

水耕植物过滤法净水系统底泥硝化反硝化潜力

李先宁¹, 吕锡武¹, 宋海亮¹, 西村修², 稻森悠平³

(1. 东南大学环境工程系, 南京 210096; 2. 日本东北大学, 仙台; 3. 日本国立环境研究所, 筑波)

摘要:通过测定水耕植物过滤法(Hydroponic Bio-filter Method, HBFM)水质净化系统中底泥的硝化、反硝化潜力以及底泥中亚硝酸菌和硝酸菌密度,定量研究了该系统底泥的硝化及反硝化潜力沿水流方向的变化规律。结果表明,中游底泥硝化潜力最大,为 $4.76 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$;上游底泥反硝化潜力最大,为 $8.1 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$;底泥中亚硝酸菌的密度分布与硝化潜力的分布一致。结果还表明,提高 HBFM 系统氮去除能力的关键在于改变硝化反硝化区域分布,从而提高系统的反硝化能力。

关键词:水耕植物过滤法;底泥;硝化潜力;反硝化潜力

中图分类号:X522; X524 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2005)02-0093-05

Potential of Nitrification and Denitrification in Water Purification System with Hydroponic Bio Filter Method

LI Xian-ning¹, LÜ Xi-wu¹, SONG Hai-liang¹, OSAMU Nishimura², YUHEI Inamori³

(1. Department of Environmental Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Tohoku University, Sendai, Japan; 3. National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan)

Abstract:The potential of nitrification and denitrification of sediment and the density of ammonium-oxidizing bacteria and nitrite-oxidizing bacteria in sediment in water quality purifying system with hydroponic bio-filter method (HBFM) were measured. The variation of nitrification and denitrification potential of the sediment along the stream way was quantitatively studied. The results show that among the sediments from front, middle and retral part of the stream way, the sediment from middle part reached a maximum nitrification potential of $4.76 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$, while the sediment from front part reached a maximum denitrification potential of $8.1 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$. The distribution of nitrification potential accords with the ammonium-oxidizing bacteria density. The key for improving nitrogen removal efficiency of HBFM system consists in changing nitrification & denitrification region distributing and accordingly enhances denitrification process.

Key words:hydroponic bio-filter method (HBFM); sediment; nitrification potential; denitrification potential

利用人工湿地技术处理生活污水及工业废水的研究开展比较早^[1,2],但应用于富营养化水体的研究较少。水耕植物过滤法^[3]首先通过选择茎秆或根系发达的水生植物高效地将水中的悬浮性污染物、藻类等过滤去除,然后由微生物对形成的污泥堆积物(底泥)中的有机物和氮磷类营养元素、藻类及藻毒素进行生物降解去除,同时利用植物去除水中及底泥中的部分氮磷类营养元素,并通过定期清除淤泥将大部分有机物及营养物移出水体,形成了一个由水生植物、水生动物及微生物构成的高效生态净化系统,实现了物理过滤和生物处理的有机结合,具有处理能力大、效率高的特点。同时它还可以生产出具有很高经济价值的水生蔬菜,并可以通过生物堆肥发酵技术将高有机物含量的底泥转化成高效有机肥,以达到资源的可循环利用。

笔者曾对水耕植物过滤法去除有机物及氮磷类营养元素进行了比较深入地研究,但对于在整个净化系统中占有重要地位的微生物脱氮能力即硝化、反硝化能力尚不清楚。本文对水耕植物过滤法系统

中底泥的硝化及反硝化潜力进行了定量化研究,评价其在系统内部的变化规律,探索进一步强化脱氮能力的方向。

1 材料与方法

1.1 试验装置

水耕植物过滤法试验装置由轻型发泡材料覆盖塑料薄膜加热成型制作而成。其长、宽、高为 $15.0 \text{ m} \times 1.0 \text{ m} \times 0.25 \text{ m}$,坡度 1%,前部设进水口,后部设集水渠。为充分利用水生植物形成的致密立体网状根系的过滤作用并方便底泥的清除,装置内不填充填料,水流方式为水平流。试验床共设 2 条,A 试验床密植可越冬多年生水生蔬菜西洋菜(*Nasturtium officinale*),B 试验床为不种植水生植物的空床对照系。试验装置如图 1 所示。

收稿日期:2004-04-12;修订日期:2004-09-17

基金项目:国家“十五”重大科技专项(2002AA601011-03);江苏省自然科学基金(BK2004075)

作者简介:李先宁(1964-),男,江苏南京人,博士,副教授,主要从事环境生态技术及水处理技术研究。

本研究开始时,系统中积累的底泥厚约 6 cm,泥水界面以上水深约为 5 cm.

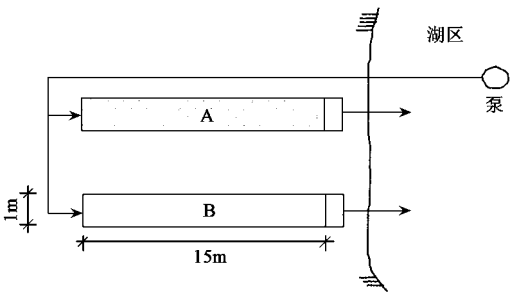


图 1 水耕植物过滤法处理系统示意

Fig.1 Schematic diagram of hydroponic bio-filtration system

1.2 运行条件

试验原水取自一小型湖泊,其水质条件如表 1 所示,由于湖泊容量较小,水质经常受到入湖河流的影响,变化较大.

原水以连续进水方式由设在湖区水体内的潜水泵提升后,流经试验床处理.运行参数为:进水流量 45 m³/d,水量表面负荷 3 m³/(m²·d),水力停留时间约 15 min.试验在 2~7 月份进行,此期间植物长势良好.

表 1 试验原水水质/ mg·L⁻¹

Table 1 The raw water quality/ mg·L⁻¹

TN	TP	SS	COD _{Mn}	Chl-a
0.10~1.87	0.04~0.21	27.6~40.6	9.48~12.7	45.1~70.5

1.3 样品采集

试验装置稳定运行 6 个月后,在 7 月份对 A 试验床沿水流方向在距进水口 1 m(a 点)、7.5 m(b 点)及 14 m(c 点)分上、中、下游 3 点采集底泥.为了更准确地反映底泥实际情况,取样时首先停止进水并将试验床中余水放空,用取泥器插入试验床底部取出 20 cm×20 cm 底泥,底泥厚度约 6 cm,在采样时做到尽量保持底泥原有结构.

1.4 硝化及反硝化潜力的测定^[4]

(1)硝化潜力的测定 将采泥后的取泥器底部封闭,准确加入 3 000 mL 由去离子水及 NH₄Cl 配置的 NH₄⁺-N 浓度约为 4 mg/L 反应液,泥水界面以上水深约 5 cm,基本与 A 试验床实际水深一致.试验开始时在保证底泥不被搅动的情况下,采用微小曝气头进行充氧,控制 DO 值在 6 mg/L 左右,基本与实测试验床水中 DO 值吻合.试验在 20℃恒温箱中进行,定时取水样测定 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 浓

度.在试验期间为防止由于碱度消耗而造成对硝化反应的影响,通过监测 pH 值并添加 NaOH 浓溶液的方法将 pH 值维持在 7.5 的水平上,NaOH 浓溶液总添加量小于 2 mL.

(2)反硝化潜力的测定 将采泥后的取泥器底部封闭,准确加入 2 995 mL 去离子水后,首先用纯 N₂ 曝气,实测 DO 到 0 后再加入 5 mL NaNO₃ 溶液,轻轻搅拌使水中的 NO₃⁻-N 浓度达到约 4 mg/L,然后将液体石蜡倾倒入水面形成约 5 mm 的液体石蜡膜隔离外界空气,同时监测水中 DO 浓度,保证在试验期间 DO 为 0.试验在 20℃恒温箱中进行,定时取水样测定 NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 浓度.

1.5 硝酸菌与亚硝酸菌的测定

将取泥器中的底泥取出一小部分,加入少量灭菌生理盐水后,用超声波处理 30s 将吸附在底泥颗粒上的细菌剥离.硝酸菌与亚硝酸菌的测定使用抗体法(硝化细菌测定试剂盒,日本产,YAKULUTO 制),即将上述经超声波处理后的混合液加入硝化细菌测定试剂进行测定.此结果反映硝化反硝化潜力测定试验开始时底泥中的硝酸菌与亚硝酸菌的密度.

2 结果与分析

2.1 氮去除效果

在 1.2 节的运行条件下,水耕植物过滤法的 TN 去除率在 1.4%~36.2%之间,平均为 13.9%.TN 去除速率(单位面积在单位时间内的去除量)在 0.11 g/(m²·d)~2.22 g/(m²·d)之间,平均为 1.01 g/(m²·d).在处理低营养物浓度湖泊水的条件下与其他人工湿地法如芦苇人工湿地^[5]相比平均 TN 去除率基本相同.但其他人工湿地的 TN 去除速率大多在 0.3 g/(m²·d)以下^[6],水耕植物过滤法的去除速率是它们的 3~5 倍,具有显著的处理效率高的特点.同时,其他人工湿地法水量表面负荷一般设定在 0.5 m³/(m²·d)以下,最大不超过 1 m³/(m²·d)^[7],而水耕植物过滤法水量表面负荷设定在 3 m³/(m²·d),比其他人工湿地法高 3~10 倍,在这样高的流量负荷条件下水耕植物过滤法具有很高的氮去除效果及能力,表明其特别适合于湖泊及河流等需进行高效大流量处理的情况.

图 2 表示了滤床中 TN、NO_x⁻-N、NH₄⁺-N 沿水流方向的浓度变化.在总体上看 TN 及 NH₄⁺-N 浓度沿水流方向逐渐减少,而 NO_x⁻-N 浓度却逐渐上升.由于影响水中氮浓度变化的除硝化反硝化作用

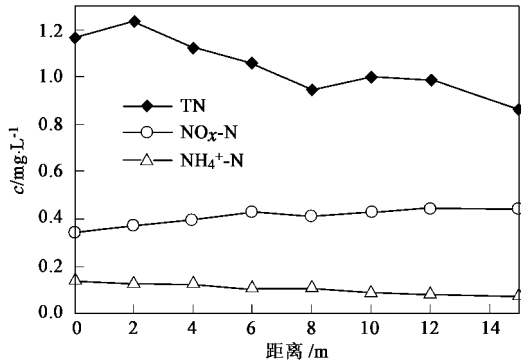


图2 滤床 A 中 TN,NO_x-N,NH₄⁺-N 的浓度变化
Fig.2 Changes in TN,NO_x-N and NH₄⁺-N concentrations in channel A

外,植物吸收及底泥向水中的溶出等也有一定的影响,虽然现在对它们之间的关系还无法进行精确的定量分析,但 NO_x-N 浓度的逐渐上升表明在滤床中硝化作用肯定高于反硝化作用.

2.2 硝化潜力的变化

图3 分别表示了上游 a 点,中游 b 点,下游 c 点 3 个取样点的底泥硝化潜力测定试验中 NO_x-N (NO₂⁻-N+ NO₃⁻-N) 浓度随时间的变化.由图3 可见,加入氨氮后经硝化反应 NO_x-N 浓度迅速升高并基本呈直线型,可近似为零级反应,这与湿地的有关文献报道一致^[8].分别用底泥干重除以 NO_x-N 时间变化量得出 a、b、c 这 3 点的硝化潜力分别为 $3.82 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 、 $4.76 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 $2.68 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$,中游底泥的硝化潜力最高,其次为上游,中游则比下游高约 1.8 倍.通过实测底泥中亚硝酸菌及硝酸菌的密度,可以看到 a 点、b 点及 c 点的硝酸菌密度均为 $1.1 \times 10^4 \text{ cells/g}$ 没有变化,但亚硝酸菌的密度分别为 $4.4 \times 10^5 \text{ cells/g}$ 、 $5.4 \times 10^5 \text{ cells/g}$ 、 $2.2 \times 10^5 \text{ cells/g}$,中游密度最大,下游最小,这一结果与文献^[9]潜流型人工湿地的结果相似.亚硝酸菌的密度与硝化潜力的分布一致,表明在水耕植物过滤法试验床中硝化速率主要受亚硝酸菌密度的影响.

中游底泥硝化潜力高以及亚硝酸菌密度高的原因与底泥形成及性状、有机物分解、氨化及硝化过程有关.在试验床上游大量新鲜的有机物颗粒首先在这里被过滤沉积,因此在上游主要发生的是有机物分解反应,增殖速度比硝化细菌大得多的有机物分解细菌为优势菌群.而到了中游,由于上游大量有机物分解增加了氨氮的供给,为亚硝化细菌提供了良好的营养条件.在下游则由于大部分氨氮在中游已

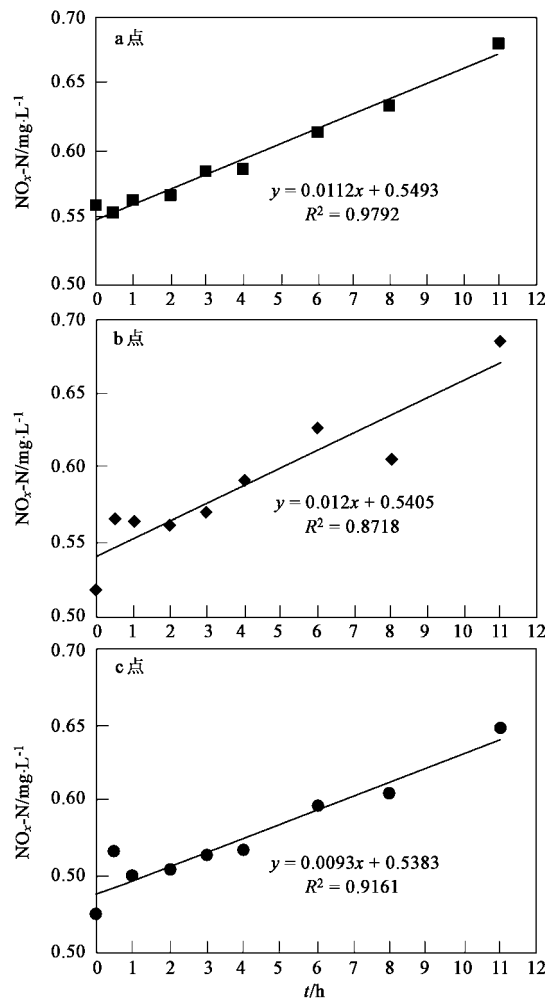


图3 NO_x-N 浓度随时间的变化(硝化)
Fig.3 Changes in NO_x-N concentration (nitrification)

被氧化成亚硝酸氮及硝酸氮,亚硝化细菌的营养供给条件不良.

从另一个角度看,亚硝酸菌的密度比硝酸菌的密度高一个数量级,但在 a 点、b 点及 c 点的试验中,试验结束与开始时的 NO₂⁻-N 浓度变化均小于 0.02 mg/L,没有明显的 NO₂⁻-N 积蓄,说明硝酸菌虽然密度小但活性较高,基本能满足将亚硝酸氧化为硝酸的要求,也证明了在整个硝化过程中亚硝酸氮的生成是限制步骤,提高水耕植物过滤法的硝化能力的关键在于提高亚硝酸菌密度、增强亚硝酸菌的活性.此结论与文献^[8]中潜流型人工湿地生活污水处理系统得到的结果不一致,在生活污水处理系统中硝酸氮的生成是限制步骤,这是由于在生活污水处理系统中氨氮浓度较高,一般在 30 mg/L ~ 40 mg/L 左右,形成的高浓度游离氨抑制了硝酸菌的活性^[8],而在处理富营养化水体时氨氮浓度很低,试

验原水中游离氨浓度低于 1 mg/L,对硝酸菌及亚硝酸菌都不存在抑制作用.即处理原水性质的不同导致了硝化过程的限制步骤不同,所以在对处理系统的硝化机能进行强化时应根据原水水质条件的不同来确定需要提高活性的目标细菌.

2.3 反硝化潜力的变化

图 4 分别表示了 a 点、b 点、c 点底泥反硝化试

的分解消耗了大量的氧,经实测距底泥表面数 cm 处 DO 已达到 0,深层底泥性状也明显具有厌氧特征,满足反硝化所需的缺氧条件.

同时,从对各取样点底泥进行的有机物释放试验可以看到(见图 5),在同一时间,上游 a 点释放有机物指标 TOC 浓度明显高于中游 b 点及下游 c 点,并呈上升趋势,表明上游底泥有机物含量高于中、下游.因此在上游无论是在缺氧条件还是在有机物的供给条件上都优于中、下游,具备反硝化所需的良好条件,使上游底泥具有较高的反硝化潜力.而在中、下游由于有机物的分解,底泥中易被反硝化细菌利用的有机物含量降低,同时由于有机物分解速度降低导致的氧消耗速率下降,对维持缺氧条件不利,造成反硝化细菌生长不利及活性降低而使反硝化潜力降低.

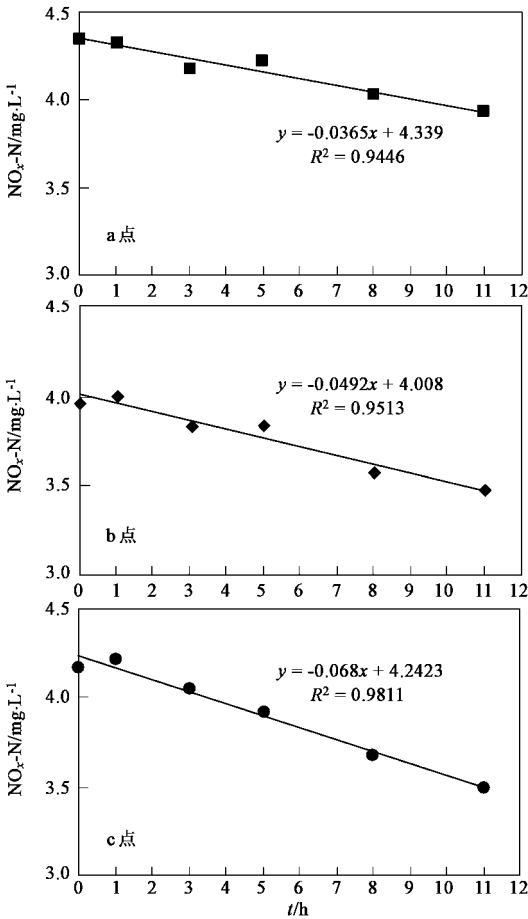


图 4 NO_x-N 浓度随时间的变化 (反硝化)

Fig. 4 Changes in NO_x-N concentration (denitrification)

验中加入 NO₃⁻-N 后其浓度随时间的变化.随着反硝化进程,NO_x⁻-N 浓度呈直线型减少,与硝化反应一样可近似为零级反应.计算各点的反硝化潜力得出上游 a 点为 8.1 × 10⁻⁷ g/(g·h),中游 b 点为 4.9 × 10⁻⁷ g/(g·h),下游 c 点为 4.8 × 10⁻⁷ g/(g·h),上游 a 点反硝化潜力最大,中游 b 点及下游 c 点基本相同.底泥的成分构成不同是产生试验床上游反硝化潜力大于中、下游的重要原因.缺氧条件及作为电子受体的有机物浓度是影响反硝化潜力的主要因子,在上游由于水中有有机物首先在这里堆积,有机物

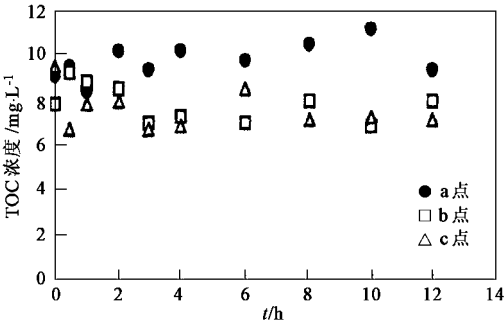


图 5 a、b、c 点溶出液中 TOC 浓度随时间的变化

Fig. 5 Changes in TOC concentration of the eluate at point a, b, c

综合水耕植物过滤法滤床中硝化和反硝化潜力的变化规律,可以看到由于硝化能力大的区域在滤床中游,在流程上滞后于反硝化能力大的上游,这样的分布对除氮具有明显的不合理性,使得在滤床中游大量的氨氮被转化为亚硝酸或硝酸盐后由于下游反硝化能力不足,造成滤床除氮能力下降.同时从整体上看,反硝化潜力为 10⁻⁷ 数量级而硝化潜力为 10⁻⁶ 数量级,反硝化潜力小于硝化潜力一个数量级,这也是造成如图 2 所示的 NO_x⁻-N 浓度逐渐上升的重要原因.进一步提高水耕植物过滤法氮去除能力的关键在于提高系统的反硝化能力及改变硝化反硝化区域分布.因此,针对滤床下游反硝化潜力较小的特点,在工程设计时可通过在下游适当布水,提供反硝化所需的有机物,提高下游的反硝化速率以增强系统整体除氮能力;同时减轻上游有机物负荷而提高了硝化能力,使硝化反硝化功能分区趋于合理.

3 结 论

(1) 在水耕植物过滤法滤床中,上、中、下游的硝化潜力分别为 $3.82 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 、 $4.76 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 $2.68 \times 10^{-6} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$,中游底泥的硝化潜力最高,其次为上游,中游比最小的下游高约 1.8 倍.亚硝酸菌的密度分布与硝化潜力分布一致.

(2) 滤床上、中、下游的反硝化潜力分别为 $8.1 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 、 $4.9 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 、 $4.8 \times 10^{-7} \text{ g}/(\text{g} \cdot \text{h})$,上游最大,中游与下游基本相同.

(3) 水耕植物过滤法滤床中硝化和反硝化区域的分布对除氮具有明显的不合理性.进一步提高水耕植物过滤法氮去除能力的关键在于提高系统的反硝化能力.

参考文献:

[1] Jenssen P D, Mahlum T, Krogstad T. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments[J]. Wat. Sci. Tech., 1993, 28(10):149~157.

[2] Adcock P W, Ryan G L, Osborne P L. Nutrient partitioning in a clay-based surface flow wetland[J]. Wat. Sci. Tech., 1995, 32(3):203~209.

[3] Aizaki M, Nakazato H. Succession of benthos and nutrient removal rate in the hydroponic culture system[J]. Journal of Japan Society on Water Environment, 1995, 18(8):624~627.

[4] 日本水质污染研究协会. 湖泊环境调查指南[M]. 东京:公害对策技术同友会出版, 1982. 161~166.

[5] Masako T, Satoko K, Aki K. Nitrogen and phosphorus removal from river water in reed wetland bed[J]. Journal of Japan Society on Water Environment, 1996, 19(4):331~338.

[6] Brij Gopal. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems[J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 40(3):27~35.

[7] Haberl R, Perfler R, Mayer H. Constructed wetlands in Europe[J]. Wat. Sci. Tech., 1995, 32(3):305~315.

[8] 刘超翔,董春宏,李峰民,胡洪营,黄霞,施汉昌,钱易.潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J].环境科学, 2003, 24(1):80~83.

[9] 张甲耀,夏盛林,邱克明,熊凯.潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究[J].环境科学学报, 1999, 19(3):323~327.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道的研究成果要有创新性,论点明确,文字精炼,数据可靠.全文不超过 8000 字(含图、表、中英文摘要和参考文献).国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示).来稿请用 A4 纸激光打印(一式 3 份),寄至本刊编辑部.稿件往来一般通过本刊编辑部,请不要寄给个人,以免耽搁或丢失.

2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》的规定撰写.论文各部分的排列顺序为:题目;作者姓名;作者工作单位、地址、邮政编码;中文摘要;关键词;中图分类号;英文题目;作者姓名及单位的英译名;英文摘要;关键词;正文;致谢;参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容,一般不超过 20 字,少用副标题.

4. 中文摘要不少于 300 字,以第 3 人称写.摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论,重点是结果和结论.英文摘要与中文摘要对应,注意人称、时态和语言习惯,以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等.科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求简明,同一内容不得用图表重复表达,要有英文对照图、表题.图应大小一致,曲线粗于图框,图中所有字母、文字字号大小要统一.表用三线表.图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI).论文中物理计量单位用字母符号表示,如 mg(毫克),m(米),h(小时)等.科技名词术语用国内通用写法,作者译的新名词术语,文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用 1, 1.1, 1.1.1 的形式,左起顶格书写,3 级以下标题可用(1), (2) ... 表示,后缩 2 格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写,正斜体.生物(属、种和亚种)的拉丁学名为斜体.缩略语首次出现时应给出中文全称,括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表的资料不列入参考文献,但可在出现页以脚注表示.文献按文中出现的先后次序编排.常见文献书写格式为:

期刊:作者(外国人也姓列名前).论文名[J].期刊名,年,卷(期):起页~止页.

图书:作者.书名[M].版次(第一版不标注).出版地:出版社,年.起页~止页.

会议文集:作者.论文名[A].见(In):编者.文集名[C].出版地:出版社(单位),年.起页~止页.

学位论文:作者.论文名[D].出版地:出版单位,出版年.

报告:作者.论文名[R].出版地:出版单位,出版年.

专利:专利所有者.专利题名[P].专利国别:专利号,出版日期.

11. 来稿文责自负,切勿一稿多投.编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节.在三个月内未收到本刊选用通知,可来电询问.对未刊稿件一般不退,请作者自留底稿.

12. 来稿请附作者单位详细地址,邮编,电话号码,电子邮箱,挂号寄至北京市 2871 信箱《环境科学》编辑部.邮编:100085;电话:010-62941102;传真:010-62849343;E-mail: hjkx@mail.rcees.ac.cn