

果表明,大量有害物质的排入,已对河口、港湾和近海带来了影响。要把我国海洋环境保护好,固然要有正确的开发政策和科学技术,但是若无严格的管理制度,特别是健全的法律制度,那么后果将是难以设想的。国外的经验也表明,加强法制是防治或消除海域污染的一项根本性的措施(李正宝 1982,祝效程 1982,《人民日报》评论员 1982,许前飞 1983,李锡铭 1983)。参照国外的经验,结合我国实际情况,经过三年的大量调研工作,由国家海洋局负责组织、草拟的《中华人民共和国海洋环境保护法》已于 1982 年 8 月 23 日,由全国人大常委会第二十四次会议通过,并于 1983 年 3 月 1 日起正式生效(见人民日报 1982 年 8 月 25 日)。这标志着我国海洋环境保护工作进入了一个新的历史时期,以法律为准绳,加强海洋环境的管理,防止对海洋的损害或污染,保护生态平衡,保障人体健康,以确保海洋事业的大发展,为子孙后代造福(“海洋环境科学”评论员,1982)。

《海洋环境保护法》的制定和颁布,是海洋环境科学工作者的一件大事。法律的草拟和制定,凝结了我国环境科学工作者,法律工作者的智慧和辛勤劳动。我们应当珍惜这一成果,认真学习,积极宣传,坚决贯彻。我们应当更加深入地进行科学研究,为贯彻《海洋环境保护法》提供更好的方法和依据,使它在实践中更加充实和完善。

四、几点建议

(一)认真学习、贯彻全国第二次环境保护会议精神。进一步提高保护海洋环境对于促进海洋开发意义的认识。明确在我国海洋事业转入以开发沿海石油为中心任务的新形势下,确定海洋环境科学研究的任务和重点,切实制订好海洋环境科学的长远规划。

(二)对当前还处于空白或刚要起步的研究课题,如生态监测、海-气交换、海区环境容量、污染对生态系的影响、海洋倾废区的选择和海上自然保护区等,应当给予重视和支持。有关海域自净能力、环境影响评价,仍应列为重点继续深入研究。

(三)由于我国海岸线长、海域辽阔,各海区自然、社会环境和陆岸工农业生产情况有较大差异,因此,应当在地方环保部门领导下,在调研的基础上,制定各海区贯彻《海洋环境保护法》实施细则。

(四)沿海渔民恶性肿瘤的死亡率显著高于农民,迄今原因尚不明。建议卫生部门组织人力深入开展研究。

(五)应当组织力量,加强对海域污染监测方法和仪器的研究,在快、准、自动化等方面下功夫,提高我国海域污染监测水平。

硝酸态氮污染地下水的生物防治

熊 先 哲

(中国科学院林业土壤研究所)

硝酸态氮污染地下水是氮污染中的一个重要方面。由于地下水不仅供应工农业生产,同时又是主要的饮用水源,因此遭到硝酸态氮污染后,直接影响人体健康,尤其是癌症流行病学研究,更加引起人们对这一问题的关注。

目前我国某些地区的地下水,已经不同程度地遭到硝酸态氮污染,因此防治任务业已提高到日程上来。硝酸态氮污染地下水的防治对策是综合的。其中生物防治以其独特之处,得到重视,成为必不可少的手段。本文着重论述生物防治中的几个方面,

即生物的反硝化、生物固氮和土壤-植物系统的净化。

一、地下水硝酸态氮污染的危害

氮是生命不可缺少的元素,NO₃⁻是植物和微生物的营养成分,然而它一旦成为环境的污染物,就会给人体健康带来危害。

H. H. Comly 早在 1945 年就报道了如饮用水和食品中 NO₃⁻含量高就会引起血红蛋白变性病,以婴儿最为严重。在癌症的流行病学研究工作中,

发现某些癌症的高发区与当地环境中的 NO_2^- 、 NO_3^- 含量密切相关。例如哥伦比亚的一个山区,是胃癌的高发区,发现当地饮用水中 NO_3^- 浓度为 110 mg/L,每人每周大约摄入 1200 mg NO_3^- 。蔬菜 NO_3^- 含量为 140 mg/Kg。人尿中的 NO_3^- 含量也高达 180 mg/L,而在胃癌低发区从未超过 45 mg/L。在国内,中国医学科学院等医学卫生单位以及水文地质、环境保护部门,有针对性地对于硝酸态氮、亚硝酸态氮、亚硝胺与癌的病因,进行了大量的调查研究工作,也指出了上述氮化物与癌的相关性。饮用水的国际标准规定 NO_3^- 为 45 mg/L。目前我国尚未制定自己的标准。

二、我国地下水硝酸态氮污染的概况

我国可恢复的地下水资源为 8000 亿立方米(不包括西藏和台湾地区),目前地下水年开采量约为 550 亿立方米^[1]。1978 年据 41 个城市的监测数据统计,有 9 个城市的地下水受到 NO_3^- 污染,目前又增加了 4 个城市^[2],可见污染城市已占相当比例。在北方几个以地下水为主要水源的大城市中,超标面积在 100 平方公里以上的就有 4 个。西安市据 1973—1979 年的水质监测资料,在城区及近郊区约 200 平方公里范围内,潜水中 NO_3^- 平均每年升高 2 ppm 以上,其中在污水库区和东郊工业区,年平均升高 20 ppm 以上^[3]。1981 年沈阳市区地下水 NO_3^- 含量超标率为 32.7%,阜新市区为 47.7%。总的看来,我国城市历史悠久,下水系统又极不完善,城市污水处理厂寥寥无几,利用渗井渗坑任意排放污水相当严重,而且某些城市由于水源缺乏,过量开采,造成地下水位大幅度下降,扩大了曝气硝化作用的层带,以上因素均加重了 NO_3^- 对地下水的污染。

硝酸态氮污染地下水这一问题的严重性又如何呢?初步预测到本世纪末,地下水的开采量将要增加 2—3 倍^[4]。因此,保证开采地下水的质量是个十分严重的任务。在广阔的农田生态系统,氮肥的施用是地下水 NO_3^- 的污染源之一。1981 年我国生产的氮肥有效成分为 986 万吨^[4]。为了在 2000 年达到农业生产的宏伟目标,目前氮肥的数量是不足的,远不能满足农业发展的需要。因此,既要增加氮肥的农田生态系统输入,又要防治 NO_3^- 淋失污染地下水,那么寻求和探索一条兼顾的途径,是十分必要的。城市工业废水和生活污水的排放,农田的污水污灌和污泥的施用,也是地下水中 NO_3^- 的污染源。有人估算,我国污水排放总量,到 2000 年可达到日排 2.7 亿吨。可见面对污水排放量与日俱增,

要保护地下水免受 NO_3^- 污染,必须制定出符合我国国情的治理对策。总之,展望硝酸态氮污染地下水的发展趋势,是严重的,应该尽早做好防治工作。

三、硝酸态氮污染地下水的生物防治

(一) 生物的硝化和反硝化

微生物在氮素的循环和转化中起着重要作用。硝化和反硝化细菌作用机理的阐明,有助于人为控制这些生物化学过程,在实践中予以运用。

1. 硝化抑制剂和新剂型化肥的研制

硝化抑制剂能够抑制亚硝化细菌,因此在一定条件下,可以降低土壤中 NH_4^+-N 的氧化速率,从而减少了 NO_3^- 的累积和淋失,起到防止 NO_3^- 污染地下水的作用。国内研制的硝化抑制剂 2-氯-6(三氯甲基)吡啶,简称希吡(CP)和脲基硫脲(ASU)以及双氰胺,在土壤-植物系统中减少 NO_3^- 淋失的效果,国内已开展研究。美国、苏联、西德、印度、加拿大、英国、捷克等国家在硝化抑制剂新品种新剂型的研制、效果、应用和推广方面进展较快,很多经验值得我们借鉴。利用硝化抑制剂作为防止 NO_3^- 淋失的手段,关键在于应该尽快研制出使用方便、适于推广、价格低廉的新品种和新剂型。

某些长效化肥的生产也利用硝化抑制剂。联合国粮食及农业组织在关于氮肥产品研制计划中指出,尿素产品可以采用一种新的包膜技术,即把米糖腊、尿素酶、硝化抑制剂(例如栋树油等)加以结合,进行包膜^[5],减缓氮素释放速度,既满足了作物增产的氮素需要,又防止了未被利用的氮淋失到水体(地下水和地面水)。可见氮肥新剂型的研制和掌握科学的施肥方法,是十分必要的。

2. 污水的脱氮处理

为了对二级处理后的污水进行脱氮,需要深度处理,而且通常采用生物方法,即硝化和反硝化技术进行脱氮。反硝化过程需要能量供应,一般利用甲醇做为补加碳源。

发达国家利用生物脱氮的方法是较为普遍的。例如美国研究地表下处置系统的脱氮,就是利用微生物的硝化反硝化作用^[6]。以美国纽约州长岛为例,该岛 130 万人口的饮用水全部依赖地下水,而每年进入长岛地下水的氮为 $15 \times 10^6 \text{ kg}$ 。地下水中的 NO_3^- ,主要来源是地表下废水处置系统的流出液。因此,必须对这一处置系统进行研究和改造,采用具有硝化反硝化功能的新系统,使之脱氮后的流出液符合地下水的要求。上述新系统采用的补充能源是甲醇。

鉴于甲醇价格昂贵,目前国外大力开展选择碳源的研究。某些工业或农场的废弃物^[7],例如农场青贮玉米的废液、啤酒厂的酵母废液、造纸厂的亚硫酸废液、乳制品厂的乳清废液,皆被利用为反硝化的补充碳源,其效果接近甲醇(见表1)。

表 1 不同碳源对 NO_3^- -N 的脱出效率

反硝化补充碳源	流入液 NO_3^- -N (mg/L)	流出液 NO_3^- -N (mg/L)	脱氮 效率 (%)
甲醇	20—30	2.4—3.6	86—88
玉米青贮废液	24—42	2.4—4.2	88—90
酵母废液	26—37	2.2—4.1	87—89
乳清废液	20—38	3.4—6.5	74—83
亚硫酸废液	24—42	2.4—4.2	87—93

上述研究把污染治理的环境效益和经济效益结合起来,“以废治废”,这在防治 NO_3^- 污染地下水的实践中,是值得借鉴的。

(二) 生物固氮

生物固氮在人类生活和生产上的重要意义,已为世界所公认。它给很多领域,其中也包括氮污染的防治,带来了光明的前景。

通过根瘤菌的生物固氮作用,每年给全世界提供的氮为 1270 万吨 (Frissel 1978)。Hardy 和 Havelka (1975) 估计根瘤菌每年向农用地提供氮 8000 万吨,向放牧地提供氮 4000 万吨,两者合计为 12000 万吨。各国学者对于生物固氮总量估算,虽然不尽相同,但是可以肯定,由于生物固氮研究的进展,必然会改善氮的循环,减轻氮对环境的冲击和污染。

关于固氮结构基因、调节基因转移到作物体内、固氮菌和禾本科作物的联合共生关系的研究,在短期内是难于突破的。生物固氮在生产上的应用,同时也在氮污染防治方面起到积极作用,在近期内还是依靠共生固氮^[8],而不是自生固氮和联合固氮。

自然界中除了根瘤菌和豆科植物的共生固氮外,还有福氏菌和非豆科植物的共生,兰细菌和植物的共生,兰细菌和真菌的共生,其固氮量都是很可观的,印度红萍固氮量可达 335—670 公斤/公顷·年。现已发现和确证具有固氮作用的微生物已近 50 个属(包括细菌、放线菌和兰藻),有固氮作用的豆科植物约 600 个属,非豆科植物约 20 个属。

生物固氮资源的大力开发、共生固氮效率的大力提高这两个方面,可以在短期内收到社会效益。目前研究的具有脱氢酶活性的根瘤菌,可以使

固氮过程中产生的氢再循环,从而提高了共生固氮效率,这方面的潜力是很大的。

最近印度、荷兰、美国、苏联等国家探索叶际 (Phyllosphere) 固氮^[9],这一研究的意义,也是为了在一定程度上代替化肥。

(三) 土壤-植物系统的净化

由于污水灌溉,引起地下水 NO_3^- 污染屡有发生^[10-11],但是污水灌溉森林、草地、果园后并未造成地下水的氮污染也有所报道。

1. 土壤-植物系统对污水中氮的净化

根据国外资料,每十万人口每年生活污水可提供的纯氮为 400 吨,相当于标准氮肥 2000 吨,我国根据上海、武汉、济南三个城市的统计,生活污水平均含氮量为 73 mg/L,这样推算每 10 万人口每年可提供纯氮近 300 吨,是不小的资源,问题在于如何充分地加以利用。

各种对生活污水的处理法,对于氮的去除率是不同的:延时曝气法为 15—30%,活性污泥法为 30—40%,稳定塘 40—50%,低速渗滤法 80—90%,高速渗滤法 80%。由上列数据可见,氮的去除率以土地处理法最高。

美国的土地处理系统可分为三种类型,即慢速系统、溢流系统和快速系统^[12],慢速系统氮的去除率为 72—84%,其中包括农业系统和森林系统。快速系统氮的去除率,在不同地区有很大差异,最低的为 10—20%,最高的可达 93%,溢流系统氮的脱出率,由于污水类型、处理地区的不同,大体变动在 50—90%。

利用土壤-植物系统的净化功能,既充分利用氮素资源,又可减少 NO_3^- 污染地下水,可谓一举两得。但是在污水的土地处理系统中,要对 NO_3^- 污染地下水做到严格有效的控制,尚有大量的研究工作。

2. 提高净化效率,保护地下水

国内对于 NO_3^- 在土壤-植物系统中的淋失规律,进行了动态模拟实验研究,进一步确认,在土壤中各种氮化合物的淋失,以 NO_3^- 占最大比例,是具有污染地下水的潜在危险的。但是在用模拟污水栽培水稻过程中,通过采取各种措施,是可以降低 NO_3^- 的淋失速率的。

美国得克萨斯州的 Lubbock 污水土地处理系统,其中的 Vladic 农场已经污灌了 40 年^[13],1981 年监测,19 个水井中 NO_3^- 的超标率为 68—84%。为了减轻 Vladic 农场的水力和营养物污染的负荷,于 1982 年又开辟了一个 Hancock 农场,使得 NO_3^- 污染地下水的状况大为改善。目前 Lubbock 土地处

理系统,继续用渗滤装置(Lysimeter)重点研究 NO_3^- -N的变化趋势,以防止对地下水的污染。

根据我国的具体条件,通过包括氧化塘、污水养殖、污水灌溉等各种形式,多级层次的土地处理方法,污水在工厂加以适当处理,密切配合,这在经济上是可行的。在技术上,当着手建立土地处理工程时,要认真查明曝气带的岩性、潜水位、地下水的流向与补给、灌溉渠道的工程地质条件,掌握区域性的环境容量水平,各种条件具备才可建立封闭或半封闭的多级人工生态系统,利用土壤-植物系统的净化功能,在完成污水处理的过程中,把其中的氮素做为一种资源,最大限度地加以利用,既可防止污染,又获得经济效益。在防止污水对地下水氮污染方面,通过研究,积累经验,一定能够选出工厂处理和土地处理相结合的最佳方案,也一定可以开辟出一条投资少、收效大具有我国特色的道路。

主要参考文献

[1] 陈梦熊,自然资源,2,42(1982)。

- [2] 马梅生等,城市建设,5,28(1982).
 [3] 董发开,水文地质工程地质,2,1(1983).
 [4] 郭金如等,土壤通报,2,25(1983).
 [5] 联合国粮食及农业组织,发展中国家植物营养与土壤限制因素(1983).
 [6] Andreoli, A. 等,环境污染治理译文集,4,27(1982).
 [7] Skrinde, James R. et al., *JWPCF*, 54(4), 370(1982).
 [8] 樊庆笙,土壤肥料,2,1(1983).
 [9] 杜万葵,世界农业,1,31(1983).
 [10] Gray, E.M. et al., *Ground Water*, 18(2), 159(1980).
 [11] Vitousek, P.M. et al., *Forest Sci.*, 25(4), 605(1979).
 [12] EPA, *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*, 1981. 10.
 [13] George, D.B. et al., *Lubbock Land Treatment System Research and Demonstration Program*, L. C. C. Institute of Water Research, p. 89, 1983. 6.

生物活性炭法初步探讨

刘学洪 黄君礼 寇广中 石广梅 王大志

(哈尔滨建筑工程学院)

近年来,国内外对有机物污染饮用水的问题颇为重视,而用传统的水处理工艺难以有效地去除水中可溶性有机物。西欧国家在七十年代后期研究采用臭氧氧化-活性炭吸附净化饮用水新工艺,并逐渐形成所谓“生物活性炭法”。

“生物活性炭法”能延长活性炭的使用寿命,为价格昂贵的粒状活性炭用于水处理技术开辟了广阔的前景。该法来自臭氧氧化-粒状活性炭过滤工艺。那么,臭氧氧化预处理是否生物活性炭法的必要条件,能否省略投加臭氧这一程序,这是一个值得探讨又有经济价值的问题。为了寻求受污染的松花江水源经济可行的净水方案,我们在试验室进行了半年多生物活性炭法的试验研究,采用了经臭氧预处理的活性炭吸附和未经臭氧预处理的活性炭吸附对比试验。试验结果表明,臭氧氧化并不是“生物活性炭

法”的必要条件。

一、试验的工艺流程和参数

通过试验装置进行了如下四种流程的对比试验。

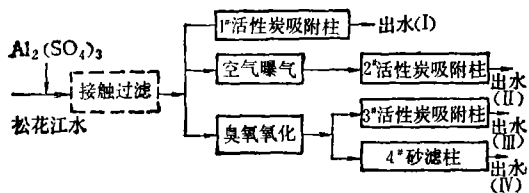


图 1 四种流程示意图