

海水入侵模拟理论与方法研究进展

成建梅¹, 黄丹红², 胡进武²

(1. 中国地质大学环境学院, 湖北 武汉 430074;
2. 中国地质大学研究生院, 湖北 武汉 430074)

摘要 对海水入侵模拟研究涉及的海水入侵监测指标、数学模型及数值方法、临海边界处理和海水入侵防治对策研究等方面做了全面总结, 并指出海水入侵数值模拟研究进一步发展的方向和研究中亟待解决的问题。认为变密度过渡带模型将是海水入侵研究的主流模型, 而自适应欧拉-拉格朗日方法是求解此类模型最有效的数值方法。另外, 指出硼同位素特别适合于水文地质条件复杂的滨海含水层海水入侵的监测。

关键词 海水入侵; 数学模型; 监测指标; 临海边界

中图分类号 X55 **文献标识码** A **文章编号** 1004-693X(2004)02-0003-06

海水入侵是由于天然或人类活动下咸淡水之间的动态平衡被打破而出现海水向滨海淡水含水层入侵的现象。海水入侵将导致如水质恶化、土壤盐渍化及荒漠化等一系列生态、环境恶化问题。在我国有不少地区发生了不同程度的海水入侵, 如山东环渤海地区^[1]。在华南一些滨海及附近海岛也出现了海水入侵的苗头, 严重制约了沿海地区经济的发展, 因此, 研究海水入侵有着重要意义。

1 海水入侵的动态监测指标研究

海水入侵动态监测中采用的指标和方法直接影响了海水入侵及入侵程度评价的结果。海水入侵过程中, 由于海水与包气带土壤、含水层介质以及淡水之间发生了各种复杂的物理、化学及生物作用, 因而引起海水入侵区地下水及土壤中化学组分发生变化。目前海水入侵监测的重点往往仅限于监测地下水的水化学组分变化, 而忽略了监测海水入侵对土壤成分的影响。实际上, 海水入侵作用改变了表层土壤的性质, 给入侵区表层生态环境带来严重的影响, 如土地荒芜、盐渍化。因此, 建议进行海水入侵监测时重视对表层土壤性质的监测。

1.1 化学指标

1.1.1 单指标法

最常用的指标是 Cl^- , 它是海水中最主要的稳定常量元素而且测定方便。多数学者将 Cl^- 浓度为 250 mg/L 作为判断海水入侵最直接的单一指标。另一常用指标是矿化度(TDS), 大体范围为 1.0 ~

2.0 g/L。然而, 水中 Cl^- 浓度和 TDS 大小还常受到生活污水、工业废水等一些非海水因素影响, 因此, 单指标分析是不全面的。海水入侵过程会引起包括 Cl^- 和 TDS 在内的一系列水化学指标的改变, 因此, 有必要选择多种指标进行综合评价。

1.1.2 多指标综合评判法

可选择几种有代表性的化学离子以及特征离子比值作为监测指标, 以此对海水入侵程度作等级划分^[2,3]。多指标综合评判法是目前海水入侵评价中最有效同时又最常用且相对经济的方法。选择的代表性指标有: Cl^- 、矿化度(TDS)、 Br^- 、钠吸附比(SAR)、咸化系数(A)。 Br^- 是海水中稳定的常量元素之一, 含量一般为大于 55 mg/L。陆地淡水中 Br^- 则属于微量元素, 受到海水侵染后, 此含量值将升高。因此它是反映海水入侵的一个较敏感指标。咸化系数(A)定义为地下水中特征离子比值: $\gamma\text{Cl}/(\gamma\text{HCO}_3 + \gamma\text{CO}_3)$ 。钠吸附比(SAR)是美国咸水实验机构用来表示农业灌溉适宜性的一个参数。不同化学性质的水中特征离子不同, 其特征离子含量的比值可清楚地反映并放大不同类型水的差异性, 因此它是十分有效的一种指标。SAR 指标可以反映海水入侵过程中咸淡水混合作用下水-岩(土)之间的阳离子交换作用, 吴吉春等通过大量实验研究证实了海水入侵过程中阳离子交替作用的存在^[4]。需要指出的是, SAR 指标对于研究海水入侵作用下表层土壤环境化学性质变化也具有重要的意义, 而往往不被研究者重视。因此, 海水入侵监测研究中应加强

对海水入侵过程中水-岩反应(离子交换、吸附与解析作用等)研究,研究咸淡水混合作用下地下水、包气带土壤、含水层介质化学成分变化的规律,从而用来指导海水入侵的监测与预报。

1.2 物探监测指标

物探方法用于监测海水入侵,是依据咸淡水两种不同介质对自然或人工电场不同的电导反映(电阻率、充电率差异)来确定海水入侵形成的咸淡水界面,它常和化学指标法共同使用,相互补充、相互印证。采用的主要指标^[3]有:①电阻率指标,主要方法有垂向电测深法和瞬变电磁法;②充电率指标,目前仅限于激发极化法。一般视电阻率值 $20 \Omega \cdot m$ 可作为咸淡水界面的特征值。垂向电测深法是海水入侵监测中最常用的物探方法,缺点是易受高阻包气带和低阻地层的影响导致测量误差。瞬变电磁法能够有效地确定不同深度的导电层(包括高阻包气带和低阻地层),特别适宜于多层含水层海水入侵监测,但其曲线解译复杂,影响了实际使用。激发极化法可以根据人工电场在地下岩层产生极化二次场的衰减特性及多项物理参数异常来确定岩层性质,它可以作为垂向电测深的一种补充手段。另外,电剖面法、电磁剖面法和地震反射法等物探方法也可用于海水入侵监测,而且常常多种方法联合使用,相互补充。

1.3 同位素指标研究

随着同位素地球化学的发展,同位素方法成为研究和确定地下水咸化成因最直接的手段,为海水入侵研究提供了新的途径。但是,由于测定费用较昂贵,较水化学指标法就应用不够广泛。目前常用的同位素指标有 2H , ^{18}O , ^{34}S , Sr , C 同位素^[5]。封存古咸水与现代海水的化学成分相近但其同位素组分却相差很大,因此通过测定淡水、咸水、卤水、海水的同位素组分可以确定咸水的来源,从而判断和区分古咸水入侵和现代海水入侵。潘曙兰等^[5]运用同位素方法研究了我国莱州湾海水入侵的成因及变化趋势。她根据 21 个水样的 2H , ^{18}O 同位素测定结果,得到样品的 $\delta^{18}O - \delta D$ 和 $\delta^{18}O - \text{电导率}$ 关系,在两种图上均发现了卤水入侵线和现代海水入侵线,为莱州湾地区地下水咸化成因分析提供了有力依据。但是研究表明,海水与地下淡水的 $\delta^{18}O$ 值差别不是很大, ^{34}S 受氧化还原反应影响,地下水的氧同位素组成受大气降水的同位素组成影响,这些因素不同程度地影响方法的准确度。20 世纪 80 年代以来,对硼同位素测定方法的改进及地化研究表明:硼同位素是一种区分海陆相来源的很好指标,经过不同演化过程的硼同位素组成也存在着较大的差别。张崇耿等^[6]探索性地把这一特性直接用于研究海水入

侵,通过硼同位素和氯浓度相结合的方法,研究了莱州湾地区现代海水入侵和地下卤水入侵。初步结果表明,硼同位素非常适合于研究轻微的入侵阶段的海水入侵,并使入侵的定量化研究成为可能。同时,由于硼同位素研究海水入侵灵敏度高,在研究宽过渡带的咸淡水界面时具有显著优势。另外,还可根据硼同位素组成特征研究入侵类型。

2 海水入侵模拟的数学模型与数值方法

最早提出滨海地区咸淡水界面理论是荷兰人 Badon Ghyben 和德国人 Herzberg,他们分别于 1889 年和 1901 年独立地提出了著名的计算咸淡水交界面的 Ghyben-Herzberg 公式。至今,海水入侵研究已有百年历史。这一个世纪中,海水入侵模型研究经历了从理论假设到合理概化,从理论模型、室内实验模型到数值模型这一漫长的阶段。其中,Custodio 的著名的《Groundwater Problems in Coastal Areas》一书系统地全面地阐述了海水入侵问题,为海水入侵研究的开展和普及奠定了基础。通常,海水入侵模型研究可分为突变界面模型、过渡带模型两类。

2.1 突变界面模型

该模型忽略了咸淡水间的流体动力弥散作用,把海水和淡水看作是互不混溶的两种流体,它们之间存在一个突变的界面。而事实上,淡水和海水是可混溶的液体,因此,突变界面模型只适用于过渡带很窄的情况下,同时也可用于大范围内的滨海地带海水入侵研究。

与过渡带模型相比,突变界面模型研究是比较成熟的。最早的 Ghyben-Herzberg 公式根据突变界面假设,从静力学角度给出了咸淡水界面计算公式。Bear 在其《多孔介质流体动力学》中论述了咸淡水界面运动的理论,给出了咸淡水界面的严格数学描述。Pinder(1977)运用突变界面模型计算了纽约长岛附近含水层中的海水入侵问题。Mercer 用有限差分方法对夏威夷—滨海含水层由于污灌引起的咸淡水界面移动进行了研究。Wilson 用有限元方法模拟了突变界面的运移。Essaid(1990)首次提出一种准三维分块中心有限差分模型,进行了美国加利福尼亚 Soquel Aptos 盆地的海水入侵问题研究。Huyakorn(1996)以流体势为自变量,建立了滨海多层含水系统准三维多相突变界面模型。

2.2 过渡带模型

当咸淡水之间的水动力弥散相对重要,形成较宽的咸淡水过渡带时,突变界面模型就不再适用。

2.2.1 均质流体过渡带模型

淡水与海水是可混溶的,但该类模型将咸淡水

看作是均质流体,从而忽略了流体浓度变化对水流速度的影响。Henry(1964)立足于可混溶液体,首次发表了一个与海岸线正交的垂直断面上盐分浓度的解析解。Henry模型已成为过渡带模型数值试验的基准。Pinder(1976)将Henry模型转化为非稳定问题,用特征法求得盐水运移的第一个数值解,而后又相继建立了有限元模型,验证了Henry模型。Segol(1975)建立了以流体压力、速度分量和浓度为自变量的剖面二维有限元模型,计算了非稳定流条件下佛罗里达南部一个海岸垂直剖面上的海水入侵。Heinrich和Huyakorn(1977)提出用迎风有限元方法求解对流的海水入侵问题。Frind(1982)导出向海底延伸的越流含水层中海水入侵的剖面二维有限元解,提出了求解大时间步长的有效数值格式。

2.2.2 变密度过渡带模型

该模型考虑密度对水头、流速和浓度的影响。Voss(1984)建立了饱和-非饱和变密度地下水流有限元模型和具盐水界面的含水层有限元模型,开发了SUTRA二维有限元软件,常用于模拟海岛的剖面二维海水入侵问题。Huyakorn^[7]等提出了与密度相依的地下水流方程和运移方程,建立了海水入侵过渡带的三维有限元模型。薛禹群^[8]建立了考虑密度变化的三维特征有限元模型,研究了山东莱州地区龙口一滨海含水层中的海水入侵,是国内第一个研究海水入侵咸淡水界面运移规律的三维数值模型。Galeati和Gambolati^[9]建立了考虑变密度的无压含水层盐淡水过渡带模型,采用具隐式欧拉-拉格朗日方法求解盐淡水耦合模型研究了意大利南部垂直剖面上的海水入侵。李国献^[10]利用人工弥散加权方法建立三维有限元模型,研究了广西北海涠洲岛的海水入侵。吴吉春等^[4]首次建立了反映水-岩阳离子交换作用的海水入侵数学模型,以 Na^+ 、 Ca^{2+} 作为模拟因子,阳离子交换作用作为模型的耦合,研究了山东省龙口市黄河营海水入侵过程中交换 Na^+ 、 Ca^{2+} 的运移行为,取得满意的结果。陈鸿汉等^[11]通过不同含水介质对 Cl^- 、 Na^+ 的吸附实验和海咸水入侵动态系统砂槽模拟实验证实,含水介质表面吸附(解吸)动力对盐分运移的影响是不可忽略的。成建梅^[12]建立了三维变密度对流-弥散水质数学模型来研究山东烟台夹河中下游地区咸淡水界面的运移规律。陈鸿汉等^[13]针对海咸水运移过程中的水动力学特征和化学动力学特征,推导了水动力-化学动力耦合的盐分运移对流-弥散方程,水动力过程考虑了浓度变化对水流运动的影响,化学动力学过程考虑了含水介质表面吸附(解吸)作用对盐分运移的影响,采用改进非线性特征有限元法求解高浓度溶质

运移三维模型。

2.3 海水入侵模型的数值方法

海水入侵水质模型求解方法以有限元方法居多。为了解决求解对流弥散方程所引起的数值弥散及过量现象,所采取的方法有迎风(上游加权)有限差分法或有限元法、交替方向隐式差分或有限元法、特征法和变形网格法、人工弥散加权法及欧拉-拉格朗日混合解法(即特征有限元法,简称ELM法)等。其中迎风法在海水入侵模型中得到了广泛的应用,并取得了较好的效果。近十年来,混合ELM方法愈来愈成为求解对流弥散方程的主要方法^[14]。这种混合解法已成功地用以求解山东莱州海水入侵三维水质模型^[7],但是,该文献中对算法描述甚少,使方法的推广应用受到限制。Zheng(1994)MT3D软件中提出了用HMOC法(Hybrid method of characteristics)在三维差分网格中求解对流分量。成建梅^[12]以四面体为基本单元推导了三维海水入侵变密度水质模型求解的数值方法,溶质运移方程求解时运用了欧拉-拉格朗日混合方法,用传统迦辽金有限元方法求解弥散项;采用自适应MOC-MMOC法求解对流项,取得了令人满意的效果。2001年,袁益让等提出海水入侵及防治工程后效的数学模型,给出三维问题的迎风分数步差分格式,对山东省莱州湾地区的海水入侵进行数值模拟^[15]。笔者认为,混合ELM方法是求解对流弥散方程的主流方法,特别是对流占优时。但是,这种方法的推广还存在一定困难,特别是在三维情况下,而且在程序中对边界的处理也是十分复杂、费时的。因此,还需做更进一步的工作,形成通用化的程序,才能使该方法得以推广。

模型中以剖面二维居多,三维模型较少。二维剖分以矩形网格为主,并有等参四边形和三角形单元网格;三维模型离散单元类型以长方体、三棱柱为主,且多为水平层状,个别实例运用等参六面体单元^[8,10]。但是,能够灵活刻画含水层结构和复杂边界条件的四面体剖分的实例却极少^[12],甚至在二维三角网格剖分也较少见。另外,三维模型的实现还取决于可获得的观测资料,为了得到三维空间上的各个变量的值如水头、浓度、含水层厚度等,常常还需要利用先进的插值技术。

3 滨海含水层的临海边界问题

在滨海含水系统研究中,临海边界条件的正确处理直接影响到海水入侵模型的仿真程度。目前,绝大多数海水入侵模型将平面图海岸线作为整个含水系统的边界。实际上,当海岸为陡直基岩海岸时,将海岸线作为含水系统边界尚可行,但对于砂质

平缓海岸,这一处理可能导致不正确的结果^[16]。在平缓砂质海岸,滨海含水层实际上是向海底延伸一定范围的。Nawang等(1990)在某滨海含水层地下水模型中,无论证地假定承压含水层顶板向海底延伸5 km和15 km,并处理为水头已知边界。

研究表明,滨海地区地下水具潮汐效应性质,且离海岸不同距离地下水对潮汐的效应因含水层类型不同而不同,说明可通过对岸边水头的潮汐动态研究来推测出含水层的情况(如延伸范围、水文地质参数等)。一些学者着重于通过地下水潮汐效应来估计水文地质参数的研究而未提及临海边界的确^[17]。Li等^[18]运用复变函数给出了含水层顶板向海无限延伸时地下水水头随潮汐波动的一维解析解,粗略确定了广西一滨海含水层向海底的延伸位置。陈崇希等^[16]归纳了天然条件下地下水向海底排泄的两种基本方式,提出了等效排泄边界概念,随后基于天然状态地下水系统,系统地提出运用地下水潮汐观测信息确定滨海含水层的“等效排泄边界”的思路,并运用准三维水流模型进行反复验证。Li和Jiao^[19]推导了滨海多层含水系统中地下水潮汐效应的解析解,讨论了陆地含水层向海底延伸范围对地下水潮汐波动的影响。研究表明,当含水层向海底延伸距离较近时,潮汐波动随延伸距离增大而减小,而当延伸距离大于某一阈值时,该性质不再明显。笔者认为,这意味着存在某一个特定的含水层延伸范围,该位置可视为等效的含水层海底边界,在这种等效条件下,对陆上含水层的刻画较原来的直接将海岸线作为陆地含水层边界的做法更接近实际。Kooi和Groen^[20]分别运用突变界面解析模型和变密度数值模型研究了滨海含水层系统向海底的延伸,认识到:在有利于形成比较宽的淡水楔的条件下,突变界面模型会低估淡水向海的延伸。Zhang等^[21]研究了简化临海边界对无压含水层中污染物迁移的影响。他们发现,忽略咸淡水密度差异将会使计算的咸淡水界面处的溶质通量偏低。因此,在研究滨海含水层向海底延伸距离时,应考虑咸淡水密度的差异。然而,大多数模型忽略了地下水密度变化,而且迄今为止,有关滨海含水层临海边界确定的实例研究也很少见。成建梅等^[22]充分考虑了烟台夹河中下游地区滨海地下水受海潮、夹河河潮及开采等综合因素影响,地下水已不同程度受海水入侵而咸化,咸淡水之间密度差异对地下水运动及盐分运移已起着不容忽视的作用,鉴于此,建立了三维变密度地下水潮汐效应模型,通过反复对比潮汐效应观测中的水头波动和计算水头波动,确定了山东烟台夹河中下游地区滨海含水层的海底等效边界。

综上所述可知,在平缓海岸,含水层实际上向海底延伸,其延伸范围可通过含水层中地下水的潮汐效应信息来确定,同时在运用潮汐效应模型确定含水层临海边界位置时,还应该充分考虑到咸淡水之间的密度差异。

4 海水入侵防治对策研究

实际上,不合理地开采地下水(包括过量开采与布井不合理)是导致海水入侵的直接原因,其问题的实质是水资源供需失调。因此防治海水入侵的重点在于“防”。在我国,海水入侵危害仅在部分地区比较严重,如环渤海地区,多数滨海地区刚开始有海水入侵的苗头,因此进行超前的以防止海水入侵为目的海水入侵研究,具有十分积极的意义。从地下水循环(补径排)角度来看,防治海水入侵的核心是:增加地下淡水补给量,减少地下淡水排泄量,限制地下水开采量。因此,海水入侵的防治措施^[1,23~26]可分为开源节流、阻挡咸水(海水)、适应性生态改良等。

开源节流,即增加地下淡水补给量,减少地下淡水排泄量,限制地下水开采。增加补给和减少排泄的方式有:①兴建拦蓄补源性工程,包括各种人工渗沟、渗渠、渗井与拦蓄闸坝等。在海水入侵严重的地区,可充分利用汛期降水,在河槽不同地段修建人工渗沟、渗渠、渗井,以加快地表水入渗,迅速转化成地下水。另外,在不同河段位置上修筑拦河闸坝,使河水尽量沿途入渗补给地下水,以减少地表径流入海。②兴建以淡水帷幕工程为基础的地下水库。建立以沟渠入渗为主,回灌井、回灌渠或井、渠结合等的淡水入渗帷幕和补源方式,在下游平行于海岸修筑挡水屏障,从而形成地下水库。③兴建跨流域调水工程。限制地下水开采,合理开发利用地下水,其主要手段是对滨海地区地下水资源进行全方位(时间、空间)的管理,以不发生海水入侵为前提,以地下水模型为依据,确定允许开采量,调整地下水开采布局。另外,将传统垂直抽水井改变为水平集水方式,如水平集水廊道或辐射井等井型,可以有效地减小抽水引起的浓度升锥,从而减缓海水入侵^[12]。也可在海岛淡水透镜体内开挖最小降深的截水廊道,如夏威夷、马里亚纳群岛等均有成功的经验。

阻挡海水入侵的水利设施有两类:地下帷幕和地表防潮设施。地下帷幕有3种类型,包括实体帷幕、水力屏障和地下充气墙。实体帷幕是在海水入侵通道较狭窄的地段修建地下连续墙,修建投资较大,但管理和维修费用较低,能够有效阻挡海水入侵,其缺点在于天然地下径流受阻引起的水质恶化和污染。水力屏障是在位于海水入侵前缘的内陆一

侧,向钻孔中注水抬高地下水位形成一道淡水帷幕,阻挡海水的入侵。其注水速度越高,效果越好,但修建和管理费用高,且需补充水源,同时可能引起地下水的污染。地下充气墙是指利用钻孔向含水层注入空气,在淡水含水层与海岸之间形成人工空气墙,防止海水的入侵及淡水向海洋渗流,其最大优点是造价低,无需注水或泥浆即可形成挡水帷幕,也不会引起二次污染。肖江等^[27](2000)分析了理想条件下充气法在防止海水入侵问题中的应用。笔者认为,充气法防止海水入侵从理论上是可行的,但是运用到实际还需开展试验性研究。地表防潮设施主要包括拦潮坝、防潮堤与防潮闸工程。防潮堤可以有效阻挡现代海水的入侵;防潮闸坝既可以有效地阻止涨潮流顺河道上溯,又可以在缺水季节拦蓄淡水,增大河流的水头压力,减缓海水入侵的速度。

适应性生态改良是指适应海水入侵现状,进行海水入侵区生态改良试验,利用地下微咸水或与淡水混合利用浇灌耐盐作物,分区治理,发展入侵区经济^[24]。在重灾区建立适合区域生态特点的农牧渔林良性循环的生态系统,建立盐业牧草带和浅海滩涂养殖带,积极推广养殖新技术,在充分利用盐业资源的基础上,发展畜牧业,改良土壤,对灾害威胁区,在利用现有的海水入侵灾害监测系统的基础上,及时调整水资源利用方向,发展节水型农牧业和工副业,在补给山区,以绿化和涵养水源为出发点,发展生态农业^[1,26]。

5 结论与建议

a. 考虑密度变化影响的过渡带模型,是未来海水入侵数值模型发展的趋势。近年来,考虑到咸淡水混合过程中的化学反应作用以及含水层介质表面吸附(解吸)动力对盐分运移的影响,已有一些学者在水动力-化学动力耦合方面做了积极的尝试^[13]。

b. 欧拉-拉格朗日混合解法愈来愈成为海水入侵水质模型求解的主流方法,但方法的推广还需要做更进一步的工作。最近,Oude Essink(2002)在研究荷兰某滨海含水层海水入侵时应用了程序 MOC-DENS3D,该程序重点考虑地下水密度变化影响。

c. 宜采用多种指标、多种方法综合评价确定海水入侵的程度和范围。需要指出的是,海水入侵监测除了要监测地下水的水化学组分变化,还应重视对表层土壤性质的监测。另外,鉴于硼同位素在海水入侵监测方面具有的独特优势,建议在条件复杂地段考虑运用硼同位素方法。应加强对海水入侵过程中水-岩(土)反应研究。

d. 不应直接将海岸线作为含水层系统的临海

边界。在平缓海岸,可利用地下水的潮汐效应信息确定含水层的临海边界。

e. 模型中水动力参数的选取直接影响了模型预测的准确性。研究表明,含水介质的空间变异性导致含水层参数具有尺度效应性质^[28],而大多数模型对选取的参数缺乏讨论或论据不足。笔者认为,基于典型单元体的传统水动力弥散理论不能用于描述野外大尺度下复杂含水层中溶质运移问题。近年来,随机理论成为研究宏观范围含水介质的空间变异特征及溶质运移规律的重要工具,但目前的研究大多还基于一些假设(如渗透系数 $\ln K$ 二阶平稳、稳定渗流场等),因而地下水溶质运移随机理论发展到实际应用,还需要作更多的工作。因此,建议加强对野外大尺度下复杂含水层中溶质运移理论的研究,力图从机理上描述含水层参数的尺度效应性质,为模型建立提供依据。

f. 水资源供需失调是导致海水入侵的实质原因,防治海水入侵的重点在于“防”。对于已经发生海水入侵的地区,应该因地制宜地采取综合治理措施,减轻海水入侵危害,防止海水入侵加剧。

参考文献:

- [1] 盛学斌,戴昭华,杨明华. 大渤海区海水入侵态势与防治构想[J]. 生态学报, 1996, 16(4): 418~426.
- [2] 赵建. 海水入侵水化学指标及侵染程度评价研究[J]. 地理科学, 1998, 18(1): 16~24.
- [3] 李福林,张保祥. 水化学与电法在海水入侵监测中的应用[J]. 物探与化探, 1999, 23(5): 377~379.
- [4] 吴吉春,薛禹群,张志辉. 海水入侵含水层中水-岩间的阳离子交换的实验研究[J]. 南京大学学报(自然科学版), 1996, 32(1): 71~76.
- [5] 潘曙兰,马凤山. 海水入侵的同位素研究[J]. 地球学报, 1997, 18(增刊): 310~312.
- [6] 张崇耿,肖应凯. 硼同位素分馏及其在环境研究中的应用[J]. 盐湖研究, 2002, 10(2): 54~60.
- [7] Huyakorn P S, Anderson P F, Mercer J W, et al. Saltwater intrusion in aquifers: development and testing of a three-dimensional finite element model[J]. Water Resources Research, 1987, 23(2): 293~312.
- [8] 薛禹群,谢春红,吴吉春,等. 龙口—莱州地区海水入侵含水层三维数值模拟[J]. 水利学报, 1993(11): 20~23.
- [9] Galeati G, Gambolati G, Neuman S P. Coupled and partially coupled Eulerian-Lagrangian model of freshwater-saltwater mixing[J]. Water Resources Research, 1992, 28(1): 149~165.
- [10] 李国敏,陈崇希. 涠洲岛海水入侵模拟[J]. 水文地质工程地质, 1995(5): 1~6.
- [11] 陈鸿汉,王新民,张永祥,等. 淮河下游地区海咸水入侵动态系统分析[J]. 地理科学, 1996, 16(3): 224~231.
- [12] 成建梅. 滨海多层含水系统海水入侵三维水质模型及

其应用[D].武汉 :中国地质大学 ,1999.

[13] 陈鸿汉 ,王新民 ,张永祥 ,等 . 淮河下游地区海咸水入侵动态三维数值模拟分析[J]. 地学前缘 ,2000 ,7(增刊) : 297 ~ 304.

[14] 成建梅 ,胡进武 . 饱和水流溶质运移问题数值解法综述[J]. 水文地质工程地质 ,2003(2) :99 ~ 106.

[15] 袁益让 ,梁栋 ,芮洪兴 . 海水入侵及防治工程的后效预测[J]. 应用数学和力学 ,2001 ,22(11) :1163 ~ 1171.

[16] 陈崇希 ,林敏 ,舒本媛 . 滨海承压含水层等效边界——以北海禾塘水源地为例[J]. 水文地质工程地质 ,1990 (4) :2 ~ 4.

[17] Schultz G , Ruppel C . Constraints on hydraulic parameters and implications for groundwater flux across the upland-estuary interface[J]. Journal of Hydrology ,2002 ,260 :255 ~ 269.

[18] Li G M , Chen C X . Determining the length of confined aquifer roof extending under the sea by the tidal method[J]. Journal of Hydrology ,1991 ,123 :97 ~ 104.

[19] Li H L , Jiao J J . Tide-induced groundwater fluctuation in a coastal leaky confined aquifer system extending under the sea [J]. Water Resources Research ,2001 ,37(5) :1165 ~ 1171.

[20] Kooi H , Groen J . Offshore continuation of coastal groundwater systems : predictions using sharp-interface approximations and variable-density flow modeling[J]. Journal of Hydrology , 2001 ,246 (1 ~ 4) :19 ~ 35.

[21] Zhang Q , Volker R E , Lockington D A . Influence of seaward boundary condition on contaminant transport in unconfined coastal aquifers[J]. Journal of Contaminant Hydrology ,2001 , 49(3 ~ 4) :201 ~ 215.

[22] 成建梅 ,陈崇希 ,吉孟瑞 . 运用三维变密度潮汐效应模型确定滨海含水系统的海底等效边界——山东烟台夹河中下游地区为例[J]. 地球科学 ,2003 ,28(2) :225 ~ 231.

[23] 马凤山 ,蔡祖煌 ,宋维华 . 海水入侵机理及其防治措施[J]. 中国地质灾害与防治学报 ,1997 ,8(4) :20 ~ 22.

[24] 杨丽原 ,张祖陆 ,刘恩峰 . 滨海平原咸水入侵灾害动态监测及综合减灾对策研究[J]. 中国人口资源与环境 , 2001 ,11(4) :106 ~ 109.

[25] 刘青勇 ,董广清 ,耿树德 . 淡水帷幕防治海水入侵的数值模拟研究[J]. 地下水 ,1996 ,18(3) :556 ~ 562.

[26] 齐鑫山 ,王仁卿 . 莱州湾地区防治海水入侵灾害的农田生态工程试验[J]. 应用生态学报 ,1999 ,10(4) :433 ~ 436.

[27] 肖江 ,唐依民 . 充气法解决海水入侵问题的探讨[J]. 勘察科学技术 ,2000(6) :15 ~ 19.

[28] 成建梅 . 考虑可信度的弥散度尺度效应分析[J]. 水利学报 ,2003(2) :57 ~ 61.

(收稿日期 2003-09-27 编辑 高渭文)

(上接第 2 页)

现污水零排入 ,使规划区 COD 负荷量比现状削减 62% ,NH₃-N 削减 53%。对于实现污水零排入的控制单元 ,还需加强对节制闸蓄水水质的监测 ,增设曝气装置 ,并强化监督管理。由于受地形的限制 ,黄河以南不能实现污水零排入的 22 个控制单元主要在南四湖和东平湖周边地区 ,每年分别有 3.4 万 t 和 1.7 万 t COD 排放入湖 ,要加强 府河、大汶河的污染治理 ,制定区域水污染防治专项规划 ,以保证排污量小于水环境容量。

3.2 山东、天津用水区(包括江苏泰州)

规划兴建治污工程可削减 COD 排放量 3.4 万 t , 占现状排放量的 18.5% ;另外 ,每年共有 7.3 亿 t 的污水需要改排。因此 ,要加强截污导流工程的规划与建设 ,保证山东、天津用水区以及江苏泰州用水区的水质安全 ,尤其是山东小清河截污导流工程。

3.3 河南、安徽规划区

规划兴建治污工程可削减 COD 排放量 8.6 万 t , 占现状排放量的 29.4%。因安徽下泄的污水入洪泽湖 ,河南下泄的污水与东线输水干渠立交 ,通过卫运河、漳卫新河(为河北、山东的界河)排入滨州海域 ,除采取治污措施外 ,还需加强对排放入洪泽湖和进入河北、山东的水质监测。

4 结论与建议

4.1 结论

a. 东线工程沿线水体现状污染严重 ,干线骆马湖以南水质基本维持在Ⅲ类或优于Ⅲ类水 ,骆马湖以北水质基本都是劣Ⅳ类 ,部分地区为劣Ⅴ类。东线治污任务繁重。

b. 东线治污规划投资 240 亿元 ,建设 369 项治污工程后 ,可保证东线工程输水干线水质达到Ⅲ类水标准。

c. 东线相邻各单元之间治污存在较大影响 ,一个单元治污效果的好坏直接关系到周边的水质安全 ,因而规划实施的进程直接影响到治污的效果和目标。

4.2 建议

a. 强化公众的环境保护意识 ,控制污染源头。

b. 治污过程中必须实行地方行政首长负责制 ,以保证规划的全面实施。各级地方政府按照规划要求 ,落实输水水质目标管理责任制 ,国务院各有关部门要按照国务院赋予的职能 ,对治污项目建设加强指导、监督和管理。

c. 尽快建立新的污水处理机制 ,利用市场机制 ,推动污水处理产业化进程。

(收稿日期 2003-08-07 编辑 胡新宇)