

流域营养盐削减最优方案研究模型

虞 杰¹, 彭本荣^{1,2}

(1. 厦门大学环境科学研究中心, 福建 厦门 361005;
2. 福建省海陆界面生态环境联合重点实验室, 福建 厦门 361005)

摘 要: 河流、湖泊、水库及近岸海洋水体富营养化是我国当前面临的主要水环境问题之一。在流域的不同子流域、以不同的方式削减营养盐,其效率(成本)和效果(对目标水体污染负荷的影响)不同,而且营养盐削减涉及到庞大的成本。为提高营养盐削减政策的效率和效果,就需要研究在预定环境目标下使削减成本最小化的最优削减方案。文章首先分析了流域营养盐的来源和相应的削减措施,然后分别建立了不同子流域、不同营养盐削减措施的成本函数和水体营养盐负荷响应模型,在此基础上建立了流域营养盐削减最优方案的研究模型,并分析本研究领域存在的问题。

关 键 词: 营养盐削减; 最优方案; 成本函数; 营养盐负荷响应模型; 流域

中图分类号: F069.9

文献标识码: A

文章编号: 1671-2250(2011)04-0062-07

1 背景

流域水环境污染,特别是营养盐污染,是一个一直困扰着世界各国的问题。我国超过 50%的流域、湖泊和近岸海洋都面临着富营养化问题^[1,2]。由此引发的很多水华、赤潮等水环境事件,在造成巨大经济损失的同时^[1-3],还严重威胁到流域的饮用水安全乃至流域的可持续发展。

与世界其他国家一样,我国在流域营养盐削减方面付出了巨大努力,在国家、地方和流域尺度已经制定和实施的很多的“流域水污染综合防治和生态保护规划”,都把流域污染削减(包括营养盐削减)作为主要目标。流域营养盐削减涉及到众多的子流域、行政区和不同的削减措施。在不同的子流域,以不同的措施进行营养盐削减,其成本不同,对目标水体营养盐负荷的影响也不一样,而且营养盐削减成本庞大。要使流域营养盐削减政策更有效率和效果,必须建立不同子流域、不同营养盐削减措施的成本函数及水体营养盐负荷响应模型,在此基础上,研究在削减成本最小化的目标下,达到预定的环境目标(如水质目标、污染削减目标或者总量控制目标等),确定流域营养盐削减的最优方案(即各子流域最优的削减量、措施及其规模)。由于我国这方面研究的薄弱,导致制定的污染(包括营养盐)削减政策缺少必要的实施技术细节,使得正在实施的流域水环境管理规划要么没有达到预期的水环境目标^①,要么即使是实现了,也付出了巨大的削减成本,存在不经济现象^②。

国际学术界于 20 世纪 90 年代开始流域营养盐削减最优方案的研究,取得了很大的进展,如在波罗的海流域^[4-8]、莱茵河流域^[9-12]、多瑙河流域^[13]、密西西比河流域^[14]等地方都有成功的研究案例。Schou 等(2006)以波罗的海为研究区域,建立营养盐削减最优模型,并得出一定削减目标下的最优方案。Froschl 等(2008)分别研究了多瑙河流域单个国家和多个国家间的营养盐削减措施及削减量的优化组合,发现相同营养盐削减目标下,多个国家间的营养盐削减量分配的成本小于单个国家内营养盐削减量分配的成

收稿日期: 2011-04-29

基金项目: 福建省自然科学基金“流域营养盐污染削减最优成本研究”(2010J01360)。

作者简介: 虞杰(1985-),男,浙江舟山人,厦门大学海洋与环境学院 2008 级环境管理专业硕士研究生,研究方向:环境经济学。

本。在上述研究中还存在着诸如不同营养盐的削减成本重复计算、削减措施二次效益没有考虑等问题,影响最优方案的准确性。本文将通过对上述案例进行分析归纳,借鉴已有的经验,建立流域营养盐削减最优方案的研究模型,旨在为政府制定兼具效率和效果的流域营养盐削减政策提供参考。

2 研究模型

流域营养盐削减最优方案的研究模型涉及到子流域划分、营养盐污染源及削减措施分析、营养盐削减措施成本函数、水体营养盐负荷响应模型、流域营养盐削减最优方案等五个步骤。以下将从这几个方面进行分析。

2.1 子流域划分

子流域是流域内水文、地质相对独立的区域。流域内各个子流域通过物质迁移、气象因素紧密联系、相互影响,使流域成为一个有机的整体。子流域划分是研究流域营养盐削减最优方案的基础步骤。流域内不同子流域、不同营养盐削减方式的成本不同,流域营养盐削减措施最优方案是通过对各子流域的削减措施成本效益的比较形成的。

子流域的划分主要采用两种方法:一是根据流域内水文、地形特征进行划分,这种方法主要应用于各区域之间经济社会统一性高、交流密切、水系密集复杂的流域,如 Schou 等(2006)根据波罗的海流域水系分布、行政区划、营养盐的排放、迁移、转化特点将该流域划分为 24 个子流域^[9];二是以流域涉及的各个国家作为子流域,这样划分主要考虑到各个国家之间的生产方式独特、彼此交流较少等因素,如 Froehlich 等(2008)根据上述因素,将多瑙河下游的各个国家确定为各个子流域^[13]。前者数据收集较为繁琐,但研究成果更为精确;后者数据收集较为便利,但研究成果的精确性逊于前者。

2.2 营养盐污染源及削减措施分析

营养盐污染源分析是对流域内营养盐污染的系统分类和全面了解,从而确定可行有效的营养盐削减措施。通过考察各子流域内生产生活方式,对营养盐的来源进行全面分析,确定各营养盐的主要来源,根据不同污染源营养盐的特性及其迁移转化规律,并结合经济、自然条件,确定各子流域的营养盐削减措施。当前造成水环境污染的主要营养盐是氮和磷,营养盐主要来自农业非点源污染、城市生活污水和工业废水点源污染以及大气沉降^[4,11,13,14]。

2.2.1 农业非点源营养盐及削减措施

农业非点源污染是营养盐的主要来源,主要包括化肥流失、畜肥流失和农村生活污水。Gren 等(1997)对波罗的海流域营养盐污染源的研究显示:大部分子流域来自农业非点源的氮、磷占总氮、总磷的比例均超过 50%,有些子流域甚至超过 80%^[6];Ribaudo 等(2001)在密西西比河流域的研究发现,该流域农业非点源氮排放占总氮排放的 65%^[14];Froehlich 等(2008)在多瑙河流域的研究表明,人类排放的氮源中有 46%来自农业非点源污染^[13]。

上述研究可见农业非点源污染对于流域氮、磷负荷贡献巨大,是削减氮、磷的重点领域。农业非点源污染分布范围广、随机性强,治理难度较大。根据营养盐在流域的迁移、转化规律和途径,可以将流域营养盐削减措施分为源头削减(如减少化肥施用,减少牲畜养殖)、中途削减(如种植填闲作物(Catch Crops))、末端削减(如湿地处理)^[6]。源头削减减少了营养盐的输入,从根本上遏制了营养盐污染;中途削减利用特定植物对某种营养盐的强吸收能力或利用营养盐的化学特性使其降解、沉淀来削减营养盐,该措施操作简单,但工作量大,处理不当会引起其他环境问题;末端削减虽然在削减效率上没源头削减高,但可利用资源丰富,可行性强,如河口湿地是天然的营养盐削减场所。此外,国家通过农业政策影响市场中农产品的供求变化,从而引导农业生产的结构和技术改变,间接影响农业非点源污染^[15]。

2.2.2 城市生活污水和工业废水点源营养盐及削减措施

城市生活污水和工业废水点源污染也是流域营养盐的重要来源之一。国际上一些对流域营养盐削减的研究案例无一不把城市生活污水和工业废水点源污染作为重点污染源,并作深入的分析 and 探

讨^[4,11,13,14]。相对于农业非点源污染,城市生活污水和工业废水点源污染具有排放集中、易于收集等特点,但成分更为复杂,处理难度较大。鉴于以上特点,主要采用建设污水处理厂来削减营养盐。污水处理厂在操作上可控性强、营养盐去除率高,具有较高的经济环境效益。城市生活污水和工业废水在水质上差异较大,采用的污水处理工艺流程不同,后者较前者复杂,同时成本也更高。

2.2.3 大气沉降营养盐及削减措施

大气沉降已成为继农业非点源、城市生活污水和工业废水点源之后的第三大营养盐来源。Gren等(2008)研究发现2005年波罗的海流域水体中的氮29%来源于大气沉降^[4]。大气沉降的营养盐主要来自化石燃料的燃烧、汽车尾气和化肥施用后的氨气挥发,尤其是汽车尾气,已严重影响城市居民的生活和健康。由于气体的流动性强,流域内外气体污染物交换频繁,在统计流域内的大气沉降的营养盐时会出现较大的偏差,Gren等(1997)研究表明,波罗的海流域有25%的大气沉降的营养盐来自流域以外的地区^[6]。大气沉降营养盐受大气流动性影响,国际上普遍采用源头削减方式,如使用低气态营养盐排放的燃料、安装NO_x排放量低的燃烧器、安装尾气净化装置^[15]来削减氮排放。虽然这些削减方式的氮削减率能达到80%左右,但成本投入庞大,在经济上不占优势。

营养盐污染源在不同的流域、不同的时间呈现不同的来源组成和理化特性,需要在研究时加强对污染源的准确分类和计算。营养盐削减措施因营养盐污染源而异。对于同种污染源的不同削减措施的选择,主要从经济和技术可行性加以考虑。

2.3 营养盐削减措施成本函数

不同的削减措施在同一子流域的成本函数不同,同一削减措施在不同子流域的成本函数也各异,这就为在流域内一定营养盐削减目标的约束下确定各种削减措施成本效益最优方案提供了条件。营养盐削减措施成本函数描述各子流域内各削减措施的营养盐削减成本与营养盐削减量之间的变化规律,体现各削减措施的营养盐削减能力,是量化比较各削减措施成本效益的依据。上文已经识别了营养盐削减的六种措施:减少化肥施用、减少牲畜养殖、种植填闲作物、湿地处理、污水处理厂、安装尾气净化装置。下文将分别对每一种营养盐削减方式的成本函数的建立方法进行分析。

2.3.1 减少化肥施用

减少农作物化肥施用可以减少营养盐降水径流流失,从而减少水体营养盐负荷。减少化肥施用会导致农作物收益的减少,农作物收益的减少量可以看作是减少化肥施用的成本。因此减少化肥施用营养盐削减成本函数可以通过以下两个步骤来建立。

首先通过收集各子流域历年农作物净收益、农作物种植面积和化肥施用量数据,得到一组不同年份农作物净收益和化肥施用量的差值数据,利用这组差值数据进行线性回归确定农作物收益减少量与化肥施用减少量之间的函数关系:

$$AC^F_i(y) = a_0 + a_1 y_i + a_2 y_i^2 \quad (1)$$

其中: $i(i=1,2,3,\dots,n)$ 为子流域的代码; AC^F_i 为子流域*i*单位面积农作物收益减少量(即削减成本); y 是单位面积化肥施用减少量; a_0, a_1, a_2 为系数。

然后,通过考察化肥营养盐的含量,建立营养盐削减量与化肥减少量之间的函数:

$$x_{i,p} = k_p \times y_i \quad (2)$$

其中: p 为两种营养盐(氮和磷); k 为化肥营养盐平均含量系数; $x_{i,p}$ 为子流域*i*单位面积营养盐削减量; i 和 y 的含义同上。

通过(1)、(2)可得到减少化肥施用营养盐削减成本函数:

$$AC^F_i(x_{i,p}) = a_0 + \frac{a_1}{k_p} x_{i,p} + \frac{a_2}{k_p^2} x_{i,p}^2 \quad (3)$$

2.3.2 减少牲畜养殖

减少牲畜养殖数量可以减少营养盐的排放,同时也会减少牲畜养殖的收益。因此减少牲畜养殖营养

盐削减成本可以用牲畜养殖收益的减少来表示。通过考察各子流域每头牲畜养殖的净收益、每头牲畜营养盐的排放量^③来建立减少牲畜养殖削减营养盐的成本函数:

$$AC^p(x_{i,p}) = \frac{b}{l_p} x_{i,p} \quad (4)$$

其中: AC^p 为营养盐削减的成本; b 为每头牲畜养殖平均净收益系数; l 为每头牲畜营养盐平均排放量系数; $i, p, x_{i,p}$ 的含义同上。

2.3.3 种植填闲作物

农作物收获后,为了避免降雨径流导致土壤营养盐流失,可以种植填闲作物来吸收利用营养盐,从而减少营养盐的排放。种植填闲作物将带来一定的种植和处理成本,即为种植填闲作物的营养盐削减成本。通过考察单位面积填闲作物种植和处理成本以及单位面积填闲作物营养盐削减量来建立种植填闲作物营养盐削减成本函数:

$$AC^c(x_{i,p}) = \frac{c}{m_{i,p}} x_{i,p} \quad (5)$$

其中: AC^c 为种植填闲作物营养盐削减成本; c 为单位面积填闲作物种植和处理成本; $m_{i,p}$ 为子流域*i*单位面积填闲作物营养盐削减量; $i, p, x_{i,p}$ 的含义同上。

2.3.4 湿地处理

湿地处理是利用湿地的物理、生化作用吸附、降解营养盐,从而达到营养盐削减的目的。湿地处理的削减成本主要包括湿地的机会成本、建设成本和运行成本。湿地削减营养盐的成本函数可以通过两个步骤建立。

首先建立湿地成本与湿地面积的函数关系:

$$AC^w(s) = d_0 + d_1 s + d_2 s^2 \quad (6)$$

其中: i 为子流域代码; AC^w 是削减成本; s 是湿地面积; d_0, d_1, d_2 为系数。

该函数的建立方法有两种:一是收集各子流域内已建湿地的设计参数和成本数据,通过线性回归计算出函数中的系数,如Soderqvist等(2002)在瑞典已建的53个湿地的工程数据的基础上,通过线性回归,建立该国湿地的营养盐削减成本函数,并计算出湿地的削氮成本为2.15美元/kg^[16];二是在缺少已建湿地数据的情况下,可以用土地的平均收益作为机会成本,然后根据建设成本、运行成本与机会成本的经验比例确定建设成本和运行成本。Schou等(2006)利用上述方法建立波罗的海流域各子流域的湿地处理营养盐削减成本函数^[5]。

第二步是建立湿地面积与营养盐削减量之间的函数:

$$x_{i,p} = m_{i,p} \times s \quad (7)$$

其中: x 为营养盐削减量, m 为单位面积湿地营养盐削减量, s 是湿地面积, p 为两种营养盐(氮和磷)。

通过(6)、(7)可得湿地处理营养盐削减成本函数为:

$$AC^w(x_{i,p}) = d_0 + \frac{d_1}{m_{i,p}} x_{i,p} + \frac{d_2}{m_{i,p}^2} x_{i,p}^2 \quad (8)$$

2.3.5 污水处理厂

污水处理厂是削减城市生活污水和工业废水排放的营养盐的主要措施。污水处理厂的成成本包括建设成本和运行成本。污水处理厂营养盐削减成本函数可以通过以下两个步骤得到。

首先通过收集已建不同规模污水处理厂的建设成本、运行成本及各项运行数据,计算不同规模污水处理厂的单位重量(或体积)污水处理成本,从而建立不同规模污水处理厂污水处理量之间的函数关系:

$$AC_i^{s,G}(q) = e q_i^G \quad (9)$$

其中: G 为污水处理厂规模^④; AC^s 为处理成本, e 为单位重量污水处理成本; q_i^G 为子流域*i*规模*G*污水处理厂的污水处理量。

第二步是建立污水处理量与营养盐削减量之间关系的函数:

$$x_{i,p}^G(q) = n_{i,p} \times q_i^G \quad (10)$$

其中: i 为子流域; p 为两种营养盐(氮和磷); x 为营养盐削减量; n 为单位重量污水平均营养盐含量。

通过(9)和(10)可得不同规模污水处理厂营养盐削减成本函数:

$$AC_i^{S,G}(x_{i,p}) = \frac{e}{n_{i,p}} x_{i,p}^G \quad (11)$$

2.3.6 安装尾气净化装置

安装尾气净化装置是削减大气沉降营养盐的主要措施,如汽车尾气净化器、火电厂尾气净化器等。该削减措施的成本为尾气净化装置的安装费用和运行费用。这样安装尾气净化装置营养盐削减成本函数可以通过考察安装运行成本与尾气处理量之间的关系,以及尾气处理量与营养盐削减量之间的关系来建立^⑤:

$$AC_i^A(x_{i,p}) = \frac{f}{o_{i,p}} x_{i,p} \quad (12)$$

其中: i 为子流域; AC^A 为削减成本; f 为单位体积尾气处理成本; $o_{i,p}$ 为单位体积尾气平均营养盐含量; p 为两种营养盐(氮和磷)。

2.4 水体营养盐负荷响应模型

在不同的子流域,不同的削减措施削减营养盐,对水体营养盐负荷的影响是不同的。为了得到流域营养盐削减最优方案,必须建立各子流域的各营养盐削减措施的水体营养盐负荷响应模型。水体营养盐负荷响应模型的建立可以通过现场数据采集、GIS模型、流域水动力模型等途径建立。

各子流域、各种营养盐削减措施的水体污染负荷响应的一般模型为:

$$g_i^t(x_{i,p}) = r_{i,p}^t x_{i,p} \quad (13)$$

其中: i 为子流域代码; t 为营养盐削减措施代码(如污水处理厂、湿地处理、减少化肥施用等); p 为两种营养盐(氮和磷); x 为营养盐削减量; $r_{i,p}^t$ 为子流域 i 利用 t 营养盐削减措施的水体营养盐负荷响应系数。

2.5 流域营养盐削减最优方案

营养盐削减最优方案是指基于等边际原理(削减成本最小化^⑥),在一定的流域营养盐削减指标的约束下,达到既定的环境目标(如水质目标、污染削减目标等),利用营养盐削减成本函数和水体营养盐负荷响应模型,确定的各子流域的营养盐削减措施及规模、削减量的最优组合,用数学模型可表示为:

$$\min \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m TA C_i^k(x_{i,p}) \quad (14)$$

s.t.

$$\sum_{i=1}^n g_i^t(x_{i,p}) = T_p \quad (15)$$

$$h_i^t(x_{i,p}) \leq h_i^t \max \quad (16)$$

其中:

$i(i=1, 2, 3 \dots n)$ 为子流域; $t(t=1, 2, 3 \dots m)$ 为削减措施(湿地处理、污水处理厂、减少化肥施用等); p 为两种营养盐(氮和磷);

$TA C_i^k(x_{i,p})$ 为营养盐削减措施成本函数。 $x_{i,p}$ 为子流域 i 实施措施 t 得到的营养盐 p 的削减量;

g_i^t 各子流域、各营养盐削减措施的水体营养盐负荷响应模型;

T_p 是水体营养盐 p 负荷削减目标;

h_i^t 是描述在子流域 i 实施措施 t 进行营养盐削减的规模函数;

$h_i^t \max$ 为各种措施规模的约束函数,即子流域 i 实施措施 t 削减营养盐的最大可能的规模。

以上模型涉及到大量成本函数(还包括非连续的函数)、水体营养盐负荷响应模型、规模函数等,手工求解非常困难,需要利用非线性规划求解模型(如 GAMS Model)。

3 结语

流域营养盐削减是改善流域水质、维护流域水生态平衡的直接有效的手段。营养盐的削减涉及到庞大的成本,在营养盐控制政策的制定中必须寻求成本最优的削减方案。本文在研究各子流域、各种削减措施的营养盐削减成本函数及水体营养盐负荷响应模型的基础上,建立了流域营养盐削减最优方案的研究模型。本模型对水体富营养化严重的我国制定有效的营养盐削减政策具有重要的参考价值。但是必须指出这一模型也存在一些问题:(1)影响湿地的营养盐削减能力的因素很复杂,包括流入负荷、湿地面积、土质、气温等^[17],建立的模型力求反映实际规律,但还是比较简单;(2)建立的模型未能考虑各营养盐削减措施的二次效益^[6]。例如湿地不仅削减营养盐,而且具有生态服务和休闲娱乐功能,而后者因难以计量往往被忽略,导致湿地效益的理论值小于实际值^[17]。这些问题也是笔者未来研究的方向。

还必须指出,在成本最小化目标下建立的营养盐削减量最优方案,会造成各子流域的营养盐削减量不同,从而导致承担的削减成本不公平。特别是在流域涉及到很多经济发展水平不同的行政区,削减成本的不公平会直接影响到最优削减方案的实施。因此在政策制定时,需要考虑公平性因素和各地区的财政能力,通过营养盐削减成本投入少的地区对成本投入多的地区进行财政转移支付,确保流域内环境责任的公平。

注释:

- ①需要指出的是,我国流域水环境管理项目失败的原因还有很多(具体分析参考文献[3],缺少实施的技术细节是其中重要的原因之一。
- ②如淮河流域、渤海、太湖流域、滇池流域等都经过超过 10 年的综合整治投入了大量的资金而水质仍然未得到改善。
- ③需要说明的是不同种类牲畜养殖减少的营养盐削减量和削减成本是不同的。为简化公式本文使用了统一的符号。在实际中必须根据牲畜种类分别建立成本函数。
- ④由于不同规模污水处理厂的效率不同,所以必须建立不同规模污水处理厂的污染削减的成本函数。这样污水处理厂的成本函数是不连续的。
- ⑤不同净化装置的成本和营养盐削减的效果不同。在实际操作中,必须根据不同的净化装置的种类来建立成本函数。
- ⑥鉴于以往营养盐削减高成本代价,成本效益最优得到人们普遍重视,同时也是决定治理方案是否具有可行性的主要指标之一。营养盐削减措施的最优组合的研究方法是基于等边际削减原理,而有些案例也曾基于等比例原理对流域营养盐削减开展过研究^[4]。Froschl 等(2008)在多瑙河流域分别研究了单个国家内和多个国家间的营养盐削减措施及削减量的优化组合,发现等边际削减比等比例分配更具优势^[13]。

参考文献:

- [1]中华人民共和国环境保护部,2009. 2008 年中国环境状况公报[Z]. 北京.
- [2]国家海洋局,2009. 2008 年中国海洋环境质量公报[Z]. 北京.
- [3]World Bank (2006), Water Quality Management—Policy and Institutional Considerations[Z]. World Bank.
- [4]Gren I. M, Jonzon Y, Lindqvist M. Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea—technical report [M]. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2008.
- [5]Schou J. S. Modelling Cost-efficient Reductions of Nutrient Loads to the Baltic Sea [M]. Denmark: National Environmental Research Institute, 2006.
- [6]Gren I. M, Elofsson K, Jannke A. Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea [J]. Environmental and Resource Economics, 1997(10): 341-362.
- [7]Gren I. M. International Versus National Actions Against Nitrogen Pollution of the Baltic Sea [J]. Environmental and Resource Economics, 2001(20): 41-59.
- [8]Neumann T. An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea [J]. Journal of Marine Systems, 2005(56): 195-206.
- [9]Veeran R. J, Lorenz C. M. Integrated economic-ecological analysis and evaluation of management strategies on

- nutrient abatement in the Rhine basin[J]. *Journal of Environmental Management*, 2002(66): 361-376.
- [10]ROB J. H. Benefits of a Reallocation of Nitrate Emission Reductions in the Rhine River Basin[J]. *Environmental and Resource Economics*, 2001(18): 19-41.
- [11]Lise W. Cost-Effective Nutrient Emission Reduction in the Rhine River Basin [J]. *Integrated Assessment*, 2002(4): 321-342.
- [12]Veeran R. J. Benefits of a Reallocation of Nitrate Emission Reductions in the Rhine River Basin [J]. *Environmental and Resource Economics*, 2001(18): 19-41.
- [13]Fröschl L. Cost-efficient choice of measures in agriculture to reduce the nitrogen load flowing from the Danube River into the Black Sea; An analysis for Austria, Bulgaria, Hungary and Romania [J]. *Ecological Economics*, 2008(68): 96-105.
- [14]Ribaud M. O. Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin[J]. *Ecological Economics*, 2001(37): 183-197.
- [15]Schleiniger R. Comprehensive cost-effectiveness analysis of measures to reduce nitrogen emissions in Switzerland [J]. *Ecological Economics*, 1999(30): 147-159.
- [16]Soderqvist T. Constructed wetlands as nitrogen sinks in southern Sweden: An empirical analysis of cost determinants[J]. *Ecological Engineering*, 2002(19): 161-173.
- [17]Bystrom O. The nitrogen abatement cost in wetlands[J]. *Ecological Economics*, 1998(26): 321-331.

Model of Optimal Nutrient Reduction Scheme in Watershed

YU Jie¹, PENG Ben-rong^{1,2}

(1. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen Fujian 361005;

2. Joint Key Laboratory of Coastal Study, Xiamen Fujian 361005)

Abstract: Nutrient enrichment that leads to eutrophication is one of the major environmental problems in China. Different nutrient abatement measures in different sub-watersheds have different costs and impacts on the nutrient loads to the water body. At the same time, nutrient reduction involves large amount of investment. Lacks of study in this field in China has made it difficult for policy-makers to determine cost-effective nutrient abatement policies. To improve the efficiency and effectiveness of nutrient reduction policies, it is necessary to study the cost-efficient nutrient reduction scheme in watershed. Making use of all possible previous studies in nutrient reduction, this paper analyzes the sources of nutrient and identifies the respondent reducing measures at first. Secondly, the study establishes the cost functions and the nutrient loads response models of different measures in different sub-watersheds. Afterward, the paper develops the model of optimal nutrient reductions scheme. The minimum cost solutions to pre-specified environmental targets, which means combination of different measures located in different sub-watersheds, can be obtained employing the developed models and the data in the studied watershed. Conclusions and discussions are included in the last part of the paper.

Key words: nutrient reduction; optimal scheme; cost function; nutrient load response model; watershed

(责任编辑:刘阳雄)