

刘 阳,殷国玺,谢崇宝,等. 基于 ArcGIS 的村镇饮用水水源地污染因子识别研究[J]. 江苏农业科学,2014,42(3):312-315.

基于 ArcGIS 的村镇饮用水水源地污染因子识别研究

刘 阳¹,殷国玺¹,谢崇宝²,张国华²

(1. 河海大学水利水电学院,江苏南京 210098; 2. 中国灌溉排水发展中心,北京 100054)

摘要:为快速、有效识别村镇饮用水水源地污染因子,根据试验数据拟合污染因子在一定初始和边界条件下的衰减函数,应用 ArcGIS 中的“Modelbuilder”工具构建识别模型,以水源地水质标准为识别临界值,基于村镇饮用水水源地遥感影像数据直接识别污染因子。选择水稻返青期的灌溉排水中的氮污染因子为例,拟合氮浓度随时间衰减的二次多项式识别模型,用不同灌溉模式产生的氮污染因子浓度来检验模型,经验证实测数据与模拟数据没有显著差异,识别模型可以有效反映污染因子的衰减过程,与传统方法的识别结果一致。不同于传统检测化验水样的污染因子识别方法,该方法基于遥感影像数据可直接识别和筛选污染源和污染因子。

关键词:ArcGIS; Modelbuilder; 衰减函数; 识别模型; 快速有效

中图分类号: R123; S127 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2014)03-0312-04

随着我国村镇饮水安全问题日益突出,村镇饮用水源地的保护问题亟待解决,而污染因子识别是水源地保护工作的基础。目前,针对水源污染因子识别方法进行了很多研究,其中陈敏鹏等运用清单法计算了 COD_{Cr}、总氮(TN)和总磷(TP)的产生量、排放量和排放强度,并分析其空间分布特征^[1];陈仪等运用农村环境污染识别方法,识别各类型农户生产和生活过程的污染源与污染强度^[2];陈海洋等通过贝叶斯推理和二维水质模型建立水体污染识别反演算模型,确定污染源强度、污染源位置以及污染泄漏时间^[3];苏保林等用经过参数率定和模型验证的密云水库流域非点源 SWAT 模型系统,识别了非点源污染的时空变化和负荷关键区^[4]。这些研究依赖于大量的现场检测数据,需要确定的参数较多,试验周期

长,且未对污染因子进入水源前的自然衰减过程予以考虑。为缩短识别周期和减少对监测数据的依赖,本研究以遥感遥测的影像和数据为基础资料^[5-6],运用 ArcGIS 中的模型构建器“Modelbuilder”^[7-11],模拟在地表环境下污染因子随时间的衰减过程,对污染因子进入饮用水源时的浓度进行识别,为相关保护区的控制和治理工作提供技术支持。

1 识别对象与依据

1.1 识别对象

村镇饮用水源地污染因子识别的对象是经过衰减后在到达水源边界前的污染因子浓度。污染因子经过沟渠、水塘和前置库等滞水区,需经过一段时间的衰减后再进入饮用水源^[12-14],因此,将衰减后的污染因子浓度作为村镇饮用水源地污染因子识别的对象,将更加有效地反映污染因子对水源的污染程度。

1.2 识别依据

村镇饮用水源地污染因子识别依据即相关的评价依据,目前我国主要参照 GB 3838—2002《地表水环境质量标

收稿日期:2013-10-08

基金项目:国家科技支撑计划(编号:2012BAJ25B01-4);公益性行业(水利)科研专项(编号:201101010)。

作者简介:刘 阳(1989—),男,山东淄博人,硕士研究生,主要从事村镇饮用水源污染防治研究。E-mail: fengyangjiao123@163.com。

植物 α 多样性指数均随草地退化程度的增加而降低,这与钱迎请等的结论一致^[8]。随着草地退化程度的加剧,植物群落的 β 多样性指数逐渐增大,这与杨利民等的研究结果一致^[9],说明从轻度退化草地到重度退化草地,其生境在空间序列上的变化越来越大,物种替代率越来越高,物种数量越来越少,群落基本结构逐渐趋于简单化,草地植被生态系统逐渐由稳定状态向不稳定状态过渡。本研究表明,羊草+杂类草群落退化程度比贝加尔针茅+羊草群落大,说明牲畜喜欢采食羊草+杂类草群落植物。

参考文献:

- [1] Mcnaughton S J, Banyikwa F F, Mcnaughton M M. Promotion of the cycling of diet - enhancing nutrients by African grazers[J]. Science, 1997, 278(5344): 1798-1800.
- [2] 吴虎山,宝 柱. 呼伦贝尔天然草原退化原因及治理对策[J].

- 内蒙古草业, 2006, 18(3): 26-27.
- [3] 毛文永. 生态环境影响评价概论[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998: 31.
- [4] 李 博. 中国北方草地退化及其防治对策[J]. 中国农业科学, 1997, 30(6): 1-9.
- [5] 姜 恕, 李 博, 王义凤. 草地生态研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1988: 15-22.
- [6] 王德利, 吕新龙, 罗卫东. 不同放牧密度对草原植被特征的影响分析[J]. 草业学报, 1996, 5(3): 28-33.
- [7] 王仁忠, 李建东. 采用系统聚类分析法对羊草草地放牧演替阶段的划分[J]. 生态学报, 1991, 11(4): 367-371.
- [8] 钱迎请, 甄仁德. 生物多样性进展[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994.
- [9] 杨利民, 王仁忠, 李建东, 等. 松嫩平原主要草原群落放牧干扰梯度对植物多样性的影响[J]. 草地学报, 1999, 7(1): 8-16.

准》^[15]以及 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》^[16],包括微生物指标、毒理指标、感官性状和一般性化学物质、放射性指标等。

2 识别方法与步骤

2.1 识别方法

利用 ArcGIS 将污染因子识别地区的遥感影像加载到软件中,数字化村镇饮用水源地及周边污染源所在地的地理空间要素^[12],并将收集到的污染源的微生物指标、毒理指标、感官性状和一般化学物质等属性数据资料导入其中,与对应的空间数据进行关联,建立村镇饮用水源地数据库。

根据村镇饮用水源地数据库中的基础信息判断污染因子在地表流经的不同初始和边界条件,选择与之对应的污染因子浓度的衰减曲线,调用数据库中的原始数据,运用 ArcGIS 自带的 ArcToolBox 和 Modelbuilder 功能,将衰减曲线放入“Modelbuilder”中,经过一系列地理工具处理和计算,最终得到衰减后的污染因子浓度图层^[17-18],并与识别依据中的相关

指标进行比较,从而识别哪些污染因子超标。

2.2 识别步骤

2.2.1 拟合衰减函数 为反映污染因子的浓度在到达水源边界前的衰减情况,在村镇饮用水源地毗邻区水田,试验共设计 3 个地块,除灌溉方式不同外(试验地块 1 为淹水灌溉,试验地块 2 为间歇灌溉,试验地块 3 为间歇+浅蓄雨水灌溉),施肥量等其他影响作物生长的因素保持一致。每个小区规格为 3 m×2 m,水稻品种为赣晚籼 37 号,行株距 26.7 cm×23.3 cm,施肥水平为:纯氮 135 kg/hm²,施肥方式为:基肥。采样时期为:返青期,采样频次为施肥后的连续 9 d 内进行取样,采样地点为每个试验地块对应的排水水塘。由试验观察发现返青期内每次施肥后氮浓度都在 2 d 后达到峰值,因此从此时开始记录氮污染因子的浓度,试验数据如表 1 所示。

对试验地块 1 和试验地块 2 灌溉后的氮污染因子浓度变化数据进行拟合,拟合系数取平均值,得到污染因子浓度随时间推移的衰减曲线,并获得衰减曲线的拟合函数(图 1)。

表 1 氮随时间的衰减监测值

灌溉次数	氮含量(mg/L)						
	第 1 次记录	第 2 次记录	第 3 次记录	第 4 次记录	第 5 次记录	第 6 次记录	第 7 次记录
第 1 次灌溉	20.98	15.65	11.67	7.55	6.85	6.08	6.14
第 2 次灌溉	21.83	15.57	12.39	8.13	6.37	6.22	6.13
第 3 次灌溉	19.12	14.74	9.33	6.13	4.56	4.15	4.13

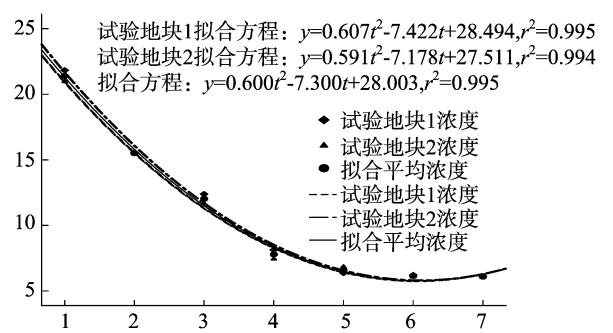


图1 氮的衰减曲线

最终的拟合方程 $r^2 = 0.995$,说明监测点的数值与拟合公式有较强的正相关性,方程 $y = 0.600t^2 - 7.300t + 28.003$ 为氮污染因子在水塘中的浓度衰减函数。

2.2.2 构建 ModelBuilder 识别模型 ArcGIS 中的“ModelBuilder”模型构建器是一个用来创建、编辑和管理模型的应用程序,衰减模型将含有初始浓度的栅格作为模型计算的开始,每一个处理的输出栅格值作为下一个处理的输入栅格值,得到经过衰减函数计算后的浓度栅格。

识别模型的构建包括以下 10 个步骤:
(1) 打开 ArcMap,加载配准好的村镇饮用水源地卫星图片,再打开 ArcCatalog,将建立好的水塘和试验地块专题图层拖入数据框。

(2) 打开 ArcToolBox,右键点击根目标“ArcToolbox”,在右键菜单中执行“新的工具箱”命令,将新建工具箱重命名,如“地表衰减模型”。

(3) 在新建的工具箱“地表衰减模型”上单击右键,点击命令:“新建”/“模型”,打开“ModelBuilder”应用程序窗口,并

在窗口中点击“模型”/“模型属性”,在“环境设置”中设定“常规设置”的“输出范围”为“Same As Layer ‘StudyArea’”。

(4) 从 ArcMap 中,将“水塘”图层拖放到“ModelBuilder”窗口中;从“ArcToolbox”中将工具“Feature to Raster”拖放到“ModelBuilder”窗口中(此工具在“Conversion Tools”/“To Raster”下)

(5) 在“ModelBuilder”窗口中,双击工具图框“Feature to Raster”工具,在出现的对话框中选择图层文件为:“水塘”。在“ModelBuilder”窗口中右键点击“Feature to Raster”,点击运行。右键点击“输出栅格”重命名为“初始浓度栅格”。

(6) 从“ArcToolbox”中将工具“Plus”拖放到“ModelBuilder”窗口中(此工具在“Spatial Analyst Tools”下的“算数”工具下),双击此工具,在出现的对话框中选择“输入栅格或常数 1”为“初始浓度栅格”图层,在“输入栅格或常数 2”中输入常数 6.598,将其重命名为“公式初始浓度参数”。重命名“输出栅格”为“中间量 1”。

(7) 仍利用“ArcToolbox”中的“Plus”工具,将其拖放到“ModelBuilder”窗口中,双击此工具,在出现的对话框中选择“输入栅格或常数 1”为“中间量 1”图层,在“输入栅格或常数 2”中输入 0.600,将其重命名为“时间变量 1”。重命名“输出栅格”为“中间量 2”。

(8) 从“ArcToolbox”中将工具“Minus”拖放到“ModelBuilder”窗口中,双击此工具,在出现的对话框中选择“输入栅格或常数 1”为“中间量 2”图层,在“输入栅格或常数 2”中输入 7.300,将其重命名为“时间变量 2”。重命名“输出栅格”为“衰减后的浓度栅格”。

(9) 从“ArcToolbox”中将工具“重分类”工具拖放到“ModelBuilder”窗口中,双击此工具,在出现的对话框中选择

“输入栅格”为“衰减后浓度栅格”,在“重分类字段”中选择“Value”。根据 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中的基本项目标准限值(表 2),设定“重分类”的值,按照 I 类水质的值为 1、II 类水质的值为 2 依次类推,设置如表 3 所示。

表 2 《地表水环境质量标准》基本项目标准限值

分类	总氮(mg/L,湖、库以 N 计)
I 类	≤0.2
II 类	≤0.5
III 类	≤1.0
IV 类	≤1.5
V 类	≤2.0

表 3 水质氮含量重分类设置

旧值(mg/L)	新值
0~0.20	1
0.21~0.50	2
0.51~1.00	3
1.01~1.50	4
1.51~2.00	5
2.01~25.00	6
NoData	NoData

识别模型的最终流程图如图 2 所示。

(10)模型的参数化。右键点击“要素到栅格”工具,选择“生成变量”/“来自参数”/“字段”。依次右键点击“字段”“公式浓度参数”“时间变量 1”“时间变量 2”图形框,点击“模型参数”。最终的应用界面为“GUI”界面(图 3)。

3 实例应用

3.1 模型应用

利用第 3 组数据验证识别模型。

应用步骤:

(1)在“Arctoolbox”中双击“地表衰减模型”,打开模型的“GUI”应用界面。

(2)调整“公式初始浓度参数”,使其符合衰减拟合函数的初始值。

(3)运行此模型,得到 7 d 后的衰减浓度为 4.00 mg/L,最终识别效果图,如图 4 所示。

图 4 中显示,经过 7 d 在水塘中衰减后试验地块 3 的氮污染因子浓度值为 4.01 mg/L,超过了 V 类水质指标的规定值,所以识别为第 6 等级。

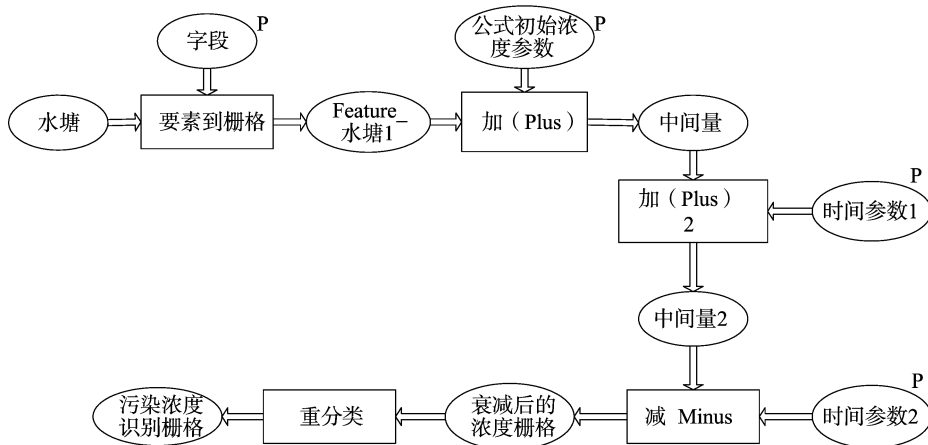


图2 识别模型最终流程



图3 模型应用界面

3.2 数据分析

将模拟值与实测的数据进行比较,结果如表 4 所示。经过配对样本 t 检验分析可以看出实测数据与模拟数据

的 P 值大于 0.05,且 t 值大于零,说明 2 组数据间的差异性很小,认为模拟数据能够代表实测数据。

4 结论与讨论

通过试验模拟与实例验证,比较由模拟模型计算得到的污染因子衰减浓度与实测的衰减浓度,结果表明两者对于识别标准的识别结果是一致的。研究表明:(1)本识别方法基于遥感遥测影像和数据,与传统的取水样化验分析相比较,具有效率高、成本低、识别区域广等特点。(2)将影响污染因子浓度衰减的因素通过衰减函数反映,识别区域的物理、化学、生物特征要与衰减模型的构建条件一致。(3)污染因子浓度初始条件要进行调整,使其满足衰减函数常数项的要求。

在今后的应用中,应逐步完善在不同边界条件下(包括不同地形、不同植物生态环境和不同工程治理措施)污染物衰减曲线的拟合及衰减模型的构建,为村镇饮用水水源地的保护提供快捷有效的污染因子识别技术。

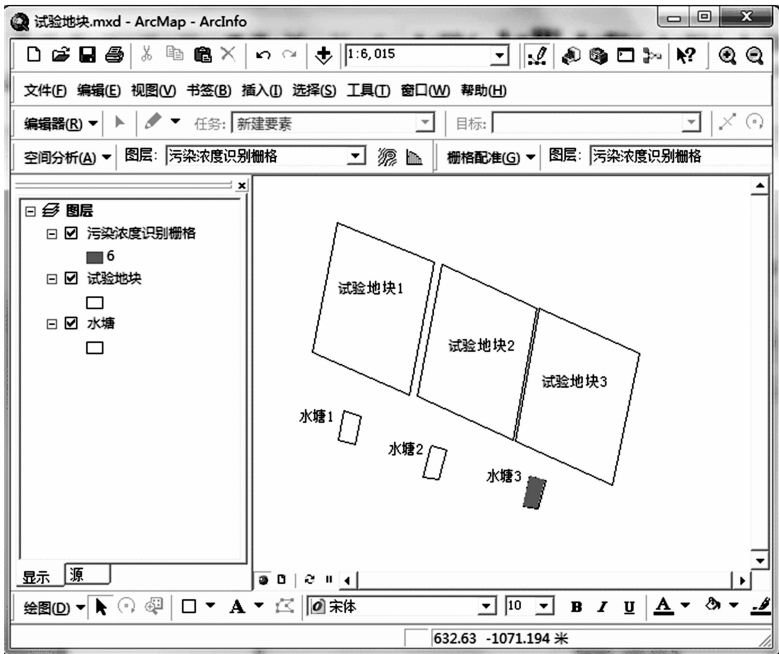


图4 识别最终效果

表 4 水质氨含量实测与模拟差值

序号	氨含量(mg/L)		
	第 3 次实测	第 3 次模拟	差值
1	19.12	19.02	0.10
2	14.75	13.52	1.23
3	9.33	9.21	0.12
4	6.13	6.11	0.02
5	4.56	4.21	0.35
6	4.15	3.51	0.64
7	4.13	4.01	0.12

参考文献:

[1] 陈敏鹏,陈吉宁,赖斯芸. 中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别[J]. 中国环境科学,2006,26(6):751-755.
[2] 陈 仪,夏立江,于晓勇. 农村环境污染识别方法与应用研究[J]. 农业环境科学学报,2010,29(11):2221-2227.
[3] 陈海洋,滕彦国,王金生,等. 基于 Bayesian-MCMC 方法的水体污染识别反问题[J]. 湖南大学学报:自然科学版,2012,39(6):74-78.

表 5 实测数据-模拟数据配对样本 t 检验

配对偏差			基于均方差的两两配对 t 检验(95%置信区间)		t	自由度	P 值 (双尾检验)
均值	标准差	平均数标准误差	最低值	最高值			
0.369	0.439	0.165	-0.035	0.773	2.235	6	0.067

[4] 苏保林,王建平,贾海峰,等. 密云水库流域非点源污染识别[J]. 清华大学学报:自然科学版,2006,46(3):360-365.
[5] 张小莹,李海林. ArcGIS9 在饮用水水源地保护区划分中的应用[J]. 甘肃水利水电技术,2011,47(2):35-37.
[6] 陈学华. ArcGIS 支持下的小流域农业非点源污染模型研究[D]. 武汉:华中科技大学,2012.
[7] Benomar T B, Hu G D, Bian F L. A predictive GIS model for potential mapping of copper, lead, and zinc in Langping area, China[J]. Geo-spatial Information Science, 2009, 12(4):243-250.
[8] 陈文成. 成矿预测中 ArcGIS Modelbuilder 的建模评价——以武夷山成矿带大深幅为试验区[J]. 地球信息科学学报, 2013, 15(1):81-89.
[9] 罗运祥,苏保林,杨武志,等. 基于 SWAT 的柴河水库流域非点源污染识别与评价[J]. 北京师范大学学报:自然科学版,2012,48(5):510-514.
[10] 姜亚莉,关泽群,郑彩霞. GIS 空间分析在水质污染监测中的应用[J]. 地理空间信息,2004,2(3):32-33.
[11] 葛怀风,秦大庸,周祖昊,等. 基于污染迁移转化过程的海河干流天津段污染关键源区及污染类别分析[J]. 水利学报,2011,42(1):61-67.
[12] Braskerud B C, Al E. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution[J]. Ecological Engineering, 2002, 18:351-370.
[13] 王沛芳,王 超,胡 颖. 氮在不同生态特征沟渠系统中的衰减规律研究[J]. 水利学报,2007,38(9):1135-1139.
[14] 王沛芳,王 超,徐海波. 自然水塘湿地系统对农业非点源氮的净化截留效应研究[J]. 农业环境科学学报,2006,25(3):782-785.
[15] GB 3838—2002 地表水环境质量标准[S].
[16] GB 5749—2006 生活饮用水卫生标准[S].
[17] 杨克诚. GIS 软件实验指导书——基于 ArcGIS Desktop[M]. 昆明:云南大学出版社,2009:158-172.
[18] 汤国安. 地理信息系统空间分析实验教程[M]. 北京:科学出版社,2006.