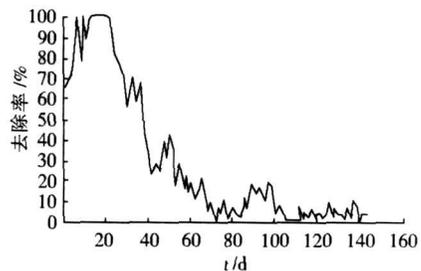


图 2 砂柱渗滤系统对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率曲线

(2) $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在土柱渗滤系统发生生物降解作用,其作用强度与渗入液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度成正比。在输入液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 200 mg/L 的情况下,渗出液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度还是很低,说明了已污染河流中污染组分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 通过河岸土柱渗滤系统后,不会对地下水环境的污染威胁;而通过粗颗粒的砂土渗滤系统时,污染河水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 容易对地下水造成污染。

(3) 土柱渗滤系统中的微生物存在是反硝化作用发生的关键,这就是污染河水的 NO_3^- 浓度很高,而在河岸两侧的地下水中没有检测到 NO_3^- 的原因所在。

参考文献:

- [1] 叶辉,许建华. 饮用水中的氮氮问题[J]. 中国给水排水, 2000 16(11): 31-34
- [2] Chittaranjan Ray, Thom as Grischek, Jurgen Schubert, et al. A perspective of riverbank filtration[J]. Journal of AW WA, 2002 (4): 149-162
- [3] Wolfgang kuehn, Uwe M ueller. Riverbank Filtration- an overview[J]. Journal of AW WA, 2000(1): 60-69
- [4] 吴耀国,王超,王惠民,等. 地下渗流系统的除污功能研究[J]. 中国给水排水, 2002 18(1): 57-60
- [5] 李金荣,杨振放. 河流渗滤系统对地表污水的净化作用综述[J]. 水文地质工程地质, 2006 33(3): 41-44
- [6] 李金荣,杨振放,李云峰. 河流渗滤系统处理氨氮污水的试验研究[J]. 人民黄河, 2006 28(7): 27-29
- [7] 李金荣,杨振放. 苯胺在河流渗滤系统中环境行为的数学模拟[J]. 水资源保护, 2006 22(5): 36-40

【责任编辑 乔韵青】

(上接第 64 页)

- [3] 吴谷丰,李立辉. 农机与社会、经济协调发展分析[J]. 系统工程理论与实践, 1998(11): 121-125
- [4] 李艳,曾珍香,武优西,等. 经济—环境系统协调发展评价方法研究及应用[J]. 系统工程理论与实践, 2003(5): 54-58
- [5] 赵建国. 辽宁省人口、资源、环境与经济协调发展实证分析[J]. 东北财经大学学报, 2003 29(5): 59-62
- [6] Rao D P. A remote sensing-based integrated approach for sustainable development of land water resources. Systems man cybernetics, PartC: applications of reviews[J]. IEEE transactions on, 2001, 31(2): 207-215
- [7] Liveman DM, H ansonM E, Brown B J, et al. Global sustainability: Toward measurement[J]. Environmental Management, 1988 12(2): 133-143
- [8] 张润楚. 多元统计分析[M]. 北京: 科学出版社, 2006

【责任编辑 乔韵青】