

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第3期

Vol.39 No.3

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长三角典型站点冬季大气 $PM_{2.5}$ 中 OC、EC 污染特征	康晖, 朱彬, 王红磊, 施双双 (961)
南京北郊能见度变化中二次无机盐消光的重要作用	于超, 于兴娜, 赵天良, 张蕾, 马国煦, 王咏薇 (972)
常州夏冬季 $PM_{2.5}$ 中无机组分昼夜变化特征与来源解析	刘佳澍, 顾远, 马帅帅, 苏亚兰, 叶招莲 (980)
天津市春季道路降尘 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 中的元素特征	王士宝, 姬亚芹, 李树立, 张伟, 张蕾 (990)
北京、新乡夏季大气颗粒物中重金属的粒径分布及人体健康风险评价	张鑫, 赵小曼, 孟雪洁, 王小颖, 杨帅, 许晓鹏, 王书亭, 谷超, 王梦蕾, 任浩, 张子洋, 闫广轩, 曹治国, 王跃思 (997)
山西省武乡县城大气 $PM_{2.5}$ 痕量重金属的生态和健康风险分析	郭墨霞, 耿红, 张晋宏, 周欢, 彭妍, 翟帅莹, 李金磊, 陈雨杉 (1004)
隧道中机动车排放颗粒物及无机元素特征	李凤华, 张衍杰, 张静, 袁远, 吴琳, 毛洪钧 (1014)
河南省 2013 年大气氨排放清单建立及分布特征	王琛, 尹沙沙, 于世杰, 卫军华, 谷幸珂, 官密秘, 张瑞芹 (1023)
城市道路行道树池裸地扬尘排放特征	李贝贝, 秦建平, 祁丽荣, 杨涛, 曲松, 石爱军, 黄玉虎 (1031)
DOC 和 CDPF 对柴油公交车颗粒物组分影响	楼狄明, 耿小雨, 宋博, 谭丕强, 胡志远, 刘继跃 (1040)
南水北调中线工程总干渠河南段原水中消毒副产物前体物变化规律	黄飘逸, 徐斌, 郭东良 (1046)
广州市流溪河水体中 6 种内分泌干扰素时空分布特征与环境风险	樊静静, 王赛, 唐金鹏, 戴玉女, 王林, 龙胜兴, 何文祥, 刘帅磊, 王佳希, 杨扬 (1053)
西藏拉萨河流域河水主要离子化学特征及来源	张清华, 孙平安, 何师意, 文化, 刘明隆, 于爽 (1065)
太子河下游河流硝酸盐来源及其迁移转化过程	李艳利, 杨梓睿, 尹希杰, 孙伟 (1076)
海南岛北部海湾沉积物重金属来源、分布主控因素及生态风险评价	曾维特, 杨永鹏, 张东强, 刘兵, 张航飞, 吴多誉, 王晓林 (1085)
天津农田重金属污染特征分析及降雨沥浸影响	许萌萌, 刘爱凤, 师荣光, 蓝靖, 田永, 赵宗山 (1095)
太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析	查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟, 杨周生, 许海, 沈睿杰, 钟春妮 (1102)
春季敏感时期三峡水库典型支流沉积物-水界面氮释放特性	李欣, 宋林旭, 纪道斌, 刘德富, 苏青青, 吕林鹏, 王雄, 黄亚男, 吴庆 (1113)
不同湖泊入湖河流沉积物可转化态氮的空间分布及其影响因素	周睿, 袁旭音, Marip Ja Bawk, 于辉辉, 章琪, 唐豆豆 (1122)
水文气象因素对东南山区水库硅藻异常增殖的影响	孙祥, 朱广伟, 笄文怡, 余茂蕾, 杨文斌, 朱梦圆, 许海, 国超旋, 余丽 (1129)
深水型水库热分层诱导水质及真菌种群结构垂向演替	商潘路, 陈胜男, 黄廷林, 张海涵, 康鹏亮, 王跃, 刘珍芳, 刘彤彤 (1141)
太湖竺山湾春季浮游细菌群落结构及影响因素	薛银刚, 刘菲, 孙萌, 江晓栋, 耿金菊, 滕加泉, 谢文理, 张皓, 陈心一 (1151)
分层型水源水库沉积物需氧量特性	苏露, 黄廷林, 李楠, 张海涵, 文刚, 李扬, 陈家炜, 王晓江 (1159)
污水氮浓度和 NH_4^+ / NO_3^- 比对粉绿狐尾藻去氮能力和植物体氮组分的影响	马永飞, 杨小珍, 赵小虎, 胡承孝, 谭启玲, 孙学成, 吴金水 (1167)
水体氮磷营养负荷对苦草净化能力和光合荧光特性的影响	周裔文, 许晓光, 韩睿明, 周晓红, 冯德友, 李致春, 王国祥 (1180)
化学预氧化耦合生物锰氧化对水中有机物的去除	菅之奥, 常洋洋, 王立新, 梁金松, 柏耀辉 (1188)
铜铁氧体法处理模拟染料废水	韩志勇, 韩昆, 郝昊天, 于建伟, 石宝友, 庄媛, 孔岩 (1195)
草酸根对 α -FeOOH 多相 UV-Fenton 催化能力的增效实验	苗笑增, 戴慧旺, 陈建新, 蒋柏泉, 龚炯 (1202)
生物质基纳米 HZO 杂化材料的研制及其除磷特性	邱慧, 秦智峰, 刘凤玲, 梁晨, 宋明霞, 许正文, 管益东 (1212)
铁锰氧化物/生物炭复合材料对水中硝酸根的吸附特性	郑晓青, 韦安磊, 张一璇, 史良干, 张潇 (1220)
PAAm/HACC 半互穿网络水凝胶的制备及其对水中腐殖酸的吸附性能	刘泽琨, 周少奇, 马福臻 (1233)
二氧化钛对地下水砷的吸附及再生回用	马文静, 阎莉, 张建锋 (1241)
一体式絮体-超滤工艺去除腐殖酸效能与机制	李文江, 于莉芳, 苗瑞, 马百文 (1248)
中国城镇污水处理厂温室气体排放时空分布特征	闫旭, 邱德志, 郭东丽, 齐星昊, 郑仕侃, 程轲, 孙剑辉, 刘建伟 (1256)
硝化耦合 CANON 的铁锰生物净化工艺启动与运行	李冬, 曹瑞华, 杨航, 王艳菊, 吕赛赛, 张杰 (1264)
纤维载体的生物膜 CANON 反应器的启动特性	顾澄伟, 陈方敏, 李祥, 黄勇, 尤星怡, 金润, 张文静, 董石语 (1272)
DO/ NH_4^+ -N 实现短程硝化过程中生物膜特性	赵青, 卞伟, 李军, 王文啸, 孙艺齐, 梁东博, 张舒燕 (1278)
AUSB 中置曝气对 CANON 颗粒污泥工艺的影响	成朔, 李冬, 张杰, 李帅, 曹瑞华, 吕赛赛 (1286)
有机碳源对启动及运行 CANON 颗粒污泥工艺的影响	李冬, 王艳菊, 吕育锋, 曹瑞华, 李帅, 张杰 (1294)
中试一体式部分亚硝化-厌氧氨氧化反应器的启动与区域特性	周正, 王凡, 林兴, 董石语, 朱强, 李祥, 黄勇 (1301)
硝化液回流比对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷效能的影响	吕亮, 尤雯, 张敏, 吴鹏, 沈耀良 (1309)
磁性纳米铁对厌氧颗粒污泥特性及其微生物群落的影响	宿程远, 郑鹏, 卢宇翔, 袁秋红, 赵力剑, 廖黎明, 黄智 (1316)
好氧颗粒污泥系统中溶解性微生物代谢产物的特征及主要组分	杨丹, 刘东方, 杜丽琼, 黄文力 (1325)
环丙沙星对膜生物反应器中微生物群落及抗性基因的影响	戴琦, 刘锐, 梁玉婷, 舒小铭, 徐灿灿, 陈吕军 (1333)
CEM-UF 组合膜-硝化/反硝化系统处理低 C/N 废水及种群结构分析	邢金良, 张岩, 陈昌明, 张博康, 郭威, 马翔山 (1342)
磷对混养反硝化污泥活性和微生物群落结构的影响	王佩琦, 周伟丽, 何圣兵, 黄荣振 (1350)
甲烷厌氧氧化协同硝酸盐还原菌群驯化及其群落特征	薛松, 张梦竹, 李琳, 刘俊新 (1357)
城市尾水排海过程中微生物及主要致病菌扩散规律	徐爱玲, 牛成洁, 宋志文, 郎秀臻, 郭明月 (1365)
氧四环素的微生物燃料电池处理及微生物群落	严伟富, 肖勇, 王淑华, 丁蕊, 赵峰 (1379)
近 30 年干垦地土壤碳氮比时空变异特征及其影响因素	江叶枫, 钟珊, 李婕, 王澜珂, 卞荣禧 (1386)
中宁枸杞土壤碳组分分布特征及其空间异质性	王幼奇, 赵云鹏, 白一茹, 张兴 (1396)
滨海滩涂围垦区不同围垦年限土壤酶活性变化及其与理化性质关系	解雪峰, 濮励杰, 王琪琪, 朱明, 王小涵 (1404)
青藏高原中东部表层土壤中多环芳烃的分布特征、来源及生态风险评价	周雯雯, 李军, 胡健, 李兆洲 (1413)
基于 UNMIX 模型的矿区周边农田土壤金属源解析	卢鑫, 胡文友, 黄标, 李元, 祖艳群, 湛方栋, 卞荣禧 (1421)
铁锰双金属材料在不同 pH 条件下对土壤 As 和重金属的稳定化作用	费群, 阎秀兰, 李永华 (1430)
我国 3 个城市人体血清中新型溴代阻燃剂水平趋势及分布特征	王庆华, 袁浩东, 金军, 李鹏, 马玉龙, 王英 (1438)
《环境科学》征订启事 (979) 《环境科学》征稿简则 (996) 信息 (1022, 1064, 1293)	

污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻去氮能力和植物体氮组分的影响

马永飞¹, 杨小珍¹, 赵小虎¹, 胡承孝^{1*}, 谭启玲¹, 孙学成¹, 吴金水²

(1. 华中农业大学资源与环境学院, 新型肥料湖北省工程实验室, 武汉 430070; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410000)

摘要: 采用溶液培养法, 设置3个氮浓度20、100、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和3个 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比1:0、0.5:0.5、0:1, 研究污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻去氮能力和植物体氮组分的影响。结果表明, 粉绿狐尾藻的生物量在第1周增长最快, 其中氮浓度20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理最大; 氮浓度200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理最大。粉绿狐尾藻在第1周对总氮、铵态氮和硝态氮去除速率最高, 且随氮浓度升高而增加; 氮浓度20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 铵态氮和硝态氮的去除率无显著差异, 氮浓度100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时硝态氮的去除率高于铵态氮。粉绿狐尾藻氮积累量及对水体和底泥氮去除的贡献率均随氮浓度升高而增加, 其氮含量和积累量均以第1周增长最快, 氮浓度20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时氮积累贡献率以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最大, 氮浓度100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最大。粉绿狐尾藻体内蛋白质、氨基态氮和硝态氮的含量均随氮浓度的升高而增加, 且蛋白质 > 氨基态氮 > 硝态氮; $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为1:0和0.5:0.5时蛋白质含量较高, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 时氨基态氮含量最高, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 时硝态氮含量最高。由此说明, 在试验范围内, 粉绿狐尾藻的去氮能力随污水氮浓度升高而提高, 可以用于高氮浓度污水修复; 粉绿狐尾藻喜铵态氮, 但在100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上的高氮浓度下以硝铵等比时生长和去除氮能力最强; 粉绿狐尾藻体内氮组分受硝铵比调节, 蛋白氮比例最高, 铵态氮和硝态氮则分别随污水 NH_4^+ 和 NO_3^- 比升高而提高。

关键词: 粉绿狐尾藻; 污水; 氮浓度; $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$; 氮积累; 氮组分

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)03-1167-13 DOI: 10.13227/j.hjxx.201706139

Effects of Wastewater Nitrogen Concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on Nitrogen Removal Ability and the Nitrogen Component of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc

MA Yong-fei¹, YANG Xiao-zhen¹, ZHAO Xiao-hu¹, HU Cheng-xiao^{1*}, TAN Qi-ling¹, SUN Xue-cheng¹, WU Jin-shui²

(1. Hubei Provincial Engineering Laboratory for New-type Fertilizer, College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410000, China)

Abstract: Solution culture experiments were conducted to investigate the effect of wastewater nitrogen levels and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on nitrogen removal ability and the nitrogen component of *Myriophyllum aquaticum*. Experiments with three nitrogen levels and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ were set up as follows: 20, 100, and 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 1:0, 0.5:0.5, and 0:1. The results showed that the biomass of plants increased fastest during the first week. The plants treated with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ with nitrogen levels of 20 and 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and those treated with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ with a nitrogen concentration of 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ exhibited higher biomass than the others. The removal rates of water total nitrogen, ammonium nitrogen, and nitrate nitrogen during the first week were the maximum for all treatments and increased with water nitrogen levels. There were no significant differences in the removal rate between ammonium nitrogen and nitrate nitrogen with a nitrogen level of 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, while with nitrogen levels of 100 and 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the nitrate removal rates were higher than those for ammonium nitrogen. The *Myriophyllum aquaticum* nitrogen accumulation and its contribution rate to nitrogen removal from water and sediment were all increased with water nitrogen levels and increased fastest during the first week. The contribution rate of nitrogen accumulated by plants with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ was the highest with nitrogen levels of 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, while plants with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ were the highest with nitrogen levels of 100 and 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The protein, amino, and nitrate nitrogen contents in *Myriophyllum aquaticum* plants were all increased by increasing water nitrogen levels with a ranking of protein content > amino nitrogen content > nitrate nitrogen content. The protein concentrations in plants with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$

收稿日期: 2017-06-14; 修订日期: 2017-08-28

基金项目: 国家外国专家局“学校特色”项目(农业环境污染防治)

作者简介: 马永飞(1991~), 男, 硕士, 主要研究方向为水污染修复, E-mail: 303282317@qq.com

* 通信作者, E-mail: huex@mail.hzau.edu.cn

=0.5:0.5 were higher regardless of water nitrogen levels, while the amino nitrogen concentration in plants with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ and the nitrate nitrogen content in plants with $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ were higher than the others. It was concluded that the nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum* was improved by raising water nitrogen levels under the tested condition, which indicates that *Myriophyllum aquaticum* could purify high nitrogen wastewater. *Myriophyllum aquaticum* is an ammonium-nitrophile, but had the strongest capacity for growing and removing wastewater nitrogen exhibited with higher than $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ nitrogen levels only with equal NH_4^+ to NO_3^- . The nitrogen component concentrations of protein, amino, and nitrate in *Myriophyllum aquaticum* plant were all affected by the ratio of $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$.

Key words: *Myriophyllum aquaticum*; wastewater; nitrogen concentrations; $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$; nitrogen accumulation; nitrogen component

水污染是目前湖泊等天然水体面临的最为严重的问题,而面源污染的原因是水体中氮磷等营养元素的增加,其中氮是主要的限制因子之一^[1~3]. 水体污染会使脆弱的水生生态系统遭到破坏,影响人类的生产和生活活动^[4]. 氮是植物生长所必需的营养元素,水生植物是水生生态系统的重要组成部分,能够从水体中吸收氮供给自身生长的需要,从而达到去除水体氮的目的^[3,5,6]. 粉绿狐尾藻具有适应性强、生物量增长快和耐污染能力强等优点,是污水生态处理和农业面源污染的重要植物^[7],对氮具有较强的去除能力,不仅能够净化水体^[8~10],且能够分泌某些化感物质抑制藻类的生长,破坏藻细胞的超微结构、抑制藻类的光合作用和呼吸作用、影响细胞内某些蛋白质的合成和酶的活性,从而实现了对藻类生长的抑制甚至死亡^[11~14]. 粉绿狐尾藻富含粗蛋白,还能够做成优良的饲料,为其资源化利用提供了有利条件^[15,16]. 本课题组已有试验结果证明,粉绿狐尾藻的氮含量和积累量在污水氮浓度为 20、100、200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时存在显著差异,随氮浓度升高而增加,但有关 NH_4^+ 、 NO_3^- 及其比例对粉绿狐尾藻去氮能力、体内氮积累及组分的影响尚不清楚. 本文采用溶液培养试验,研究污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻去氮能力和氮组分的影响,明确粉绿狐尾藻对不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水的去氮能力及氮形态转化的影响,以期为污水修复、净化和粉绿狐尾藻的资源再利用提供依据和技术.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验材料粉绿狐尾藻采自华中农业大学生态基地培养池,供试水体和底泥取自华中农业大学南湖池塘. 污水和底泥的基本理化性质:污水总氮浓度为 $0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 铵态氮浓度为 $0.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硝态氮浓度为 $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总磷浓度为 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 溶解氧浓度为 $6.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 为 6.97, 底泥全氮

含量为 $3.58 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 试验于夏季自然光照条件下在华中农业大学资源与环境学院校内实习基地进行,时间为 2016 年 6 月 19 日至 2016 年 7 月 25 日,期间测定水温为 $21.9 \sim 32.0^\circ\text{C}$, 室温为 $21.5 \sim 33.2^\circ\text{C}$.

1.2 试验处理

试验采用高 40 cm, 桶口直径 35 cm, 体积为 20 L 的塑料桶,每个塑料桶盛装污水的体积为 18 L,底泥过筛且每桶盛装重量为 5 kg(含水率 45.3%,折合风干土 2.74 kg),厚度约为 5 cm. 试验设置 3 个污水氮浓度(20、100、200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和 3 个 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比(1:0、0.5:0.5、0:1),总磷的浓度均调节为 $15.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,共 9 个处理,水体的铵态氮用 NH_4Cl 补充,硝态氮用 KNO_3 补充,总磷用 KH_2PO_4 补充. 试验开始前粉绿狐尾藻用清水驯化 7 d,选取生长旺盛,形态大小均匀的粉绿狐尾藻剪取(20 ± 1)cm 长的茎,每个处理生物量为(100 ± 2)g,重复 4 次. 每天定时用纯水补充蒸发水量以保证体积恒定.

1.3 监测指标与方法

试验期间分别于 7、14、21、28、35 d 测定粉绿狐尾藻的生物量以及水体总氮、铵态氮、硝态氮;采集不同处理植物样和底泥用于氮含量测定;35 d 收获后测定氮在植物体内的主要存在形态(蛋白质、硝态氮、氨基酸). 总氮采用过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定;铵态氮用纳氏试剂比色法测定;硝态氮用紫外分光光度法测定^[17];粉绿狐尾藻体氮含量用浓 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2$ 消化-半微量蒸馏法测定;底泥中全氮用凯氏-蒸馏法测定^[18];蛋白质含量用考马斯亮蓝 G-250 法测定;硝态氮含量用比色法测定^[19];氨基态氮含量用茚三酮试剂显色法测定^[20].

1.4 数据分析

采用 Excel 2013 软件统计数据,用 Sigmaplot 10.0 绘制图表,采用 SPSS 18.0 软件对试验数据进行方差分析和显著性分析.

2 结果与分析

2.1 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻生物量的影响

粉绿狐尾藻的生物量和生物量增长速率随时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 1 和 2)。不同处理粉绿狐尾藻的生物量均在 0~14 d 增长最快,其中 0~7 d 生物量增长速率最大约为 7~14 d 的 1.79~3.14 倍,氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理在 14~21 d 仍具有相对较高的生长速率,其它处理 14 d 后生物量增长速率显著降低。氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 的生物量最大,且氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理生物量均在 28 d 达到最大;氮

浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理生物量最大,且生物量均在 21 d 达到最大。粉绿狐尾藻在氮浓度为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,可能主要以铵态氮作为氮源供给植物生长的需求, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 的生物量显著高于 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 $0.5:0.5$ 和 $0:1$ 的处理,而氮浓度为 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,铵态氮和硝态氮平衡更有利于粉绿狐尾藻的生长。由此说明,氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,粉绿狐尾藻以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理生长最好,铵态氮和硝态氮的平衡更有利于其生长,且由于氮供应充足不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理生物量均在 21 d 达到最大;氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,可能以铵态氮作为主要氮源,生物量均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理最大。

表 1 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻生物量的影响¹⁾/g

天数 /d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1
0	100.00±0.00c	100.00±0.00c	100.00±0.00d	100.00±0.00d	100.00±0.00c	100.00±0.00c	100.00±0.00d	100.00±0.00d	100.00±0.00c
7	243.00±7.39b	206.00±8.60b	201.67±8.02c	221.00±11.27c	218.33±23.71b	199.00±2.65b	228.00±6.56c	248.67±27.15c	220.00±6.48d
14	302.47±22.59a	265.10±12.28a	246.82±11.59b	274.18±16.62b	270.02±5.13a	242.66±5.86a	289.16±15.04ab	320.88±24.58b	258.19±1.89c
21	309.97±8.66a	262.54±18.52a	272.37±20.01a	286.74±3.61b	274.62±10.07a	256.33±17.62a	311.38±23.54a	377.82±14.42a	296.71±10.81a
28	324.78±26.69a	279.73±26.92a	277.74±11.85a	295.18±10.07b	265.06±12.86a	252.22±15.59a	295.16±22.37ab	372.63±13.53a	294.87±7.94ab
35	323.97±4.92a	261.10±12.37a	275.36±4.73a	333.84±24.54a	270.01±13.05a	251.26±14.01a	273.41±18.5b	363.12±10.02a	283.68±13.18b

1) $P<0.05$, 不同字母表示同一氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 不同时间生物量差异显著

表 2 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻生物量增长速率的影响/ $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$

天数 /d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1
0~7	20.43	15.14	14.52	17.29	16.90	14.14	18.29	21.24	17.14
7~14	8.50	8.44	6.45	7.60	7.38	6.24	8.74	10.32	5.46
14~21	1.07	-0.37	3.65	1.79	0.66	1.95	3.17	8.13	5.50
21~28	2.12	2.46	0.77	1.21	-1.37	-0.59	-2.32	-0.74	-0.26
28~35	-0.12	-2.38	-0.34	5.52	0.71	-0.14	-3.11	-1.36	-1.60

2.2 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻去氮能力和效果的影响

2.2.1 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻总氮去除能力的影响

不同处理总氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间增长而降低,且因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 3)。氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理,0~7 d 总氮的去除率为 $85.2\% \sim 93.3\%$,其中以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 的处理去除率最高,14 d 后总氮浓度均保持在较低的水平,35 d 时去除率为

$95.1\% \sim 95.4\%$,且不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理间总氮浓度无显著差异;氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理,0~7 d 总氮的去除率分别为 $75.9\% \sim 96.7\%$ 、 $63.2\% \sim 91.8\%$,且均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理去除率最高,35 d 时去除率分别为 $95.1\% \sim 98.5\%$ 、 $82.7\% \sim 99.3\%$ 。不同处理总氮的去除速率均在 0~7 d 最高,去除速率随总氮浓度而升高而增加。氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理去除速率最高;氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理去除速率最

高. 7 d 后不同处理总氮去除速率随时间降低, 且氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理去除速率显著高于其它处理, 28 ~ 35 d 水体总氮的浓度基本保持稳定. 综上所述, 不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水总氮均在 0 ~ 7 d 去除速率最高, 且能够达到较高的去除率, 总氮的去除速率随氮浓度的升高而增加, 氮浓度 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 去除率和去除速率最高, 氮浓度

$100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 去除率和去除速率最高. 不同处理总氮的去除速率随时间逐渐降低, 其中氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理总氮浓度呈持续下降的趋势. 35 d 时除氮浓度 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理, 不同处理总氮的去除率均达到 95% 以上, 粉绿狐尾藻对污水中总氮的去除受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响.

表 3 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻总氮去除能力的影响¹⁾ / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 3 Effects of wastewater nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on total nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum* / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

天数 /d	氮浓度 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0	1:0	0.5:0.5	0:1
0	20.00 ± 0.00a	20.00 ± 0.00a	20.00 ± 0.00a	100.00 ± 0.00a	100.00 ± 0.00a	100.00 ± 0.00a	200.00 ± 0.00a	200.00 ± 0.00a	200.00 ± 0.00a
7	1.35 ± 0.11b	1.72 ± 0.24b	2.97 ± 0.33b	24.10 ± 1.91b	11.94 ± 2.30b	3.31 ± 0.86b	73.69 ± 2.03b	37.43 ± 0.25b	16.47 ± 0.92b
14	1.29 ± 0.14b	1.36 ± 0.26c	1.37 ± 0.46c	20.49 ± 0.03c	8.01 ± 2.37c	2.48 ± 0.94b	66.28 ± 6.82c	20.31 ± 2.61c	10.44 ± 6.43c
21	1.47 ± 0.31b	1.05 ± 0.11d	1.01 ± 0.04cd	7.53 ± 1.86d	3.50 ± 0.39d	1.53 ± 0.25c	60.67 ± 0.53d	8.58 ± 1.03d	2.64 ± 0.64d
28	1.27 ± 0.21b	0.99 ± 0.10d	1.02 ± 0.03cd	5.65 ± 0.80e	3.24 ± 0.32d	2.64 ± 0.33b	49.72 ± 2.76e	3.00 ± 0.51e	1.69 ± 0.39d
35	0.99 ± 0.17c	0.97 ± 0.06d	0.92 ± 0.25d	4.90 ± 0.63e	2.63 ± 0.40d	1.54 ± 0.15c	34.51 ± 3.64f	1.38 ± 0.27e	2.44 ± 0.16d

1) $P < 0.05$, 不同字母表示同一氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比不同时间总氮浓度差异显著

2.2.2 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻铵态氮去除能力的影响

不同处理铵态氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间增长而降低, 且因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 4). 处理 7 d 时, 氮浓度 20、100、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0、0.5:0.5 的处理铵态氮的去除率分别为 91.7% 和 96.3%、68.2% 和 95.9%、72.0% 和 93.2%; 35 d 时除氮浓度 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理铵态氮去除率为 87.36%, 其它处理去除率基本均达到 100%. 不同氮浓度时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理铵态氮浓度均出现增长, 但试验期间一直维持在较低的水平. 不同处理铵态氮的去除速率均在 0 ~ 7 d 最高, 且去除速率随铵态氮浓度的升高而增加即以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高, 随后随时间逐渐降低. 氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理在 7 ~ 21 d 仍具有较高的去除速率, 21 ~ 35 d 铵态氮的浓度保持稳定. 由上可知, 不同氮浓度的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0.5:0.5 时, 处理 7 d 时铵态氮均能达到较高的去除率, 且 0 ~ 7 d 铵态氮的去除速率均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高, 随后去除速率逐渐下降; 氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理在 7 ~ 21 d 仍具有较高的去除速率, 其它处理 7 d 后铵态氮浓度基本保持稳定, 35 d 时不同处理铵态氮的去除率均接近 100%. 粉绿狐尾藻对铵态氮的去

除能力受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的影响.

2.2.3 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻硝态氮去除能力的影响

不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水硝态氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间而增长降低(表 5). 氮浓度 20、100、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 0.5:0.5 和 0:1 的处理在 7 d 时硝态氮的去除率分别为 93.9% 和 91.5%、86.2% 和 97.8%、94.6% 和 94.8%, 去除率均接近 100%. 氮浓度 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理, 硝态氮的浓度有所升高, 但保持在较低的浓度范围内; 氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 该处理硝态氮的浓度呈先升高后降低的趋势. 硝态氮的去除速率随水体硝态氮浓度的升高而增加, 不同氮浓度时 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 0.5:0.5 和 0:1 的处理均在 0 ~ 7 d 硝态氮的去除速率最高, 7 d 后去除速率显著降低, 21 d 后硝态氮的浓度保持在较低的浓度范围. 综上所述, 不同氮浓度时 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 0.5:0.5 和 0:1 的处理硝态氮在 7 d 时去除率超过 90%, 且去除速率均在 0 ~ 7 d 最大, 硝态氮的去除速率随硝态氮浓度的升高而增加. 氮浓度 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理硝态氮浓度有所升高但维持在相对较低的浓度水平, 氮浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 的处理硝态氮的浓度呈先升高后降低的趋势. 粉绿狐尾藻对硝态氮去除能力受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的影响.

表 4 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻铵态氮去除能力的影响¹⁾/mg·L⁻¹

天数 /d	氮浓度/mg·L ⁻¹								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1
0	20.00±0.00a	10.00±0.00a	0.52±0.00b	100.00±0.00a	50.00±0.00a	0.52±0.00c	200.00±0.00a	100.00±0.00a	0.52±0.00c
7	0.73±0.19c	0.83±0.14b	0.94±0.15a	31.77±2.81b	2.03±0.57c	0.98±0.18b	55.90±3.41b	6.76±0.40b	1.09±0.22b
14	1.13±0.08b	0.65±0.06c	1.05±0.17a	11.43±0.65c	2.63±0.25b	0.96±0.09b	40.92±0.49c	3.26±0.22c	2.47±0.20a
21	0.49±0.08d	0.79±0.11b	0.44±0.06bc	0.84±0.18d	1.16±0.26d	0.43±0.03c	25.05±1.02e	0.41±0.07e	0.57±0.14c
28	0.43±0.04d	0.37±0.02d	0.33±0.02bc	1.70±0.24d	1.19±0.27d	1.15±0.06a	28.14±0.37d	1.21±0.20d	0.54±0.05c
35	0.47±0.09d	0.31±0.07d	0.41±0.09c	2.51±0.14d	0.90±0.14d	0.48±0.06c	25.28±1.27e	0.56±0.03e	0.45±0.03c

1) $P < 0.05$ ，不同字母表示同一氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比不同时间铵态氮浓度差异显著

表 5 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻硝态氮去除能力的影响¹⁾/mg·L⁻¹

天数 /d	氮浓度/mg·L ⁻¹								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1
0	0.06±0.00c	10.00±0.00a	20.00±0.00a	0.06±0.00d	50.00±0.00a	100.00±0.00a	0.06±0.00f	100.00±0.00a	200.00±0.00a
7	0.31±0.04a	0.61±0.26b	1.71±0.65b	3.38±0.63c	6.88±0.43b	2.23±0.11b	2.48±0.18e	5.36±0.57d	10.31±1.20b
14	0.14±0.03b	0.35±0.05c	0.31±0.16c	8.17±0.52a	4.51±0.16c	0.74±0.15c	9.59±0.76b	16.11±0.89b	6.10±0.66c
21	0.10±0.03c	0.37±0.05c	0.56±0.10c	4.21±0.39b	1.04±0.26e	0.89±0.11c	7.78±0.82c	6.37±0.39c	0.60±0.21d
28	0.16±0.03b	0.53±0.03bc	0.42±0.17c	2.84±0.10c	1.58±0.18d	0.53±0.17d	19.49±1.50a	1.61±0.46e	0.36±0.03d
35	0.16±0.03b	0.63±0.14b	0.19±0.03c	0.44±0.13d	0.77±0.14e	0.36±0.09d	4.72±0.29d	0.44±0.19f	0.30±0.13d

1) $P < 0.05$ ，不同字母表示同一氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比不同时间硝态氮浓度差异显著

2.3 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻氮含量和氮积累的影响

2.3.1 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻氮含量的影响

粉绿狐尾藻氮含量随时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 6)。不同处理粉绿狐尾藻氮含量在 0~7 d 显著增加, 7 d 后随时间变化不大, 氮含量随氮浓度的升高而增加。7~35 d 期间, 氮浓度 20 mg·L⁻¹、100 mg·L⁻¹ 时, 粉绿狐尾藻氮含量分别为 1.94%~2.96%、3.45%~4.16%, 平均氮含量均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最高; 氮浓度 200 mg·L⁻¹ 时, 氮含量为 4.36%~6.03%, 7~35 d 平均氮含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高。综上所述, 粉绿狐尾藻氮含量受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的影响, 0~7 d 增长最快可能与试验前粉绿狐尾藻受驯化处理, 体内营养物质极度缺乏有关, 氮含量随污水氮浓度的升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同。

2.3.2 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻不同部位氮含量的影响

粉绿狐尾藻不同部位氮含量因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 7)。粉绿狐尾藻水上部分和水上部分氮含量随氮浓度的升高显著增

加。氮浓度 20 mg·L⁻¹ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 粉绿狐尾藻水上部分和水上部分干物质氮含量无显著差异; 氮浓度 100 mg·L⁻¹ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理水上部分氮含量显著高于 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0:1 的处理, 水下部分氮含量无显著差异; 200 mg·L⁻¹ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0.5:0.5 的处理水上部分氮含量显著高于 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理, 水下部分氮含量无显著差异。不同处理水上部分的氮含量均高于水下部分, 水上部分氮含量/水下部分氮含量之比均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最大, 且其比值随氮浓度的升高而降低。综上所述, 粉绿狐尾藻水上部分和水上部分氮含量均随氮浓度升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化不同, 同一氮浓度的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理水下部分氮含量无显著差异。水上部分氮含量/水下部分氮含量之比随氮浓度升高和铵态氮比例的降低而减小, 氮的分配机制可能发生变化, 氮在植物体内更趋于均匀化分配。

2.3.3 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻干物质氮积累量的影响

粉绿狐尾藻氮积累量随时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(图 1)。不同处理粉绿狐尾藻氮积累量均在 0~7 d 增长最快, 氮积累量和积累速率随氮浓度的升高而增加, 期间氮浓度 20、

表 6 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻氮含量的影响/%¹⁾Table 6 Effects of wastewater nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on nitrogen content of *Myriophyllum aquaticum*/%

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	0 d	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d	7~35 d 平均
20	1:0	1.44	2.71d	2.96d	2.08e	1.97e	2.02f	2.35
	0.5:0.5	1.44	2.37d	2.30e	2.82d	2.41e	1.96f	2.37
	0:1	1.44	2.39d	2.65de	2.48de	2.21e	1.94f	2.33
100	1:0	1.44	4.08c	3.63c	3.54c	3.63d	3.45e	3.67
	0.5:0.5	1.44	4.16c	3.94c	3.56c	4.16cd	4.00d	3.96
	0:1	1.44	3.82c	3.65c	3.60c	3.60d	3.54e	3.64
200	1:0	1.44	6.03a	5.76a	5.80a	5.70a	5.49a	5.76
	0.5:0.5	1.44	5.84a	5.44ab	5.59a	5.27ab	5.09b	5.45
	0:1	1.44	5.35b	5.10b	4.91b	4.62bc	4.36c	4.87

1) $P < 0.05$, 不同字母表示同一时间不同处理粉绿狐尾藻氮含量差异显著

表 7 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻不同部位氮含量的影响¹⁾Table 7 Effects of wastewater nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on the nitrogen content in different parts of the *Myriophyllum aquaticum*

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	水上氮含量/%	水下氮含量/%	水上氮含量/水下氮含量
20	1:0	2.60e	1.93d	1.35
	0.5:0.5	2.40e	1.94d	1.24
	0:1	2.45e	1.90d	1.29
100	1:0	3.69d	3.15c	1.17
	0.5:0.5	4.19c	3.66bc	1.14
	0:1	3.75d	3.67bc	1.02
200	1:0	5.75a	5.06a	1.14
	0.5:0.5	5.42a	4.95a	1.09
	0:1	4.74b	4.41ab	1.07

1) $P < 0.05$, 不同字母表示不同处理同一部位粉绿狐尾藻干物质氮含量差异显著

100、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理干物质氮积累平均速率分别为 0.037 ~ 0.059、0.057 ~ 0.067 和 0.090 ~ 0.171 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$; 35 d 期间氮积累平均速率分别为 0.012 ~ 0.016 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 、0.022 ~ 0.026 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 0.031 ~ 0.049 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 。氮浓度 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 0.5:0.5 和 0:1 的处理在 7~28 d 氮积累量缓慢增长, 且在 28 d 时达到最大, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理氮积累增长速率在 0~14 d 显著高于其它处理, 且氮积累量在 35 d 时达到最大; 氮浓度 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理在 7~21 d 氮积累量增长缓慢, 21 d 后出现显著增长, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理在 28 d 时氮积累量达到最大, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0.5:0.5 的处理氮积累量则在 35 d 时达到最大; 氮浓度 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 不同时间 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理氮积累量均高于 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0:1 的处理, 且在 35 d 时达到最大, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 0.5:0.5 和 0:1 的处理氮积累量则在 28 d 时达到最大。综上所述, 不同处理粉绿狐尾藻氮积累量均在 0~7 d 增长最快, 积累速率最大, 这

可能与试验前粉绿狐尾藻受驯化处理, 粉绿狐尾藻生物量和氮含量快速增长有关; 7 d 后氮含量变化不大, 氮积累量随粉绿狐尾藻生物量和含水率的变化而增加。粉绿狐尾藻氮积累量和积累速率随氮浓度升高而增加且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同。

2.4 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对底泥氮沉降和释放的影响

底泥氮含量随粉绿狐尾藻处理时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 8)。氮浓度 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 底泥氮含量随时间无显著变化, 但由于水体氮浓度较低, 底泥会向水体中释放氮供给粉绿狐尾藻的生长需求, 底泥中氮含量随时间呈降低的趋势, 且降低速率在 0~7 d 最大, 35 d 时底泥氮释放量 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 。氮浓度 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氮通过沉降作用进入底泥, 底泥氮含量在 0~7 d 增长显著, 7 d 后底泥逐渐向水体释放氮, 28~35 d 时底泥氮的增加量最小; 35 d 时, 氮浓度 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 底泥全氮的增加量 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$

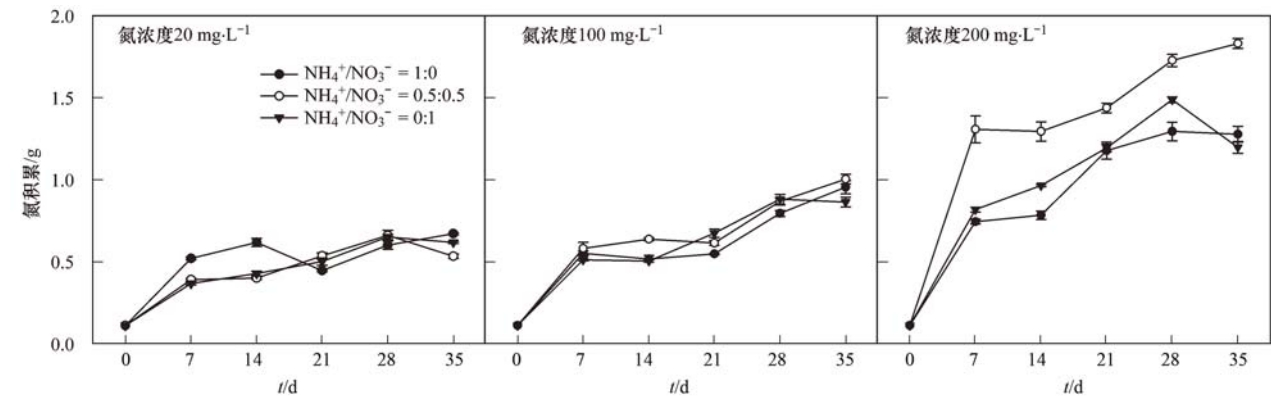


图1 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻氮积累量的影响

Fig. 1 Effects of wastewater nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on nitrogen accumulation by *Myriophyllum aquaticum*

$\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ ，而氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时， $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 $1:0$ 和 $0.5:0.5$ 的处理底泥全氮含量均有所降低，且底泥全氮含量 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 < \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ ， $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 仍有所增加。综上所述，氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理底泥氮含量无显著差异，底泥能够向水体释放氮以满足植物生长的需求；氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，底泥氮在 $0\sim7\text{ d}$ 增加量最大，且随时间逐渐降低， 35 d 时底泥氮含量表现为 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 。

表8 不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水底泥全氮含量随粉绿狐尾藻处理时间的变化¹⁾/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 8 Variations of total nitrogen content in sediments of $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ under different wastewater nitrogen concentrations with *Myriophyllum aquaticum* treatment time/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

天数 /d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$								
	20			100			200		
	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1	1:0	0.5:0.5	0:1
0	3.58±0.00a	3.58±0.00a	3.58±0.00a	3.58±0.00a	3.58±0.00a	3.58±0.00ab	3.58±0.00b	3.58±0.00ab	3.58±0.00b
7	3.26±0.08a	3.27±0.24a	3.41±0.07a	3.76±0.47a	3.83±0.24a	3.94±0.05a	4.01±0.04a	4.05±0.35a	4.29±0.27a
14	3.23±0.29a	3.26±0.10a	3.36±0.38a	3.75±0.30a	3.66±0.30a	3.61±0.11ab	3.94±0.16a	3.98±0.22a	3.85±0.43b
21	3.25±0.25a	3.30±0.30a	3.35±0.21a	3.75±0.15a	3.73±0.21a	3.67±0.30ab	3.77±0.18ab	3.68±0.31ab	3.72±0.10b
28	3.15±0.33a	3.24±0.23a	3.20±0.17a	3.67±0.26a	3.49±0.21a	3.53±0.13b	3.70±0.23ab	3.70±0.23ab	3.70±0.23b
35	3.15±0.22a	3.20±0.49a	3.19±0.21a	3.62±0.10a	3.73±0.21a	3.59±0.36ab	3.48±0.21b	3.44±0.06b	3.76±0.18b

1) $P < 0.05$ ，不同字母表示同一氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比不同时间底泥全氮含量差异显著

2.5 粉绿狐尾藻氮积累对不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水和底泥总氮去除的贡献率及底泥氮沉降对污水总氮去除的贡献率

水体和底泥总氮的去除量随粉绿狐尾藻处理时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表9)。氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时， $7\sim21\text{ d}$ 以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理水体和底泥总氮的去除量最大， $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理去除量最小， 35 d 时水体和底泥总氮的去除量 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ ；氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时， $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理在 $7\sim28\text{ d}$ 水体和底泥总氮的去除量最小且小于氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的处理，不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 处理水体和底泥总氮的去除量在 28 d

时达到最大，且以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理总氮去除量最大， 35 d 时水体和底泥总氮去除量 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ ， 35 d 时氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理，水体和底泥总氮的去除量无显著差异；氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理，水体和底泥总氮的去除量随时间逐渐增加，且在 35 d 时去除量最大，且 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ ，去除量分别为氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 处理的 $2.01\sim2.84$ 倍和 $1.74\sim2.93$ 倍。粉绿狐尾藻对水体和底泥总氮的去除量因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同。

表 9 不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水和底泥总氮的去除量随粉绿狐尾藻处理时间的变化/mg
Table 9 Variations in total nitrogen removal of different nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ in wastewater and sediment with *Myriophyllum aquaticum* treatment time/mg

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d
20	1:0	1 224. 64	1 309. 54	1 227. 34	1 518. 87	1 515. 24
	0. 5:0. 5	1 174. 37	1 220. 26	1 096. 88	1 263. 40	1 394. 52
	0:1	772. 16	933. 70	978. 76	1 378. 13	1 409. 36
100	1:0	882. 61	964. 40	1 188. 08	1 441. 08	1 611. 41
	0. 5:0. 5	892. 04	1 426. 54	1 322. 20	2 000. 72	1 354. 15
	0:1	760. 86	1 662. 44	1 525. 67	1 901. 29	1 755. 46
200	1:0	1 106. 14	1 416. 16	1 998. 51	2 368. 55	3 251. 47
	0. 5:0. 5	1 645. 26	2 130. 18	3 175. 36	3 350. 66	3 964. 67
	0:1	1 369. 10	2 664. 51	3 155. 75	2 972. 65	3 049. 49

粉绿狐尾藻氮积累对水体和底泥总氮去除的贡献率随时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 10). 氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 粉绿狐尾藻不同时期氮积累量对水体和底泥总氮去除的贡献率为 23.9% ~ 43.5%, 平均为 34.1%, 7 ~ 35 d 粉绿狐尾藻氮积累平均贡献率 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$; 氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 处理, 粉绿狐尾藻不同时期氮积累对水体和底泥总氮去除的贡献率分别为 23.8% ~ 66.1% 和 32.0% ~ 72.8%, 平均为 43.9% 和 47.0%, 7 ~ 35 d 粉绿狐尾藻氮积累平均贡献率

$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$. 由此说明, 粉绿狐尾藻氮积累是水体和底泥氮去除的主要途径, 其对水体和底泥氮去除的贡献率随污水氮浓度的升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同. 氮浓度为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 7 ~ 35 d 平均贡献率 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$; 氮浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 粉绿狐尾藻氮积累均在 0 ~ 7d 对污水和底泥总氮去除的贡献率最大, 且 7 ~ 35 d 平均贡献率 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$, 较高氮浓度下铵态氮和硝态氮平衡更有利于粉绿狐尾藻从水体和底泥中吸收积累氮.

表 10 粉绿狐尾藻氮积累对不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水和底泥总氮去除的贡献率/%
Table 10 Nitrogen accumulation contribution rates of *Myriophyllum aquaticum* on total nitrogen removal with different nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ in wastewater and sediment/%

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d	7 ~ 35 d 平均
20	1:0	33. 55	38. 82	27. 37	32. 40	36. 88	33. 80
	0. 5:0. 5	23. 94	23. 96	38. 70	43. 53	30. 21	32. 07
	0:1	33. 28	33. 90	39. 92	39. 33	35. 74	36. 43
100 ¹	1:0	49. 92	42. 32	36. 92	47. 43	52. 53	45. 82
	0. 5:0. 5	52. 90	37. 07	38. 31	37. 86	66. 09	46. 45
	0:1	52. 56	23. 79	36. 98	40. 57	42. 91	39. 36
200	1:0	57. 22	47. 55	53. 26	50. 07	35. 87	48. 80
	0. 5:0. 5	72. 79	55. 50	41. 78	48. 31	43. 39	52. 35
	0:1	51. 55	31. 96	34. 36	46. 24	35. 73	39. 97

底泥氮沉降对污水总氮去除的贡献率随时间因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 11). 氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 试验期间底泥向水体释放氮供给粉绿狐尾藻的生长, 底泥氮含量降低. 氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 底泥氮沉降对污水总氮去除的贡献率均在 0 ~ 7 d 最大为 35.4% ~ 58.6%,

且均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最大. 氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 7 ~ 35 d 底泥氮沉降对水体总氮去除的平均贡献率为 13.6% ~ 23.5%, 且 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$; 氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 7 ~ 35 d 底泥氮沉降对水体总氮去除的贡献率为 16.1% ~ 24.5%, 平均为 21.3%, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$

$\text{NO}_3^- = 0:1 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0 > \text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$. 由此说明, 氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 试验初期水体中的氮易沉降进入底泥, 以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理底泥的贡献率最大, 底泥氮沉降是试验初期污水氮去

除的主要途径; 底泥氮沉降对水体总氮去除的贡献率随氮浓度的升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比变化而不同. $0\sim7\text{ d}$ 粉绿狐尾藻的干物质氮积累快速增加和底泥氮沉降量增加量最大是其水体氮浓度迅速降低的主要原因.

表 11 底泥氮沉降对不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水总氮去除的贡献率/%
Table 11 Contribution of sediment nitrogen deposition to total nitrogen removal at different

nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ in wastewater/%							
氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d	7~35 d 平均
100	1:0	35.40	32.62	28.62	15.15	5.86	23.53
	0.5:0.5	43.73	13.85	23.88	-14.87	22.74	17.86
	0:1	56.28	5.29	13.92	-8.49	0.95	13.59
200	1:0	51.35	41.16	20.32	12.44	-9.16	23.22
	0.5:0.5	43.78	34.14	7.84	5.51	-10.89	16.08
	0:1	58.56	21.91	11.17	16.72	14.25	24.52

2.6 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻体内氮组分的影响

粉绿狐尾藻体内蛋白质、氨基态氮和硝态氮的含量因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同(表 12). 总体而言, 蛋白质、氨基态氮和硝态氮的含量均随污水氮浓度的升高而增加. 氮浓度为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 粉绿狐尾藻体内蛋白质和氨基态氮的含量无显著差异; 不同氮浓度处理, 蛋白质的含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 $1:0$ 和 $0.5:0.5$ 时较高, 氨基态氮含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 时最高, 硝态氮含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 时最高, 且氮浓度

$100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理蛋白质和氨基态氮的含量分别为氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理的 $1.42\sim1.72$ 倍、 $2.21\sim3.35$ 倍和 $6.07\sim13.10$ 倍、 $6.75\sim30.20$ 倍. 综上所述, 粉绿狐尾藻体内蛋白质、氨基态氮和硝态氮的含量均随氮浓度的升高而增加, 且不同处理均表现为蛋白质含量 $>$ 氨基态氮含量 $>$ 硝态氮含量, 氮主要以蛋白质和氨基态氮的形式存在, 有利于粉绿狐尾藻的资源化再利用, 氮组分主要形态基本不受污水氮浓度的影响, 而受 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响.

表 12 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻体内氮组分的影响¹⁾

Table 12 Effects of wastewater nitrogen concentrations and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ on the main forms and contents of nitrogen in *Myriophyllum aquaticum*

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$	蛋白质/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	氨基态氮/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	硝态氮/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
20	1:0	818.0 $\pm$ 60.7f	23.2 $\pm$ 3.1e	17.3 $\pm$ 3.0f
	0.5:0.5	831.2 $\pm$ 46.6f	19.5 $\pm$ 2.4e	31.5 $\pm$ 5.3e
	0:1	798.2 $\pm$ 50.8f	27.39 $\pm$ 5.8e	42.1 $\pm$ 3.1d
100	1:0	1 214.7 $\pm$ 50.1e	255.4 $\pm$ 22.1c	26.5 $\pm$ 0.8e
	0.5:0.5	1372.7 $\pm$ 79.8d	184.8 $\pm$ 12.6d	51.6 $\pm$ 6.3c
	0:1	1 179.3 $\pm$ 58.7e	166.3 $\pm$ 18.9d	71.4 $\pm$ 3.6b
200	1:0	2 675.8 $\pm$ 101.8a	588.9 $\pm$ 51.1a	29.0 $\pm$ 4.0e
	0.5:0.5	2 116.2 $\pm$ 41.3b	373.5 $\pm$ 39.0b	48.2 $\pm$ 2.0c
	0:1	1 837.3 $\pm$ 89.6c	184.9 $\pm$ 28.8d	90.0 $\pm$ 2.1a

1) $P<0.05$, 不同字母表示不同处理该指标含量差异显著

3 讨论

3.1 粉绿狐尾藻生长特性对污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的响应

本文结果表明, 粉绿狐尾藻的生长受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响. 不同处理粉绿狐尾藻的生物量均在 $0\sim7\text{ d}$ 增长最快, 氮浓度 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、

$100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 不同时间的生物量均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理最大; 氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 则以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理最大, 且生物量均在 $21\sim35\text{ d}$ 达到最大. 粉绿狐尾藻的生物量在 $0\sim7\text{ d}$ 增长最快, 这与前一阶段的试验结果一致, 可能与试验前对粉绿狐尾藻进行驯化处理, 植物体内营养元素大量缺乏有关. 上述试验结果与刘少博等^[21] 的研究

结果一致, NH_4^+ 水平过高会抑制绿狐尾藻的生物量的增长. 在一定氮浓度下水生植物的生长速率随氮浓度的升高而增加, 不同水生植物对 NH_4^+ 和 NO_3^- 表现出不同的偏好性, 其生长速率随 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同, 且生物量达到最大的时间不同^[22,23].

综上所述, 不同处理粉绿狐尾藻的生物量在 0 ~ 7 d 增长最快. 氮浓度 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物量均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最大, 粉绿狐尾藻生长较快可能是将铵态氮作为主要氮源, 表现出对铵态氮较高的耐受性和喜好性; 氮浓度 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最大, 说明铵态氮和硝态氮的平衡更有利于粉绿狐尾藻的生长, 且不同处理粉绿狐尾藻生物量均在 21 ~ 35 d 达到最大.

3.2 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻去氮能力的影响

研究表明, 不同处理总氮均在 7 d 时能够达到较高的去除率为 63.2% ~ 96.7%, 且 0 ~ 7 d 去除速率最高, 去除速率随氮浓度的升高而增加; 0 ~ 7 d 期间, 氮浓度 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理总氮的去除率和去除速率最高, 氮浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理总氮的去除率和去除速率最高. 不同处理铵态氮在 7 d 时的去除率为 68.2% ~ 96.4%, 同一氮浓度铵态氮的去除速率均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高. 7 ~ 35 d 期间, 氮浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 铵态氮的浓度基本保持稳定; 氮浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理铵态氮在 7 ~ 21 d 仍具有较高的去除速率, 28 d 时去除率分别为 97.2% 和 89.5%, 随后铵态氮的浓度基本稳定在较低的水平. 肖继波等^[24] 利用绿狐尾藻等水生植物构成的生态槽对铵态氮和总氮浓度分别为 $6.95 \sim 17.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $7.50 \sim 20.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水的去除率分别为 97.96% 和 69.63%; 马永飞等^[10] 利用粉绿狐尾藻对氮浓度为 $100 \sim 400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水进行净化试验, 0 ~ 7 d 总氮和铵态氮的去除速率最高, 且能达到较大的去除率; Liu 等^[25] 利用绿狐尾藻对总氮和铵态氮浓度分别为 $458.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $416.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的原始和 50% 猪场对废水进行净化试验, 总氮和铵态氮的去除率均超过 90%.

不同处理硝态氮在 7 d 时的去除率为 86.2% ~ 94.8%, 硝态氮的去除速率随氮浓度的升高而增

加, 且均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最高, 7 d 后硝态氮的浓度基本保持稳定, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理硝态氮的浓度有所上升, 但基本保持在较低的浓度范围内. 高温季节尤其是夏季水体中的反硝化作用加强, 有利于硝态氮等的去除^[26]. 金春华等^[27] 的研究表明, 凤眼莲对硝态氮的吸收速率高于铵态氮, 粉绿狐尾藻则表现出相反的趋势.

综上所述, 粉绿狐尾藻对不同氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水总氮、铵态氮和硝态氮均具有较高的去除率. 粉绿狐尾藻处理 7 d, 不同处理总氮、铵态氮和硝态氮均能达到较高的去除率, 且在此阶段去除速率最高, 去除速率随氮浓度的升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的变化而不同, 同一氮浓度时 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 处理铵态氮的去除速率最高, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理硝态氮的去除速率最高. 试验初期氮浓度 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理, 粉绿狐尾藻需要从水体和底泥中吸收大量的氮供给自身的生长需求; 氮浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比污水中氮的浓度较高, 氮主要通过粉绿狐尾藻的吸收利用和底泥的沉降去除.

3.3 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻氮积累和底泥氮沉降释放的影响

粉绿狐尾藻氮含量随氮浓度的升高显著增加, 同一氮浓度的不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理氮含量在不同时间差异不大. 试验前粉绿狐尾藻受驯化处理, 期间缺少营养物质的供应, 氮含量和积累量在 0 ~ 7 d 增长最快, 这与向速林等^[28] 的研究结果一致, 苦草在夏季试验初期生长旺盛, 期间对水体中氮的吸收能力最强. 粉绿狐尾藻氮积累量随水体氮浓度和时间的增长而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的变化而不同. 氮浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氮积累量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最大, 氮浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 氮积累量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最大. 氮浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 底泥向水体释放氮供给粉绿狐尾藻生长的需求; 氮浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 污水中的氮会通过沉降作用进入底泥. 7 ~ 35 d 期间, 氮浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 粉绿狐尾藻氮积累对水体和底泥总氮去除的平均贡献率为 32.1% ~ 36.4%, 其中以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最高; 氮浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均贡献率分别为 39.4% ~ 46.5% 和 40.0% ~ 52.4%, 其中均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最高. 氮浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 底泥氮沉降对水体氮去除的贡献率均在

0~7 d 最大, 且以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 处理最大, 随后植物逐渐从底泥中获取氮, 底泥氮含量随时间逐渐降低, 但整体而言底泥氮含量无显著变化. Zhao 等^[2] 和 Gottschall 等^[29] 的研究表明植物对水体中氮的吸收受植物种类、氮浓度的因素影响. 植物氮吸收量与水体氮浓度、植物自身氮含量和生物量有密切的关系^[30], 余红兵等^[31] 利用室内绿狐尾藻湿地系统处理 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高铵态氮废水, 废水中 29.7% 和 12.7% 的氮被植物吸收利用, 部分氮通过沉降作用进入底泥. Jampeetong 等^[32] 通过利用香根草等 4 种水生植物处理含有不同氮源的废水, 证明植物对铵态氮的吸收能力显著高于硝态氮. 张贵龙等^[33] 研究了狐尾藻对污水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的吸收动力学特征, 证明水体铵态氮和硝态氮供应充足时, 狐尾藻能够平衡吸收水体中的铵态氮和硝态氮. 水体铵态氮和硝态氮供应充足时, 紫萍对铵态氮的吸收能力高于硝态氮^[34]. 魏岚等^[35] 的研究表明, 水体强酸强碱的环境能促进底泥氮的释放, 水生植物能够维持水体 pH 稳定在中性范围内, 减少底泥氮的释放. 综上所述, 粉绿狐尾藻氮积累和底泥氮沉降释放受氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的影响, 试验初期粉绿狐尾藻氮含量显著增加随后保持稳定, 粉绿狐尾藻氮积累量随氮浓度的升高而增加, 且因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的变化而不同. 粉绿狐尾藻氮积累和底泥氮沉降对水体氮去除的贡献率因氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的变化而不同, 铵态氮为氮源高于硝态氮为氮源的贡献率, 粉绿狐尾藻对铵态氮吸收能力高于硝态氮; $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 处理, 粉绿狐尾藻氮积累贡献率最高, 说明铵态氮和硝态氮平衡更有利于粉绿狐尾藻的氮积累. 植物氮积累和底泥氮沉降是污水氮去除的主要途径.

3.4 污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比对粉绿狐尾藻体内氮组分的影响

粉绿狐尾藻体内氮组分因污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同. 蛋白质、氨基态氮和硝态氮含量均随水体氮浓度的升高而增加, 其中蛋白质含量 > 氨基态氮含量 > 硝态氮含量, 且其含量因 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的变化而不同, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 $0.5:0.5$ 和 $1:0$ 时蛋白质含量较高, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 时氨基态氮含量最高, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 时硝态氮含量最高. 绿狐尾藻在富含氮的水体中营养价值较高, 干样中粗蛋白含量达 17%, 穗花狐尾藻可溶性蛋白的含量随氮浓度的升高而增加, 蛋白质的含量是评价植物作为饲料的重要指标, 是水生植物进行资源再利用的

重要途径^[15,23]; 铵态氮和硝态氮供应不同时, 紫萍植物组织中铵态氮和硝态氮的流动速度和流通量不同^[34]; 凤眼莲组织中硝态氮的含量随培养液中硝态氮的浓度和比例的升高而增加^[36]. 水生植物吸收硝态氮需要多种酶的协同作用才能转化为氨基酸和蛋白质, 因此以硝态氮为主要氮源的处理粉绿狐尾藻体内氨基酸和蛋白质的含量相对较低^[37]. 由此说明粉绿狐尾藻体内氮组分受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响, 氮主要以蛋白质和氨基态氮的形态存在, 具有较高的营养价值, 且硝态氮的含量较低, 为其资源化再利用提供了有利条件.

4 结论

(1) 粉绿狐尾藻的生物量受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响. 不同处理粉绿狐尾藻的生物量均在第 1 周增长最快, 且生物量均在第 3~5 周达到最大. 氮浓度 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最大, 氮浓度 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 生物量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最大.

(2) 粉绿狐尾藻的去氮能力和效果受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响. 不同处理总氮、铵态氮和硝态氮的去除速率均在第 1 周最大, 且均能达到较高的去除率, 铵态氮的去除速率以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高, 总氮和硝态氮的去除速率以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最高. 氮浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 不同 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比处理总氮、铵态氮和硝态氮浓度 7 d 后基本保持稳定; 氮浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 21 d 后总氮、铵态氮基本保持稳定, 硝态氮浓度 7 d 后基本保持稳定.

(3) 底泥氮和粉绿狐尾藻氮积累受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响. 氮浓度 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 底泥能够向水体释放氮; 氮浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 水体中的氮会沉降进入底泥, 且以第 1 周沉降量最大; 粉绿狐尾藻氮积累对水体和底泥总氮去除的贡献率随氮浓度的升高而增加, 铵态氮为氮源氮积累贡献率高于硝态氮, 且以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0.5:0.5$ 最高. 氮含量在第 1 周增长显著, 且均表现为水上部分高于水下部分, 且其比值均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高, 随氮浓度升高和铵态氮比例的降低而减小.

(4) 粉绿狐尾藻体内氮组分受污水氮浓度和 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 比的影响. 粉绿狐尾藻体内蛋白质、氨基态氮和硝态氮的含量随污水氮浓度升高而增加,

蛋白质含量均以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 为 1:0 和 0.5:0.5 较高,氨基态氮含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 1:0$ 最高,硝态氮含量以 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^- = 0:1$ 最高,且蛋白质含量 > 氨基态氮含量 > 硝态氮含量,氮主要以蛋白质和氨基态氮的形态存在,有利于资源化再利用。

参考文献:

- [1] 李珊珊,单保庆,张洪. 滏阳河系表层沉积物重金属污染特征及其风险评价[J]. 环境科学学报, 2013, **33**(8): 2277-2284.
- Li S S, Shan B Q, Zhang H. Characteristics and ecological risk assessment of heavy metal pollution in surface sediments of Fuyang River[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, **33**(8): 2277-2284.
- [2] Zhao F L, Yang W D, Zeng Z, et al. Nutrient removal efficiency and biomass production of different bioenergy plants in hypereutrophic water[J]. Biomass and Bioenergy, 2012, **42**: 212-218.
- [3] Qin B Q, Gao G, Zhu G W, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, **58**(9): 961-970.
- [4] Qin B Q, Zhu G W, Gao G, et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management[J]. Environmental Management, 2010, **45**(1): 105-112.
- [5] 钟爱文,曹特,张萌,等. 光照和黑暗条件下苦草(*Vallisneria spiralis*)和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)对铵态氮的吸收[J]. 湖泊科学, 2013, **25**(2): 289-294.
- Zhong A W, Cao T, Zhang M, et al. Uptake of ammonium by *Vallisneria spiralis* and *Myriophyllum spicatum* under light and dark regimes[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, **25**(2): 289-294.
- [6] 张惠,汪鹏合,张文娟,等. 利用不同物候期水生植物配置提高浮床人工湿地的除氮效果[J]. 湖泊科学, 2017, **29**(3): 575-584.
- Zhang H, Wang P H, Zhang W J, et al. Improving nitrogen removal by phenophase arrangement of aquatic macrophyte species in the floating-bed constructed wetland[J]. Journal of Lake Sciences, 2017, **29**(3): 575-584.
- [7] 陈鸿,黄世洋,黎庶凯,等. 绿狐尾藻人工湿地治理水污染模式及其在广西的应用[J]. 亚热带植物科学, 2016, **45**(4): 386-390.
- Chen H, Huang S X, Li S K, et al. The mode of water pollution prevention and control based on *Myriophyllum elatinoides* artificial wetland and its application in Guangxi[J]. Subtropical Plant Science, 2016, **45**(4): 386-390.
- [8] 方焰星,何池全,梁霞,等. 水生植物对污染水体氮磷的净化效果研究[J]. 水生态学杂志, 2010, **3**(6): 36-40.
- Fang Y X, He C Q, Liang X, et al. The purifying effect of polluted water by the aquatic plants[J]. Journal of Hydroecology, 2010, **3**(6): 36-40.
- [9] Sytsma M D, Anderson L W J. Nutrient limitation in *Myriophyllum aquaticum* [J]. Journal of Freshwater Ecology, 1993, **8**(2): 165-176.
- [10] 马永飞,杨小珍,赵小虎,等. 污水氮浓度对粉绿狐尾藻去氮能力的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(3): 1093-1101.
- Ma Y F, Yang X Z, Zhao X H, et al. Effect of wastewater nitrogen concentrations on nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum* [J]. Environmental Science, 2017, **38**(3): 1093-1101.
- [11] 秦松岩,吴波,闫颖怡,等. 早伞草与粉绿狐尾藻立体复合的抑藻效能[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, **43**(10): 134-138.
- Qin S Y, Wu B, Yan Y Y, et al. Allelopathic effects of *Cyperus alternifolius* and *Myriophyllum aquaticum* on phytoplankton [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2011, **43**(10): 134-138.
- [12] 吴程,常学秀,董红娟,等. 粉绿狐尾藻(*Myriophyllum aquaticum*)对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)的化感抑制效应及其生理机制[J]. 生态学报, 2008, **28**(6): 2595-2603.
- Wu C, Chang X X, Dong H J, et al. Allelopathic inhibitory effect of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. on *Microcystis aeruginosa* and its physiological mechanism [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, **28**(6): 2595-2603.
- [13] 朱俊英,刘碧云,王静,等. 穗花狐尾藻化感作用对铜绿微囊藻光合效率的影响[J]. 环境科学, 2011, **32**(10): 2904-2908.
- Zhu J Y, Liu B Y, Wang J, et al. Allelopathic influence of *Myriophyllum spicatum* on the photosynthetic efficiency of *Microcystis aeruginosa* [J]. Environmental Science, 2011, **32**(10): 2904-2908.
- [14] Zuo S P, Fang Z S, Yang S Y, et al. Effect of allelopathic potential from selected aquatic macrophytes on algal interaction in the polluted water [J]. Biochemical Systematics and Ecology, 2015, **61**: 133-138.
- [15] 黄珂,李丽立,肖润林,等. 饲料中添加绿狐尾藻对临武鸭生长性能、屠宰性能和免疫器官指数的影响[J]. 动物营养学报, 2017, **29**(4): 1376-1382.
- Huang K, Li L L, Xiao R L, et al. Effects of dietary *Myriophyllum elatinoides* on growth performance, slaughter performance and immune organ indexes of Linwu ducks [J]. Chinese Journal of Animal Nutrition, 2017, **29**(4): 1376-1382.
- [16] 丁哲利,朱骏杰,赵和平,等. 珍珠岩对蚯蚓同步处理污泥-狐尾藻的研究[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(5): 1256-1261.
- Ding Z L, Zhu J J, Zhao H P, et al. Assessment of different perlite levels for synchronization of sludge and *Myriophyllum aquaticum* by vermicomposting [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, **34**(5): 1256-1261.
- [17] 国家环境保护总局. 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. 243-284.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. (第三版). 北京: 中国农业出版社, 1999. 42-50.
- [19] 王学奎. 植物生理生化实验原理和技术[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [20] 王文平. 植物样品中游离氨基酸总量测定方法的改进[J]. 北京农学院学报, 1998, **13**(3): 9-13.
- Wang W P. Improving the method for determining the total dissociative amino acid in fresh plant tissue [J]. Journal of Beijing Agricultural College, 1998, **13**(3): 9-13.
- [21] 刘少博,冉彬,曾冠军,等. 高铵条件下绿狐尾藻的生理与氮磷吸收特征[J]. 环境科学, 2017, **38**(9): 3731-3737.

- Liu S B, Ran B, Zeng G J, *et al.* Physiological characteristics and nitrogen and phosphorus uptake of *Myriophyllum aquaticum* under high ammonium conditions [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3731-3737.
- [22] 朱增银, 陈灿, 贾海霞, 等. 不同氮源对苦草 (*Vallisneria natans*) 生长及生理指标的影响 [J]. *植物资源与环境学报*, 2006, **15**(4): 48-51.
- Zhu Z Y, Chen C, Jia H X, *et al.* Effects of different nitrogen forms on growth and physiological indexes of *Vallisneria natans* [J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 2006, **15**(4): 48-51.
- [23] 葛芳杰, 刘碧云, 鲁志营, 等. 不同氮、磷浓度对穗花狐尾藻生长及酚类物质含量的影响 [J]. *环境科学学报*, 2012, **32**(2): 472-479.
- Ge F J, Liu B Y, Lu Z Y, *et al.* Effects of different nitrogen and phosphorus levels on the growth and total phenolic contents of *Myriophyllum spicatum* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, **32**(2): 472-479.
- [24] 肖继波, 王慧明, 褚淑祎, 等. 生态槽净化污染河水的动态试验研究 [J]. *水土保持学报*, 2012, **26**(2): 220-223.
- Xiao J B, Wang H M, Chu S Y, *et al.* Dynamic test-study of eco-tank on polluted river purification [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, **26**(2): 220-223.
- [25] Liu F, Zhang S N, Wang Y, *et al.* Nitrogen removal and mass balance in newly-formed *Myriophyllum aquaticum* mesocosm during a single 28-day incubation with swine wastewater treatment [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, **166**: 596-604.
- [26] McCarthy M J, Lavrentyev P J, Yang L Y, *et al.* Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China) [J]. *Hydrobiologia*, 2007, **581**(1): 195-207.
- [27] 金春华, 陆开宏, 胡智勇, 等. 粉绿狐尾藻和风眼莲对不同形态氮吸收动力学研究 [J]. *水生生物学报*, 2011, **35**(1): 75-79.
- Jin C H, Lu K H, Hu Z Y, *et al.* Kinetics of ammonium and nitrate uptake by *Myriophyllum aquaticum* and *Eichhornia crassipes* [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2011, **35**(1): 75-79.
- [28] 向速林, 朱梦圆, 朱广伟, 等. 太湖东部湖湾大型水生植物分布对水质的影响 [J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(11): 2881-2887.
- Xiang S L, Zhu M Y, Zhu G W, *et al.* Influence of macrophytes on water quality in the eastern bays of Lake Taihu, China [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(11): 2881-2887.
- [29] Gottschall N, Boutin C, Crolla A, *et al.* The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada [J]. *Ecological Engineering*, 2007, **29**(2): 154-163.
- [30] 秦红杰, 张志勇, 刘海琴, 等. 两种漂浮植物的生长特性及其水质净化作用 [J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(8): 2470-2479.
- Qin H J, Zhang Z Y, Liu H Q, *et al.* Growth characteristics and water purification of two free-floating macrophytes [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(8): 2470-2479.
- [31] 余红兵, 何洋, 李红芳, 等. 室内绿狐尾藻湿地系统对高氮氮废水的净化作用 [J]. *草业科学*, 2016, **33**(11): 2189-2195.
- Yu H B, He Y, Li H F, *et al.* Purification effects of indoor *Myriophyllum elatinoides* wetland system on ammonium nitrogen wastewater [J]. *Pratacultural Science*, 2016, **33**(11): 2189-2195.
- [32] Jampeetong A, Brix H, Kantawanichkul S. Effects of inorganic nitrogen forms on growth, morphology, nitrogen uptake capacity and nutrient allocation of four tropical aquatic macrophytes (*Salvinia cucullata*, *Ipomoea aquatica*, *Cyperus involucratus* and *Vetiveria zizanioides*) [J]. *Aquatic Botany*, 2012, **97**(1): 10-16.
- [33] 张贵龙, 赵建宁, 刘红梅, 等. 不同水生植物对富营养化水体无机氮吸收动力学特征 [J]. *湖泊科学*, 2013, **25**(2): 221-226.
- Zhang G L, Zhao J N, Liu H M, *et al.* Kinetics of nitrate and ammonium uptake from eutrophic waters by different hydrophytes [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2013, **25**(2): 221-226.
- [34] Fang Y Y, Babourina O, Rengel Z, *et al.* Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata* [J]. *Annals of Botany*, 2007, **99**(2): 365-370.
- [35] 魏岚, 刘传平, 邹献中, 等. 广东省不同水库底泥理化性质对内源氮磷释放影响 [J]. *生态环境学报*, 2012, **21**(7): 1304-1310.
- Wei L, Liu C P, Zou X Z, *et al.* Release of nitrogen and phosphorus from the sediments of ten reservoirs in Guangdong province [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, **21**(7): 1304-1310.
- [36] 李卫国, 龚红梅, 常天俊. 富营养化条件下风眼莲 (*Eichhornia crassipes*) 对不同氮素形态的生理响应 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, **27**(4): 1545-1549.
- Li W G, Gong H M, Chang T J. Effects of nitrogen form on growth and physiological responses of an aquatic plant *Eichhornia crassipes* [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, **27**(4): 1545-1549.
- [37] 胡绵好, 袁菊红, 向律成, 等. 富营养化水体中水生植物氮代谢酶特性与不同形态氮去除的关系 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, **27**(4): 1489-1494.
- Hu M H, Yuan J H, Xiang L C, *et al.* Relationship between characteristics of nitrogen metabolism enzymes of aquatic plants and nitrogen removal of different forms from eutrophic water bodies [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, **27**(4): 1489-1494.

CONTENTS

Characterization and Variation of Organic Carbon (OC) and Elemental Carbon (EC) in PM _{2.5} During the Winter in the Yangtze River Delta Region, China	KANG Hui, ZHU Bin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (961)
Important Effect of Secondary Inorganic Salt Extinction on Visibility Impairment in the Northern Suburb of Nanjing	YU Chao, YU Xing-na, ZHAO Tian-liang, <i>et al.</i> (972)
Day-Night Differences and Source Apportionment of Inorganic Components of PM _{2.5} During Summer-Winter in Changzhou City	LIU Jia-shu, GU Yuan, MA Shuai-shuai, <i>et al.</i> (980)
Characteristics of Elements in PM _{2.5} and PM ₁₀ in Road Dust Fall During Spring in Tianjin	WANG Shi-bao, JI Ya-qin, LI Shu-li, <i>et al.</i> (990)
Particle Size Distribution and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Particles from Beijing and Xinxiang During Summer	ZHANG Xin, ZHAO Xiao-man, MENG Xue-jie, <i>et al.</i> (997)
Ecological and Health Risks of Trace Heavy Metals in Atmospheric PM _{2.5} Collected in Wuxiang Town, Shanxi Province	GUO Zhao-xia, GENG Hong, ZHANG Jin-hong, <i>et al.</i> (1004)
Characteristics of Particulate and Inorganic Elements of Motor Vehicles Based on a Tunnel Environment	LI Feng-hua, ZHANG Yan-jie, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (1014)
A 2013-based Atmospheric Ammonia Emission Inventory and Its Characteristic of Spatial Distribution in Henan Province	WANG Chen, YIN Sha-sha, YU Shi-jie, <i>et al.</i> (1023)
Emission Characteristics of Wind Erosion Dust from Topsoil of Urban Roadside-Tree Pool	LI Bei-bei, QIN Jian-ping, QI Li-rong, <i>et al.</i> (1031)
Particulate Component Emission Characteristic from a Diesel Bus with DOC and CDPF	LOU Di-ming, GENG Xiao-yu, SONG Bo, <i>et al.</i> (1040)
Water Quality in the Henan Intake Area of the South-to-North Water Diversion Project	HUANG Piao-yi, XU Bin, GUO Dong-liang (1046)
Spatio-Temporal Patterns and Environmental Risk of Endocrine Disrupting Chemicals in the Liuxi River	FAN Jing-jing, WANG Sai, TANG Jin-peng, <i>et al.</i> (1053)
Fate and Origin of Major Ions in River Water in the Lhasa River Basin, Tibet	ZHANG Qing-hua, SUN Ping-an, HE Shi-yi, <i>et al.</i> (1065)
Identification of Nitrate Sources and the Fate of Nitrate in Downstream Areas: A Case Study in the Taizi River Basin	LI Yan-li, YANG Zi-rui, YIN Xi-jie, <i>et al.</i> (1076)
Sources, Distribution of Main Controlling Factors, and Potential Ecological Risk Assessment for Heavy Metals in the Surface Sediment of Hainan Island North Bay, South China	ZENG Wei-te, YANG Yong-peng, ZHANG Dong-qiang, <i>et al.</i> (1085)
Characteristics of Heavy Metals Pollution of Farmland and the Leaching Effect of Rainfall in Tianjin	XU Meng-meng, LIU Ai-feng, SHI Rong-guang, <i>et al.</i> (1095)
Seasonal Difference in Water Quality Between Lake and Inflow/Outflow Rivers of Lake Taihu, China	ZHA Hui-ming, ZHU Meng-yuan, ZHU Guang-wei, <i>et al.</i> (1102)
Characteristics of Nitrogen Release at the Sediment-Water Interface in the Typical Tributaries of the Three Gorges Reservoir During the Sensitive Period in Spring	LI Xin, SONG Lin-xu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (1113)
Spatial Distributions of Transferable Nitrogen Forms and Influencing Factors in Sediments from Inflow Rivers in Different Lake Basins	ZHOU Rui, YUAN Xu-yin, Marip Ja Bawk, <i>et al.</i> (1122)
Effects of Hydrological and Meteorological Conditions on Diatom Proliferation in Reservoirs	SUN Xiang, ZHU Guang-wei, DA Wen-yi, <i>et al.</i> (1129)
Vertical Distribution of Fungal Community Composition and Water Quality During the Deep Reservoir Thermal Stratification	SHANG Pan-lu, CHEN Sheng-nan, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (1141)
Community Structure and Influencing Factors of Bacterioplankton in Spring in Zhushan Bay, Lake Taihu	XUE Yin-gang, LIU Fei, SUN Meng, <i>et al.</i> (1151)
Characteristics of Sediment Oxygen Demand in a Drinking Water Reservoir	SU Lu, HUANG Ting-lin, LI Nan, <i>et al.</i> (1159)
Effects of Wastewater Nitrogen Concentrations and NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻ on Nitrogen Removal Ability and the Nitrogen Component of <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verde	MA Yong-fei, YANG Xiao-zhen, ZHAO Xiao-hu, <i>et al.</i> (1167)
Effect of Nutrient Loadings on the Regulation of Water Nitrogen and Phosphorus by <i>Vallisneria natans</i> and Its Photosynthetic Fluorescence Characteristics	ZHOU Yi-wen, XU Xiao-guang, HAN Rui-ming, <i>et al.</i> (1180)
Removal of Organic Matter from Water by Chemical Preoxidation Coupled with Biogenic Manganese Oxidation	JIAN Zhi-yu, CHANG Yang-yang, WANG Li-xin, <i>et al.</i> (1188)
Treating Simulated Dye Wastewater by an <i>In Situ</i> Copper Ferrite Process	HAN Zhi-yong, HAN Kun, HAO Hao-tian, <i>et al.</i> (1195)
Experiment to Enhance Catalytic Activity of α -FeOOH in Heterogeneous UV-Fenton System by Addition of Oxalate	MIAO Xiao-zeng, DAI Hui-wang, CHEN Jian-xin, <i>et al.</i> (1202)
Fabrication of a Biomass-Based Hydrous Zirconium Oxide Nanocomposite for Advanced Phosphate Removal	QIU Hui, QIN Zhi-feng, LIU Feng-ling, <i>et al.</i> (1212)
Characteristic of Nitrate Adsorption in Aqueous Solution by Iron and Manganese Oxide/Biochar Composites	ZHENG Xiao-qing, WEI An-lei, ZHANG Yi-xuan, <i>et al.</i> (1220)
Preparation of PAAm/HACC Semi-Interpenetrate Network Hydrogel and Its Adsorption Properties for Humic Acid from Aqueous Solution	LIU Ze-jun, ZHOU Shao-qi, MA Fu-zhen (1233)
Groundwater Arsenic and Silicate Adsorption on TiO ₂ and the Regeneration of TiO ₂	MA Wen-jing, YAN Li, ZHANG Jian-feng (1241)
Removal Efficiency and Mechanism of Removal by Humic Acid of the Integrated Floc-ultrafiltration Process	LI Wen-jiang, YU Li-fang, MIAO Rui, <i>et al.</i> (1248)
Emission Inventory of Greenhouse Gas from Urban Wastewater Treatment Plants and Its Temporal and Spatial Distribution in China	YAN Xu, QIU De-zhi, GUO Dong-li, <i>et al.</i> (1256)
Start-up and Operation of Biofilter Coupled Nitrification and CANON for the Removal of Iron, Manganese and Ammonia Nitrogen	LI Dong, CAO Rui-hua, YANG Hang, <i>et al.</i> (1264)
Analysis of CANON Process Start-up with Fiber Carrier	GU Cheng-wei, CHEN Fang-min, LI Xiang, <i>et al.</i> (1272)
Characteristics of Biofilm During the Transition Process of Complete Nitrification and Partial Nitrification	ZHAO Qing, BIAN Wei, LI Jun, <i>et al.</i> (1278)
Effect of Intermediate-Setting Aeration on the CANON Granular Sludge Process in the USB Reactor	CHENG Shuo, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i> (1286)
Effect of Organic Carbon Source on Start-up and Operation of the CANON Granular Sludge Process	LI Dong, WANG Yan-ju, LÜ Yu-feng, <i>et al.</i> (1294)
Start-Up and Regional Characteristics of a Pilot-scale Integrated PN-ANAMMOX Reactor	ZHOU Zheng, WANG Fan, LIN Xing, <i>et al.</i> (1301)
Effect of NO _x ⁻ -N Recycling Ratio on Denitrifying Phosphorus Removal Efficiency in the ABR-MBR Combined Process	LÜ Liang, YOU Wen, ZHANG Min, <i>et al.</i> (1309)
Effects of Magnetic Fe ₃ O ₄ Nanoparticles on the Characteristics of Anaerobic Granular Sludge and Its Interior Microbial Community	SU Cheng-yuan, ZHENG Peng, LU Yu-xiang, <i>et al.</i> (1316)
Characterization Composition of Soluble Microbial Products in an Aerobic Granular Sludge System	YANG Dan, LIU Dong-fang, DU Li-qiong, <i>et al.</i> (1325)
Influence of Ciprofloxacin on the Microbial Community and Antibiotics Resistance Genes in a Membrane Bioreactor	DAI Qi, LIU Rui, LIANG Yu-ting, <i>et al.</i> (1333)
Analysis of Low C/N Wastewater Treatment and Structure by the CEM-UF Combined Membrane-Nitrification/Denitrification System	XING Jin-liang, ZHANG Yan, CHEN Chang-ming, <i>et al.</i> (1342)
Effects of Phosphorus on the Activity and Bacterial Community in Mixotrophic Denitrification Sludge	WANG Pei-qi, ZHOU Wei-li, HE Sheng-bing, <i>et al.</i> (1350)
Acclimatization and Community Structure Analysis of the Microbial Consortium in Nitrate-Dependent Anaerobic Methane Oxidation	XUE Song, ZHANG Meng-zhu, LI Lin, <i>et al.</i> (1357)
Diffusion of Microorganism and Main Pathogenic Bacteria During Municipal Treated Wastewater Discharged into Sea	XU Ai-ling, NIU Cheng-jie, SONG Zhi-wen, <i>et al.</i> (1365)
Oxytetracycline Wastewater Treatment in Microbial Fuel Cells and the Analysis of Microbial Communities	YAN Wei-fu, XIAO Yong, WANG Shu-hua, <i>et al.</i> (1379)
Spatial and Temporal Variability of Soil C-to-N Ratio of Yugan County and Its Influencing Factors in the Past 30 Years	JIANG Ye-feng, ZHONG Shan, LI Jie, <i>et al.</i> (1386)
Spatial Heterogeneity of Soil Carbon and its Fractions in the Wolfberry Field of Zhongning County	WANG You-qi, ZHAO Yun-peng, BAI Yi-ru, <i>et al.</i> (1396)
Response of Soil Enzyme Activities and Their Relationships with Physicochemical Properties to Different Aged Coastal Reclamation Areas, Eastern China	XIE Xue-feng, PU Li-jie, WANG Qi-qi, <i>et al.</i> (1404)
Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils of the Central and Eastern Areas of the Qinghai-Tibetan Plateau	ZHOU Wen-wen, LI Jun, HU Jian, <i>et al.</i> (1413)
Source Apportionment of Heavy Metals in Farmland Soils Around Mining Area Based on UNMIX Model	LU Xin, HU Wen-you, HUANG Biao, <i>et al.</i> (1421)
Stabilization Effects of Fe-Mn Binary Oxide on Arsenic and Heavy Metal Co-contaminated Soils Under Different pH Conditions	FEI Yang, YAN Xiu-lan, LI Yong-hua (1430)
Concentration and Distribution of Novel Brominated Flame Retardants in Human Serum from Three Chinese Cities	WANG Qing-hua, YUAN Hao-dong, JIN Jun, <i>et al.</i> (1438)