

高效藻类塘对农村生活污水的处理及氮的迁移转化

黄翔峰, 闻岳, 何少林, 陈广, 李旭东, 杨殿海, 周琪

(同济大学环境科学与工程学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 研究了高效藻类塘系统处理高氮农村污水氮的去除及其迁移转化规律. 高效藻类塘和水生高等植物塘水力停留时间分别为 8 d 和 4 d, 进水总氮和氨氮分别为 17.13~133.2 mg/L 和 1.85~108.3 mg/L, 两级高效藻类塘对总氮和氨氮的全年平均去除效率分别为 29.4% 和 91.6%, 季节处理效率排序为夏季>秋季>春季>冬季. 高效藻类塘中氨氮的降解和转化途径依次为硝化作用、藻类同化吸收及其他途径. 氨氮挥发; 硝化作用占氨氮总转化量的 50% 以上; 高效藻类塘内可以发生氨氮沉淀, 但可忽略不计. 总氮的去除以藻类同化形成颗粒有机氮经分离后得以去除为主, 氨氮挥发较少. 可采用藻类塘出水回流至化粪池或改进水生高等植物塘构造强化反硝化, 提高系统的整体脱氮效果.

关键词: 高效藻类塘; 农村生活污水; 脱氮; 迁移转化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)08-2219-08

Migration and Transformation of Nitrogen in a HRAP Treating Domestic Wastewater in Rural Area

HUANG Xiang-feng, WEN Yue, HE Shao-lin, CHEN Guang, LI Xu-dong, YANG Dian-hai, ZHOU Qi

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: The migration and transformation of nitrogen were studied in a high-rate algal pond (HRAP) treating domestic wastewater. Total nitrogen varied from 17.13 mg/L to 133.2 mg/L while ammonia ranged from 1.85 mg/L to 108.3 mg/L in domestic wastewater. At HRT of 8 d, the annual average removal efficiency for TN and ammonia were 29.4% and 91.6%, respectively in the two-stage HRAP. The treatment performance ranked in a descending order as follows: summer, autumn, spring, winter. The major mechanism for the migration and transformation of nitrogen in HRAP were nitrification, assimilation by algae and others such as ammonia evaporation. Nitrification contributed to more than 50% of ammonia removal. Despite the possibility, the contribution of ammonia precipitation was negligible in HRAP. The total nitrogen was mainly removed through assimilation into particular organics and subsequent separation. The contribution of ammonia evaporation to total nitrogen removal was marginal. The overall removal of TN can be improved by recycling some treated effluent to the upstream septic tank or by upgrading a polishing hydrophyte pond.

Key words: high-rate algal pond; domestic wastewater in rural areas; nitrogen removal; migration and transformation

随着经济的发展和生活水平的提高, 大量营养盐型污染物随污水和地表径流被排入水环境, 导致了許多湖泊富营养化. 对全国 130 多个湖泊的调查资料统计显示: 富营养和中营养湖泊分别占 43.5% 和 45.1%^[1]. 在太湖水体污染中, 农村生活污水是面源污染的重要组成部分. 考虑到农村的经济基础和管理水平的现状, 应因地制宜地采用投资省、能耗低、管理简便的技术.

高效藻类塘 (high rate algae pond, HRAP) 是由美国加州大学伯克利分校 Oswald 教授提出并发展的一种传统稳定塘的改进形式^[2]. HRAP 内存在的菌藻共生体系有着比一般稳定塘更加丰富的生物相, 它通过连续搅拌装置促进污水的完全混合、调节塘内 O₂ 和 CO₂ 的浓度、均衡塘内水温、水质, 对有机物、氮和磷均有较好的去除效果. 与传统的二级生物处理技术相比, HRAP 具有投资低、运行费用省的特

点, 在土地资源相对丰富而经济相对落后的农村地区具有很好的推广价值. 目前 HRAP 在美国、法国、德国、南非、以色列等国都有应用^[3], 在我国的应用和研究工作还不够深入. 本研究探讨了 HRAP 系统处理太湖地区农村污水氮的去除及其迁移转化规律.

1 材料与方法

1.1 试验地点及装置

试验地点位于江苏省宜兴市大浦镇洋渚村内. 洋渚村距太湖西岸 1.5 km, 气候宜人, 四季分明, 村内常住人口约 2300 人, 外来人口约 700 人.

试验装置如图 1 所示. 各农户的生活污水通过

收稿日期: 2007-08-04; 修订日期: 2007-08-23

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2002AA601012)

作者简介: 黄翔峰 (1974~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: hxf@mail.tongji.edu.cn

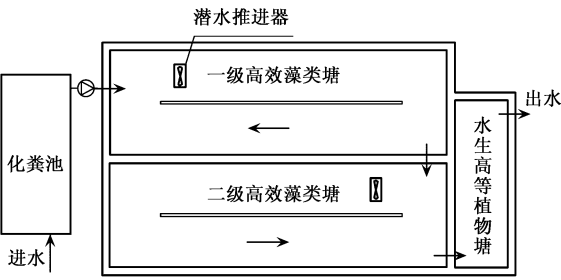


图 1 试验装置及工艺流程
Fig. 1 Experimental set up and flow sheet

管网收集自流进入化粪池,潜污泵提升后依次经过一级、二级 HRAP,净化后的污水流入水生高等植物塘分离水中的藻类,最后排放。化粪池有效容积为 16 m³,每级 HRAP 长 16 m,宽 5 m,中间设挡水墙将

池子分隔为一个循环廊道,水深 0.50 m,由潜流推进器推动水流速度为 0.35 m/s。水生高等植物塘种植有水花生和浮萍,有效容积为 20 m³。

1.2 试验水质

表 1 为 HRAP 试验装置进水水质情况。

1.3 试验方法

连续流运行,进水时间为 06:00~18:00,晚上停止进水,出水方式为溢流式,根据水力停留时间确定进水流量。稳定运行期间两级 HRAP 的 HRT 分别为 8 d,水生高等植物塘 HRT 为 4 d。

水质检测项目有 pH、溶解氧、COD、氨氮、总氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、总磷、正磷酸盐、叶绿素 a (Chl-a) 等^[4],采样频率为每周 1~2 次。每次取样均在 09:30 进行且采样点固定。

表 1 试验进水水质/mg·L⁻¹

Table 1 Characteristics of the influent feed to HRAP/mg·L⁻¹

COD	氨氮	总氮	磷酸盐	总磷	SS	pH
554.9±123.5	62.93±35.12	85.01±20.15	4.65±1.24	6.95±4.21	98.21±30.2	7.85±0.87

1.4 高效藻类塘的启动

采用生活污水直接培养藻类,将化粪池中污水抽入 HRAP,至水深为 0.5 m,开动潜流推进器使塘中污水处于流动状态,平均流速为 0.35 m/s。培养初期,HRAP 无进、出水。培养第 2 d 塘内混合液出现微绿色,开始少量进水,第 3 d 塘内即呈现浓绿色,藻类培养结束。镜检结果表明塘内优势藻为四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*),属于绿藻门栅藻属。塘内 Chl-a 浓度为 0.28 mg/L。

2 结果与分析

2.1 有机物和磷的去除

表 2 为 COD 和溶解性 COD (DCOD) 的降解情况。从中可知,HRAP 系统 COD 去除效果较好,全年进水平均 COD 为 554.85 mg/L,去除率为 80%,春、夏两季明显优于秋冬两季。COD 的去除主要集中在化粪池和水生高等植物塘;虽然两级 HRAP 对 COD 的去除效果不明显,但从 DCOD 的变化可知,HRAP 将进水中的 DCOD 大量转化为悬浮性 COD,从而使水生高等植物塘通过物理沉淀作用实现了 COD 的有效去除。水生高等植物塘出水 COD 受 SS 干扰,仅在夏季能低于 100 mg/L,但水生高等植物塘出水 DCOD 四季均维持在 70 mg/L 左右,若对出水进一步去除 SS(藻类为主),可以达到排放标准。

表 2 HRAP 系统 COD 和 DCOD 去除效果¹⁾

Table 2 COD and DCOD removal in each unit of HRAP system

时间	COD(DCOD) 浓度/mg·L ⁻¹					总去除率/%
	进水	化粪池出水	一级 HRAP 出水	二级 HRAP 出水	植物塘出水	
秋季(10~11月)	341.1±98.3	306.4±21.4(185.4)	213.0±12.5(76.26)	217.2±16.5(68.59)	111.1±10.2(66.58)	67.4
冬季(12~1月)	447.2±113.2	259.1±25.4(175.8)	223.8±13.6(124.52)	228.5±14.5(84.73)	146.0±11.4(70.84)	67.4
春季(3~5月)	730.3±210.2	314.5±35.1(202.2)	263.7±17.4(83.55)	261.0±21.1(81.08)	102.5±5.15(72.49)	86.0
夏季(6~8月)	636.1±145.2	266.5±15.4(176.9)	264.9±19.5(73.23)	264.0±16.1(61.89)	95.5±4.25(68.91)	85.0
全年	554.9±123.5	289.4±20.1(186.9)	243.2±21.5(87.45)	244.1±15.8(73.87)	110.9±10.2(70.52)	80.0

1) 括号内为 DCOD 值

进水 TP 浓度为 1.7~17.1 mg/L,波动较大,水生高等植物塘出水 TP 的月平均值为 1.83~4.44 mg/L。晚春和秋季的 TP 去除效果较好,平均达到了 65%~70%;冬季和夏季 TP 的去除率较低,分别为

8.9%和 16.5%。磷主要是通过沉降、藻类及水生植物的同化吸收作用^[9]得到去除。

2.2 总氮的降解

HRAP 系统氮去除效果见表 3。典型生活污水总

氮为 20~ 85 mg/L, 氨氮为 12~ 50 mg/L^[6]. 受农村居民生活习惯影响, 洗衣废水和洗涤废水等直接泼于地面或倒入渗坑, 难以收集; 能收集的污水以冲刷污水为主, 总氮和氨氮偏高. 由表 3 可知, HRAP 系统总氮全年平均去除率为 51. 8%, 夏季去除率接近 70%, 各季节去除效率顺序为夏季> 秋季> 春季>

表 3 HRAP 系统 TN 和 DTN 去除效果¹⁾

时间	TN (DTN) 浓度/ mg·L ⁻¹					总去除率/ %
	进水	化粪池出水	一级 HRAP 出水	二级 HRAP 出水	植物塘出水	
秋季 (10~ 11 月)	91. 40±22. 13	90. 28±26. 45 (83. 48)	67. 09±11. 34 (59. 99)	57. 85±8. 46 (48. 92)	39. 72±4. 58 (36. 72)	51. 2
冬季 (12~ 1 月)	88. 38±21. 45	78. 12±24. 33 (71. 76)	78. 44±8. 68 (68. 38)	69. 20±6. 77 (64. 04)	65. 70±3. 58 (59. 29)	25. 7
春季 (3~ 5 月)	89. 95±20. 14	73. 79±17. 50 (65. 79)	56. 70±14. 80 (45. 32)	53. 52±11. 92 (42. 78)	38. 71±5. 48 (36. 61)	57. 0
夏季 (6~ 8 月)	80. 37±19. 48	66. 29±18. 38 (59. 89)	45. 02±8. 30 (35. 26)	41. 13±10. 02 (31. 47)	25. 58±5. 45 (23. 87)	68. 2
全年	85. 01±20. 15	76. 75±22. 88 (69. 57)	60. 76±16. 22 (51. 01)	54. 19±13. 55 (45. 17)	40. 96±4. 58 (37. 91)	51. 8

1) 括号内为 DTN 值

图 2 为 HRAP 系统进出水的不同形态 N 的分布. 可以看出, 经化粪池处理出水总氮中以氨氮为主, 占总氮的 84%. 两级 HRAP 出水中主要表现为氨氮的减少和硝态氮的增加, 说明两级 HRAP 出现显著的硝化现象. 秋冬两季水生高等植物塘进出水氨氮变化不大, 春夏两季则出现了氨氮浓度升高的现象. 这是由于水生高等植物塘水深达 1 m, 具有兼性塘的特征, 会存在缺氧、厌氧区, 当水温较高时, 塘底

冬季, 总氮主要在一级 HRAP 和水生高等植物塘内去除. 溶解性总氮 (DTN) 主要在一级 HRAP 去除, 与 COD 的去除规律相似, DTN 在一级 HRAP 内被藻类同化转化为颗粒氮形式, 在水生高等植物塘内通过物理沉淀实现总氮的去除. 水生高等植物塘出水总氮全年平均浓度为 40. 96 mg/L, 距排放标准尚有差距.

部藻类残骸会分解释放氨氮, 使出水氨氮浓度升高, 也导致水生高等植物塘夏季总氮去除效率的降低. 水生高等植物塘出水硝态氮浓度明显降低; 由于植物优先利用氨氮作为氮源, 硝态氮的减少主要由反硝化引起. 在水生高等植物塘中反硝化作用并不彻底, 出水总氮中仍有 70. 9% 为硝态氮. 水生高等植物塘去除总氮主要源于颗粒有机氮和硝态氮的减少, 颗粒有机氮的减少说明藻类在塘中得以沉淀去除.

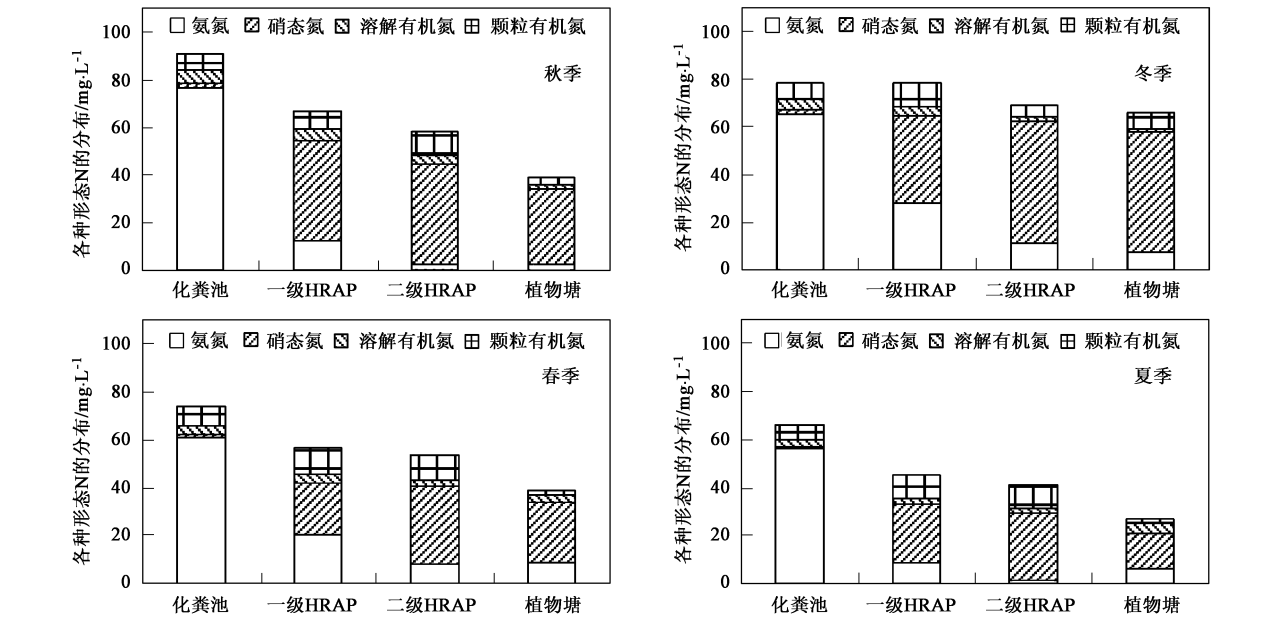


图 2 HRAP 系统四季进出水 N 形态分布

Fig. 2 Seasonal distribution of various nitrogen species in each unit of HRAPs

2. 3 两级高效藻类塘氮的降解与转化

上述分析表明, HRAP 系统进水总氮中以氨氮为主, 氨氮的迁移、转化和降解是总氮降解的主要原因

以下重点讨论两级 HRAP 内氮的降解与转化规律.

2. 3. 1 氨氮的去除

图 3 为两级 HRAP 的氨氮去除效果. 从中可知,

两级 HRAP 对氨氮的处理效率很高. 除冬季外, 两级 HRAP 出水氨氮浓度基本维持在 5 mg/L 以下. 两级 HRAP 全年对氨氮去除效率为 91. 6%, 各季节处理效率均保持在 80% 以上, 季节处理效率排序为夏季 > 秋季 > 春季 > 冬季.

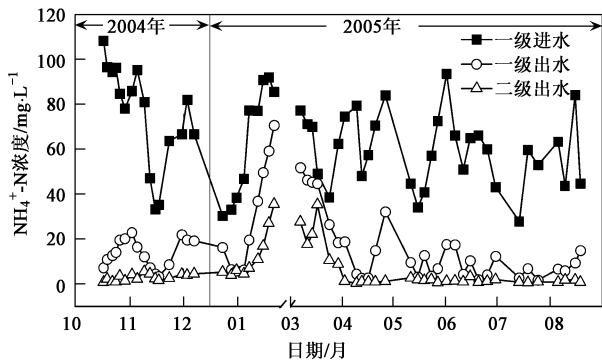


图 3 两级 HRAP 氨氮去除效果

Fig. 3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal of each stage of HRAPs

2. 3. 2 高效藻类塘氨氮转化的主要途径

氨氮转化的主要途径包括: ①硝化和反硝化作用; ②氨氮挥发; ③藻类同化吸收; ④氨氮沉淀.

(1) 硝化作用

研究者对 HRAP 内是否存在硝化作用看法不一致. Yakup^[5] 认为, HRAP 中由于高 pH 和 DO 的昼夜变化使得硝化细菌难以生存, 硝化现象很少发生. Picot 等^[7,8] 也未发现硝化现象. 但 Mclean 等^[9-13] 的

研究中均发现硝化现象或不完全硝化现象(亚硝氮积累). 究其原因, Picot 等^[7] 的研究中 pH 和 DO 变化异常显著, pH 在 8.0~ 10.0 之间、DO 在 0~ 35 mg/L 呈昼夜变化. 这种环境条件下硝化细菌生长的可能性很小. 而 Cromar 等^[12] 的研究中 DO 为 6~ 10 mg/L, pH 为 7.4~ 10.8, 较适合硝化细菌生长. 本研究中, 两级 HRAP 中 DO 浓度均在 1.8 mg/L(出现在夜间)以上, DO 最高达 9~ 12 mg/L, pH 的波动在 7.0~ 9.5 之间, 较适合硝化细菌生长, 两级藻类塘均出现了明显的硝化现象. 由于两级 HRAP 在进水期间(日间)始终保持很高的 DO 浓度, 且硝态氮浓度呈逐级增长趋势, 反硝化作用的可能性较小, 限于实验条件, 本研究中未予考虑.

不同季节两级 HRAP 氨氮硝化百分比见表 4, 硝化比例为进、出水硝态氮差值占氨氮差值的比例. 由表 4 可知, 硝化作用是 HRAP 氨氮转化的主要途径, 两级藻类塘全年氨氮硝化比例分别为 61.6% 和 70.9%. 一级 HRAP 氨氮硝化百分比以冬季最高, 其次为秋季和春夏两季. García 等^[11] 也发现 HRAP 在秋冬季 HRT= 8 d 时硝化作用较为显著的现象. 不同季节影响系统硝化比例的主要原因为各种氨氮转化途径的“此消彼长”. 冬季的低气温虽不利于硝化反应的进行, 但此时日照也为年度最低值, 光照减弱使得藻类同化吸收氨氮 N 速率减小, 使得冬季氨氮硝化百分比跃居四季之首.

表 4 两级 HRAP 氨氮硝化比例 %

Table 4 Seasonal variations of nitrification contribution of each stage of HRAP/%

藻类塘	秋季(10~ 11月)	冬季(12~ 1月)	春季(3~ 5月)	夏季(6~ 8月)	全年
一级 HRAP	63.0±3.5	93.5±1.5	50.8±3.5	49.3±4.2	61.6±10.5
二级 HRAP	56.2±4.1	83.9±3.2	87.5±2.6	48.0±4.1	70.9±8.9

为比较两级 HRAP 的硝化能力, 在不同季节的日间(06:00~ 18:00), 不进水条件下每隔 2 h 监测氨氮、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$. 10 月份试验结果如图 4 所示, 系统水温 16.4~ 18.8℃, MLSS 平均为 110 mg/L. 由图 4 可知, 一级藻类塘初始氨氮为 14.80 mg/L, 氨氮线性下降; $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 变化不大, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 呈逐步上升趋势. 二级藻类塘初始氨氮仅为 1.55 mg/L, 在初始 4 h 内氨氮下降明显, 至 1 mg/L 以下之后下降缓慢; $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 呈微弱下降趋势, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 逐步上升. 停止进水条件下, 两级 HRAP 硝态氮浓度随时间基本呈线性变化, 一级、二级 HRAP 硝化速率方程分别为 $y = 0.1362x + 14.42$ ($r^2 = 0.8927$), $y = 0.1016x + 22.54$ ($r^2 = 0.9002$). 根据硝化速率方程得出: 一

级、二级 HRAP 容积硝化速率分别为 0.136 2 mg/(L·h) 和 0.101 6 mg/(L·h), 比硝化速率分别为 1.238 2 mg/(g·h) 和 0.883 5 mg/(g·h).

(2) 氨氮挥发

污水中的氨氮主要以铵离子和 NH_3 形式存在, 其浓度保持一定的平衡, 若加以搅拌、曝气等可使水中 NH_3 向大气转移. pH 和水温是影响氨氮挥发的主要因素, 风速、水质和混合状态等会影响传质速率^[14]. HRAP 内 pH 较高, 搅拌浆提供了更大的气水交换界面, 具备氨氮挥发条件. König 等^[15] 认为在 HRAP 中, pH 为 9 和 10, 以游离态形式存在的氨氮比例分别为 40% 和 80%. Picot 等^[7] 发现塘内冬季和夏季分别有 36.1% 和 46.3% 的氮“损失”, 并推测氨

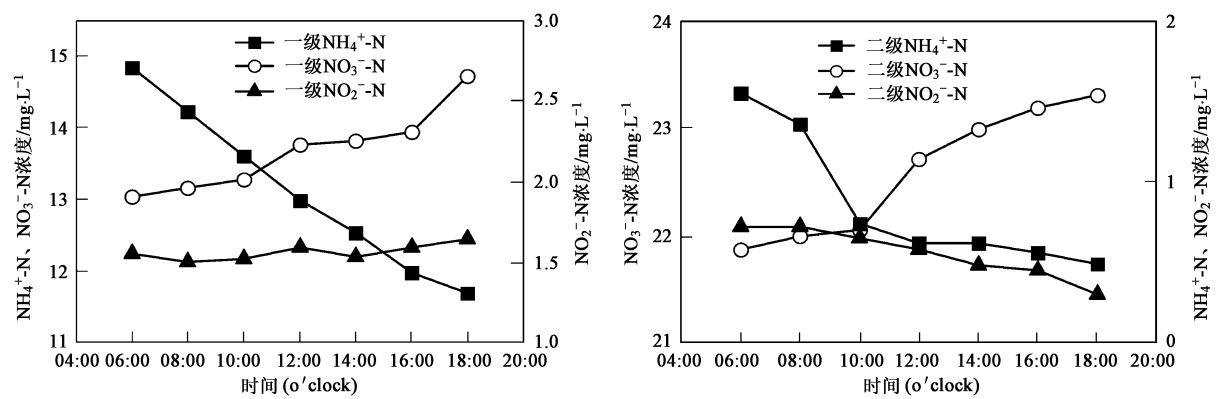


图 4 两级 HRAP 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度变化

Fig. 4 Diurnal variations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentrations in each stage of HRAPs

氮的挥发是 HRAP 脱氮的主要过程。设计了氨氮挥发速率测定试验, 装置见图 5。将长宽深为 500 mm × 350 mm × 285 mm 的塑料盒罩于一级 HRAP 水面, 水面至盒顶的距离为 135 mm。在盒子左侧开小孔使盒内空气与大气连通, 采用气泵抽气, 利用盛有 500 mL 2% 硼酸的广口瓶收集空气泵的出气中所含的 NH_3 。

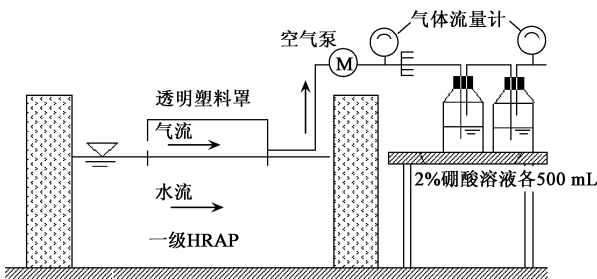


图 5 HRAP 氨氮挥发速率测定装置示意

Fig. 5 Experimental set-up for determination of ammonia volatilization rate in the HRAP

试验在夏季进行, 每次测定时长为 24 h, 水中氨氮为 5.97 mg/L, pH 为 7.65, 水温为 31.9 °C, 水流速为 0.5 m/s, 罩内计算风速为 1 m/s (根据气泵的气流量和塑料盒内气流断面面积求得) 条件下, 多次试验氨氮挥发速率平均值为 $(83.0 \pm 5.7) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。潜流推进器作用使塘内水流速为 0.5 m/s, 以水面为参照系时罩内风速为 0.5 m/s。Weiler 等^[14, 16]的研究表明, 风速与挥发量存在线性关系, 随风速增加氨氮挥发量增加。据当地气象资料, 常年平均风速为 2~3 m/s, 按照平均风速 2.5 m/s 校正氨氮挥发速率, 氨氮挥发速率测定值应修正为 $415.01 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 即 $0.83 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ (水深为 0.5 m)。

根据双膜传质理论, 假设混合液为完全混合 (水表面除外), 大气中氨浓度为 0, Stratton 提出以下一级反应动力学方程作为 HRAP 氨氮挥发速率计算方程^[17]:

$$N_{\text{NH}_3} = \frac{0.0566}{d} \exp[0.13(t - 20)][\text{NH}_3] \quad (1)$$

式中, N_{NH_3} 为氨氮传质速率 [$\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$], $[\text{NH}_3]$ 为液相中 NH_3 浓度 (mg/L), d 为塘内水深 (m), t 为水温 ($^\circ\text{C}$)。

从式(1)可以看出, 液相中的 NH_3 浓度与氨氮挥发速率为正比关系, 水深和氨氮挥发速率成反比, 水温则与氨氮挥发速率呈指数关系。但 Stratton 方程中并未将水的流动和风速对液相对流传质系数的影响考虑在内, 因为水的流动和风速可以改变液膜表面积而影响传质速率。考虑水中游离氨和氨氮总量的比例关系^[18], 并加入风速 v (m/s) 的影响, 得出 HRAP 氨氮挥发速率方程为:

$$N_{\text{NH}_3} = \frac{\beta_v}{d} \exp[0.13(t - 20)] \times \frac{[\text{NH}_4^+\text{-N}]}{1 + 10^{[0.09018 + 2.729 \cdot 92/(t + 273) - \text{pH}]}} \quad (2)$$

式中, β_v 为风速等影响因子, 为风速 v 的函数, $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 为液相中氨氮浓度 (mg/L)。

将试验期间氨氮浓度、pH 和水温平均值及氨氮挥发速率 $0.83 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 代入式(2), 可求出 β_v 值为 0.381 1。若各季节平均风速均以 2.5 m/s 计, 将各个季节的氨氮浓度、pH 和水温平均值分别代入式(2)即可估算氨氮挥发速率和氨氮挥发量占氨氮转化量的比例, 估算结果见表 5。

由表 5 可知, 氨氮挥发受水温和 pH 影响显著。

顺序为夏季> 春季> 秋季> 冬季. 夏季两级 HRAP 氨氮挥发速率与氨氮挥发比例最高, 在两级 HRAP 中氨氮挥发可分别占氨氮转化总量的 10.0% 和

表5 两级 HRAP 氨氮挥发比例估算

项目	一级 HRAP					二级 HRAP				
	秋季	冬季	春季	夏季	全年	秋季	冬季	春季	夏季	全年
pH	7. 69	7. 78	7. 75	7. 56	7. 70	8. 47	7. 82	8. 05	8. 02	8. 07
t/ °C	16. 16	5. 26	16. 32	29. 56	17. 8	13. 86	4. 56	16. 65	29. 98	17. 7
氨氮/ mg·L ⁻¹	12. 59	28. 11	20. 27	8. 34	16. 83	3. 42	11. 44	8. 05	1. 23	5. 96
氨氮挥发速率/ mg# (m ² # d) ⁻¹	411. 41	111. 84	781. 91	299. 98	791. 06	391. 91	41. 56	651. 77	1311. 63	621. 81
氨氮挥发比例/ %	11. 0	0. 15	3. 11	10. 0	21. 7	71. 3	0. 14	8. 16	29. 6	81. 8

藻类生长优先使用氨氮. 这是由于硝态氮还原成氨氮后藻类才能同化利用, 这个过程需硝酸盐还原酶参与, 并消耗较多能量^[9]. 藻类利用氨氮合成细胞的过程实际上是氨氮转化为颗粒有机氮的过

程. 因此, 水生高等植物塘除藻对 HRAP 出水中有机氮的彻底去除至关重要. 图 6 为两级 HRAP 颗粒有机氮浓度与 Chl-a 浓度的关系. 可以看出, 颗粒有机氮的变化趋势与塘内 Chl-a 变化趋势基本吻合.

(3) 藻类同化吸收

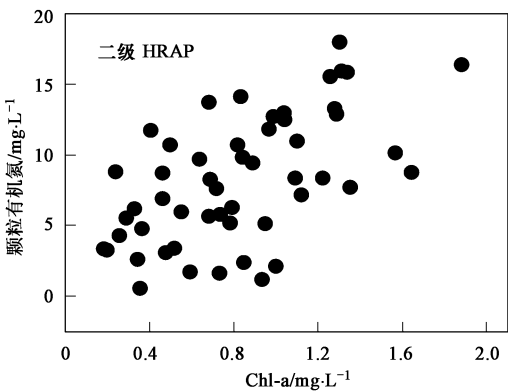
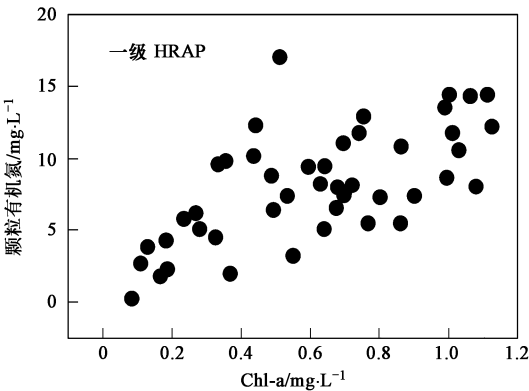


图 6 两级 HRAP 颗粒有机氮浓度与 Chl-a 浓度的关系

Fig. 6 Relationship between particulate organic nitrogen and Chlorophyll a in two-stage HRAPs

(4) 氨氮沉淀

Nurdogan 等^[20]认为 HRAP 中正磷酸盐和氨氮可以生成沉淀物如 CaNH_4PO_4 和 MgNH_4PO_4 . 磷酸氢镁为碱式盐, 在酸性条件下易溶解. 磷酸氢镁的沉淀中, 理想投加比是 $\text{MgBPBN} = 11.3\text{BIBI}$ ^[21].

为了证实 HRAP 中氨氮沉淀的可能性, 设计如下试验: 取一级 HRAP 混合液, 用 0.25 Lm 滤膜过滤, 消除微生物硝化作用、同化吸收等的影响; 逐步调高混合液 pH 至 10, 之后逐步下调 pH 至 5, 期间定时监测氨氮浓度和磷酸盐浓度变化.

试验结果见图 7. 当 pH 在 8 以上变化时, 水中氨氮浓度呈明显下降趋势, 并可见沉淀物产生; pH 从 8.10 降至 5.10 时, 氨氮浓度开始回升, 但试验结束时的氨氮浓度与初始值存在较大的差异. 这是因为试验最高 pH 达到 10.10, 会出现氨氮挥发, 导致了氨氮消失. 水中磷酸盐浓度的变化也呈现出相似的变化规律, pH 降至 5.10 时, 磷酸盐浓度几乎达到了初始浓度, 伴随着沉淀物的消失. 上述结果表明, 藻类塘内可以发生正磷酸盐和氨氮的沉淀. 本研究中进水的钙离子平均浓度为 10416 mg/L , 钙浓度不是氨氮沉淀反应的控制步骤. 沉淀反应限制因素是 pH.

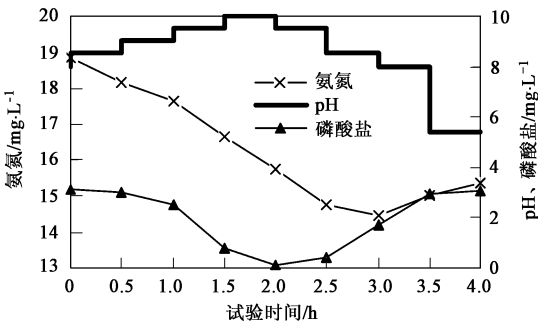


图 7 氨氮沉淀试验条件及结果

Fig. 7 Conditions and results of ammonia precipitation

该沉淀物属碱式盐, pH= 8 是氨氮与正磷酸盐形成沉淀的 pH 临界值. 即 $\text{pH} > 8$, 氨氮与正磷酸盐形成沉淀, 而 $\text{pH} < 8$ 沉淀便发生解析.

实际系统中, 一级和二级 HRAP 四季最高 pH 平均值分别为 7178 和 8147, 即使在夏季, 全天中一级塘内 $\text{pH} > 8$ 的时间只有约 10 h, 其余 14 h 内大部分时间 pH 都在 715 以下. 因此, 在实际运行的 HRAP 中, $\text{pH} > 8$ 的 10 h 内生成的沉淀将在 1 d 中另外 14 h 内发生解析. 从全天整体趋势来看, 氨氮和正磷酸盐生成沉淀而导致的氨氮的减少可以忽略不计.

上述分析确认了 HRAP 中的氨氮降解和转化途径主要包括硝化作用、藻类同化吸收和氨氮挥发, 但

不能排除系统中存在局部缺氧区域发生反硝化的可能. 对于藻类同化吸收, 由于反应器规模较大, 系统内可能存在死角并导致藻类沉积, 故同化吸收的比例不能通过测定出水中颗粒有机氮得到. 结合上述分析将 HRAP 的氨氮降解和转化途径分为 3 种: 按硝化作用; 氨氮挥发; 藻类同化吸收及其他途径. 两级 HRAP 氨氮转化降解途径见图 8. 从中可知, 硝化作用是 HRAP 氨氮转化的最主要途径, 占氨氮总转化量的 50% 以上. 藻类同化吸收及其他途径对氨氮的转化量高于氨氮挥发, 是仅次于硝化作用的转化途径. 氨氮挥发在夏季最为明显, 但对氨氮降解的贡献量有限.

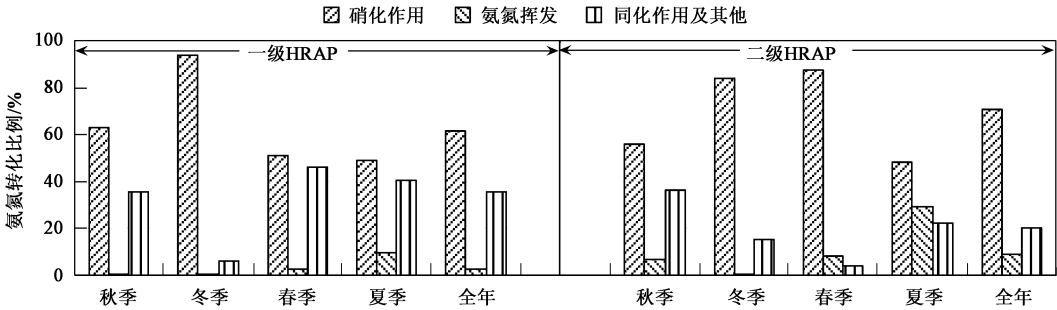


图 8 两级 HRAP 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化途径
Fig. 8 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ transformation in two-stage HRAPs

2.3.3 高效藻类塘总氮转化、降解分析

结合上述 HRAP 氨氮转化和降解途径讨论, 可分析 HRAP 总氮转化降解途径. 一级 HRAP 全年总氮的转化如图 9. 从中可知, 一级 HRAP 全年总氮去除为 15199 mgPL, 其中沉淀有机氮为 14169 mgPL, 占总氮去除量的 9810%; 氨氮挥发量为 1130 mgPL, 仅占总氮去除量的 210%. 二级 HRAP 全年总氮去除量为 6157 mgPL, 其中沉淀有机氮为 5157 mgPL, 占总氮去除量的 8418%; 氨氮挥发量为 1100 mgPL, 占总氮去除量的 1512%. HRAP 对总氮的去除以藻类等颗粒有机氮的沉降为主, 氨氮挥发较少.

2.4 强化高效藻类塘系统脱氮效果的途径分析

上述研究表明, 两级 HRAP 中发生了明显的硝化现象, 但其去除总氮的途径以藻类同化后沉淀去除为主. 即使系统内存在局部反硝化的可能, 但由于 DO 过高, 脱氮的效果无法得到保证. 水生高等植物塘内虽存在反硝化作用, 但效果有限, 硝态氮仍是出水总氮的主要组成. 因此, 欲降低 HRAP 系统出水中的总氮, 必须强化系统的反硝化功能. 提出以下强化 HRAP 系统总氮去除的途径: 发挥化粪池为厌氧状态和碳源充分的特点, 将 HRAP 出水回流至化粪

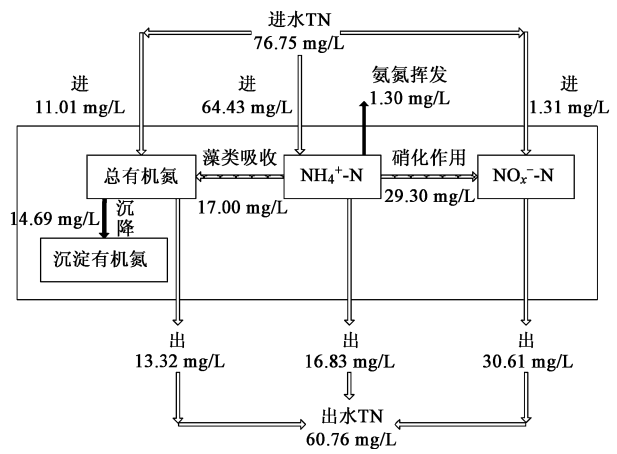


图 9 一级 HRAP 总氮转化途径
Fig. 9 Schematic diagram of nitrogen transformation in the first stage of HRAP

池进行反硝化处理; 现有的水生高等植物塘虽具有一定的反硝化功能, 但主要为沉降分离 HRAP 出水中的藻类, 由于塘深 110 m, 除底泥和水花生水下的根区外, 塘中供细菌附着的表面积相对塘的有效体积仍然较小, 接触面积有限, 可考虑在塘底布置适量填料, 为反硝化细菌等微生物的生长提供附着环

境,达到强化脱氮的目的.

3 结论

(1) 采用 HRAP 系统处理太湖地区农村污水, HRAP 和水生高等植物塘 HRT 分别为 8 d 和 4 d, 进水 COD 浓度在 117~1 546 mg/L 之间, 出水溶解 COD 的浓度全年低于 100 mg/L. 磷主要是通过沉降、藻类及水生植物的同化吸收作用得到去除的.

(2) 进水总氮为 17113~13312 mg/L, 两级 HRAP 全年的总氮去除率为 2914%, 一级和二级 HRAP 分别贡献 7019% 和 2911% 1 进水氨氮为 1185~10813 mg/L, 两级 HRAP 全年的氨氮去除率为 9116%, 一级和二级 HRAP 分别贡献 8017% 和 1913%. 季节处理效率排序为夏季>秋季>春季>冬季.

(3) 硝化作用是 HRAP 氨氮转化的最主要途径, 占氨氮总转化量的 50% 以上; 其次为藻类同化吸收及其他途径. 氨氮挥发在夏季最为明显, 氨氮挥发速率可达 415101 mgP/(m²·d), 但对去除氨氮的贡献有限. HRAP 内可以发生氨氮沉淀, 形成沉淀物为碱性化合物, 在系统每日的 pH 周期变化中, 沉淀物存在形成、溶解的循环过程, 其作用可忽略不计. 一级和二级 HRAP 全年对氨氮的转化量中硝化作用、藻类吸收和氨氮挥发的比例分别为 6116%、3517%、217% 和 7019%、2013%、818%.

(4) HRAP 对总氮的去除以藻类同化形成颗粒有机氮经分离后得以去除为主, 氨氮挥发较少.

(5) HRAP 系统硝化效果好, 水生高等植物塘虽存在一定的反硝化效果, 但总体脱氮能力欠佳. 可采用藻类塘出水回流至化粪池或改进水生高等植物塘构造强化反硝化, 提高系统的整体脱氮效果.

参考文献:

- [1] 张振克, 王苏民, 吴瑞金, 等. 中国湖泊水资源问题与优化调控战略[J]. 自然资源学报, 2001, 16(1): 16-21.
- [2] Oswald W J, Gotaas H B. Algae in waste treatment [J]. Sewage and Industrial Wastes, 1957, 29(4): 437-457.
- [3] 韩仕群, 张振华, 严少华. 国内外利用藻类技术处理废水、净化水体研究现状[J]. 农业环境与发展, 2000, 17(1): 13-16.
- [4] 国家环保局5水和废水监测分析方法6编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 239-359.
- [5] Nurdogan Y. Microalgal separation from high rate ponds [D]. Berkeley: University of California, 1988. 75-124.
- [6] 李海, 孙瑞征, 陈振选, 等. 城市污水处理技术及工程实例 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002. 4-6.
- [7] Picot B, Halouani H E, Casellas C, et al. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France) [J]. Water Science & Technology, 1991, 23(7): 1535-1541.
- [8] Shelef G, Moraine R, Oron G. Nutrient removal and recovery in a two-stage high rate algal wastewater treatment system [J]. Water Science & Technology, 1982, 14(5): 87-100.
- [9] Mclean B M, Baskaran K, Connor M A. The use of alga-bacterial biofilms to enhance nitrification rates in lagoons: experience under laboratory and pilot-scale conditions [J]. Water Science & Technology, 2000, 42(10-11): 187-194.
- [10] Gomez E, Casellas C, Picot B, et al. Ammonia elimination processes in stabilization and high-rate algal pond systems [J]. Water Science & Technology, 1995, 31(12): 303-312.
- [11] Garcia J, Mujeriego R, Hernandez-Manin M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal [J]. Journal of Applied Phycology, 2000, 12(3-5): 331-339.
- [12] Cromar N J, Fallowfield H J. Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds [J]. Journal of Applied Phycology, 1997, 9(4): 301-309.
- [13] 陈鹏. 高速率藻类塘处理城市污水的研究 [D]. 上海: 同济大学, 2001. 35-41.
- [14] Weiler R R. Rate of loss of ammonia from water to the atmosphere [J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1979, 36(6): 685-689.
- [15] König A, Pearson H W, Silva S A. Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds [J]. Water Science & Technology, 1987, 19(12): 115-122.
- [16] 庄源益, 戴树桂, 张明顺. 水中氨氮挥发影响因素探讨 [J]. 环境化学, 1995, 14(4): 343-346.
- [17] Zimmo O R, van der Steen N P, Gijzen H J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater [J]. Water Research, 2003, 37(19): 4587-4594.
- [18] Clement B, Merlin G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed [J]. Science of the Total Environment, 1995, 170(1-2): 71-79.
- [19] 雷衍之. 养殖水环境化学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2004. 102-123.
- [20] Nurdogan Y, Oswald W J. Enhanced Nutrient Removal in High-rate Ponds [J]. Water Science & Technology, 1995, 31(12): 33-43.
- [21] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术 [M]. 北京: 科学出版社, 2004. 2-10.