

河北地质大学学术著作出版基金资助

城市污水

脱氮及尾水污染防治

赵志瑞 李 铎 万敬敏 冯天明 主编

地质出版社

河北地质大学学术著作出版基金资助

城市污水脱氮及尾水污染防治

赵志瑞 李 铎 万敬敏 冯天明 主编

地 质 出 版 社

· 北 京 ·

内 容 提 要

以解决新面临的城市水问题为动力,从“处理技术—处理机理—应用实践”的角度构建了现代城市污水脱氮及尾水污染防治框架和技术体系,并研发了城市尾水及富营养化水体处理新技术——一体式浮岛。

本书可作为高等院校环境工程专业、给排水专业、生态学专业本科生参考资料,也可供相关专业科技人员参考。

图书在版编目 (CIP) 数据

城市污水脱氮及尾水污染防治 / 赵志瑞等主编.

—北京:地质出版社,2017.3

ISBN 978-7-116-10153-1

I. ①城… II. ①赵… III. ①城市污水处理-反硝化作用-研究②城市-水污染防治-研究 IV. ①X703
②X52

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2016) 第 312013 号

Chengshi Wushui Tuodan Ji Weishui Wuran Fangzhi

责任编辑:关会梅 李 莉

责任校对:王 瑛

出版发行:地质出版社

社址邮编:北京市海淀区学院路 31 号,100083

电 话:(010) 66554646 (邮购部);(010) 66554629 (编辑室)

网 址:<http://www.gph.com.cn>

传 真:(010) 66554629

印 刷:北京地大彩印有限公司

开 本:787 mm × 1092 mm $\frac{1}{16}$

印 张:7.25

字 数:200 千字

版 次:2017 年 3 月北京第 1 版

印 次:2017 年 3 月北京第 1 次印刷

定 价:26.00 元

书 号:ISBN 978-7-116-10153-1

(如对本书有建议或意见,敬请致电本社;如本书有印装问题,本社负责调换)

前 言

本书试图在总结过去研究工作的基础上阐述现代生物法城市污水脱氮及尾水污染防治的方法及机理，为现代水处理技术提供科学依据。本书从“处理技术—处理机理—应用实践”的角度，构建现代城市污水脱氮及尾水污染防治框架。全书分为两部分，第一部分介绍城市污水脱氮技术，以展示现代城市污水的先进脱氮技术及脱氮机理，具体包括内循环半短程脱氮技术及微生物脱氮机制、高氨氮废水与城市污水脱氮微生物菌群比较、低温厌氧氨氧化脱氮技术及脱氮机制，以展示现代新技术在城市污水脱氮中的应用；具体包括 PLFA 技术、定量 PCR 技术等。第二部分是针对城镇化进程快，污水排放量大，其受纳水体（河道、湖泊等）COD、氨氮和总磷的浓度远高于地表水Ⅴ类水质，加上早期河流污染对水生态破坏大、流量匮乏；在目前有大量污水厂尾水排入的情况下，尾水污染负荷远远超出水环境容量，河道生态系统功能十分脆弱，水体黑臭或富营养化现象较为突出，污水厂尾水成为水环境质量恶化的重要原因之一。结合尾水污染实际情况，研发了浮岛植株、生物填料与生物膜相结合的技术，是城市尾水处理的全新思路和方法的总结，是以现代新理论、新技术应用为支撑，以解决新面临的水问题为动力，而形成的现代水处理污染防治知识体系。

全书共 10 章：第一、第三章由赵志瑞编写，第二章由李铎编写，第四章由颜嘉晨编写，第五章由赵亚平编写，第六章由万敬敏编写，第七章由张灿灿、冯天明编写，第八章由宋倩倩编写，第九章由付胜霞编写，第十章由尹淑燕、苗志加编写，并由赵志瑞全书统稿。

本书的完成和出版得到了河北省科技计划项目（15274015D）、河北省高等学校科学技术研究重点项目（ZD2016154）、河北地质大学博士基金项目、河北地质大学学术著作出版基金项目、河北省水资源可持续利用与开发重点实验室的支持与资助，在此表示感谢。由于我们的水平限制，本书还可能有错误，热忱希望读者提出批评和意见。

编 者
2016 年 9 月

目 录

前言

第一章 绪论	1
第一节 引言	1
第二节 传统的生物脱氮工艺原理及应用	2
第三节 新型的脱氮工艺	6
第四节 氨氧化菌简介	9
第五节 厌氧氨氧化菌简介	10
第六节 本书的研究目的、研究内容	14
第二章 现代分析测定方法	15
第一节 水质测定方法	15
第二节 生物学分析方法	15
第三节 脂肪酸图谱法生物量测定方法	22
第三章 新型内循环反应器及其微生物群落研究	23
第一节 半短程亚硝化工艺流程图及装置	23
第二节 装置性能及运行参数	25
第三节 系统内微生物群落特点及功能分析	25
第四章 氨氮浓度与硝化菌群的响应关系分析	36
第一节 不同氨氮浓度废水反应器的启动及运行分析	37
第二节 不同氨氮浓度样品生物量计算	38
第三节 不同氨氮浓度样品分子生物学分析	39
第五章 新型厌氧氨氧化系统分析与微生物群落	51
第一节 厌氧氨氧化反应器启动与参数分析	51
第二节 厌氧氨氧化系统样品生物特征分析	53
第三节 厌氧氨氧化系统样品分子生物学分析	54
第六章 我国水资源及尾水排放利用现状	64
第一节 我国水资源环境现状	64
第二节 城市尾水排放与回用现状	65

第七章 不同目的尾水处理工艺及对环境的影响 67

 第一节 处理工艺 67

 第二节 尾水对生态环境的影响及修复 71

 第三节 生物膜法及生物浮床技术 73

第八章 脱氮菌株的筛选与鉴定分析 76

 第一节 氨化细菌筛选及鉴定 76

 第二节 氨氧化菌的筛选及鉴定研究 80

 第三节 好氧同步硝化反硝化菌的筛选及鉴定 82

第九章 一体式生物浮床处理尾水研究 86

 第一节 一体式生物浮床挂膜研究 86

 第二节 一体式浮床进水水质与河道反应器 87

 第三节 一体式生物浮床对水质净化效果的研究 88

第十章 不同条件下一体式生物浮床应用研究 93

 第一节 一体式生物浮床在不同水力停留时间下分析 93

 第二节 一体式生物浮床在不同覆盖率下分析 96

参考文献 99

CONTENTS

Preface

Chapter One	Clue	1
Section I	Introduction	1
Section II	Principle and Application of Traditional Biological Nitrogen Removal	2
Section III	New Denitrification Process	6
Section IV	Introduction of Ammonia	9
Section V	Introduction of Anaerobic Ammonia Bacteria	10
Section VI	The Research Purpose and Content in This Book	14
Chapter Two	Modern Analytical Methods	15
Section I	Water Quality Determination Method	15
Section II	Biological Analysis Method	15
Section III	Biomass Determination Method	22
Chapter Third	Study on New Type Internal Circulation Reactor and Its Microbial Community	23
Section I	Semi Process Nitrosation Flow Chart and Device	23
Section II	Analysis of Equipment Performance and Operating Parameters	25
Section III	Characteristics and Functional Analysis of Microbial Community in System	25
Chapter IV	Analysis of the Relationship Between Ammonia Nitrogen Concentration and Nitrifying Bacteria	36
Section I	Start – up and Operation Analysis of Wastewater Reactor with Different Ammonia Nitrogen Concentration	37
Section II	Calculation of Biomass of Different Ammonia Nitrogen Concentration Samples	38
Section III	Molecular Biology Analysis of Different Ammonia Nitrogen Concentration Samples	39
Chapter V	Analysis of New Anaerobic Ammonia Oxidation System and Microbial Community	51

Section I	Anaerobic Ammonia Oxidation Reactor Startup and Parameter Analysis	51
Section II	Anaerobic Ammonia Oxidation System Sample Biometric Analysis	53
Section III	Anaerobic Ammonia Oxidation System Sample Molecular Biology Analysis	54
Chapter VI	Current Situation of Utilization of Water Resources and Tailwater	
	in China	64
Section I	Status of Water Resources and Environment in China	64
Section II	Current Situation of Urban Tail Water Discharge and Reuse	65
Chapter VII	The purpose of Tail Treatment Process and Its Impact on the	
	Environment	67
Section I	Processing technology	67
Section II	Effects of taTil Water on Ecological Environment and Its Restoration	71
Section III	Biofilm and Bio Floating Technology	73
Chapter VIII	Screening and Identification of Denitrifying Strains	76
Section I	Screening and Identification of Ammoniated Bacteria	76
Section II	Screening and Identification of Ammonia – oxidizing Bacteria	80
Section III	Screening and Identification of Aerobic Nitrification and Denitrifying Bacteria	82
Chapter IX	Study on Tailings Treated by Integral Biological Floating Bed	86
Section I	Study on the Membrane of Integral Bio Floating Bed	86
Section II	Integral Floating Bed Water Quality and River Reactor	87
Section III	Study on Purification Effect of Integrated Biological Floating Bed on Water Quality	88
Chapter X	Study on Application of Integrated Biological Floating Bed under	
	Different Conditions	93
Section I	The Integrated Biological Floating Bed Was Analyzed at Different Hydraulic Retention Times	93
Section II	The Integrated Biofloat Bed is Analyzed Under Different Coverage Rates	96
References		99

第一章 绪 论

第一节 引 言

在自然界，氮元素以分子态（氮气）、无机结合氮和有机结合氮 3 种形式存在：分子氮 N_2 ，占大气的 78%；有机氮化合物；无机氮化合物（氨氮和硝酸氮）。

在微生物、植物和动物三者的协同作用下将 3 种形态的氮互相转化，构成氮循环，其中微生物起着重要的作用。这些微生物主要包括氨化作用的氨化微生物；在有氧的条件下，硝化作用的亚硝酸细菌和硝酸细菌；反硝化作用的硝酸盐还原菌及固氮作用的固氮微生物。

氮是植物正常生长发育所必需的营养元素之一，所以也是提高生产能力的主要限制因子。在农业生态中，如果缺少活性氮就会导致土壤肥力下降、产量下降、蛋白质含量降低、土壤有机质耗竭、土壤侵蚀，甚至沙漠化；在湿润的热带，土壤遭受强烈的风化和淋溶，土壤养分贫瘠，土壤氮素和磷素成为受限的营养元素。但是由氮转化的氨在微生物的作用下，会形成硝酸盐和酸性氢离子，造成土壤和水体生态系统酸化从而使生物多样性下降，水体中氮素过多导致富营养化。水体富营养化的后果，首先是破坏水资源，降低水的使用价值，直接影响人类的健康，同时提高水处理的成本；其次是导致鱼类及水生动物的大量死亡，破坏水产资源，引发“藻华”和“赤潮”等现象。科学地进行氮的利用与控制已经成为人类社会可持续发展所面临的重要问题。我国水环境中氮的污染十分严重，在对全国七大水系 411 个监测点的数据进行统计分析表明：Ⅰ～Ⅲ类水体的断面占 41%，Ⅳ～Ⅴ类占 32%，劣Ⅴ类水体占 27%。七大水系的主要污染物是氨氮和 $KMnO_4$ 指数等，湖泊和库塘的主要污染物是总氮和总磷^[1]。由此可见，污染水体的主要污染物仍为氮磷等物质。

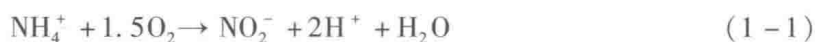
由于操作简单、运行费用低、效果好以及无二次污染等优点，生物治理已经成为氮的治理与控制的重要方法。在各种环境中，微生物的多样性对其所在的生态系统所发生的生化反应具有重要的影响，微生物的组成与活性能够反应生态系统的功能状况。任何微生物的生长繁殖和功能发挥都是在微生物群落中发生和进行的，因此，氮循环过程中氮的控制和治理也是微生物群落的一种作用和功能的发挥。群落多样性的研究会有助于我们对具体种属的功能细菌的生理生化特点进行探索，并发现不同种属之间的作用关系。传统的可培养方法虽然可以检测环境中的大部分的细菌，并且对微生物生态学的发展起了很重要的作用，但是很多研究表明环境样品中的大部分的细菌是不能被分离和培养的，因此对微生物群落缺乏系统的认识，制约了环境治理和氮的充分利用。近来发展起来的不依赖于培养的分子微生物生态学、提高微生物可培养性技术等方法和技术为更深入地对氮循环治理和控制，促进脱氮微生物治理技术的发展提供了有力支持。

第二节 传统的生物脱氮工艺原理及应用

一、生化反应机理

传统的生物脱氮技术，其理论基础建立在微生物的硝化作用和反硝化作用，以硝化（自养菌）和反硝化（异养菌）为基础。反应方程式如下：

好氧硝化：



硝化菌以 O_2 为最终电子受体将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为硝酸盐。

缺氧反硝化：



反硝化菌以有机物为电子供体将硝酸盐还原为 N_2 ，从而最终实现污水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的脱除。

二、硝化作用及影响因素

生物硝化作用是由氨氧化菌（AOB）和亚硝酸盐氧化菌（NOB）合作完成的^[2]。氨氧化菌（AOB）和亚硝酸盐氧化菌（NOB）都属于化能自养型微生物，利用二氧化碳作为碳源，但是两者从系统发育学方面来看亲缘关系相差很远。

影响主要有以下几点：

（一）溶解氧（DO）

氧是硝化菌的重要底物，合适的 DO 能促进硝化作用的顺利完成。氧的可利用性会影响 AOB 的分布^[3]，DO 浓度过高对硝化速率的影响不大，但 DO 浓度低则会造成硝化速率降低。检测的水中 DO 浓度并不一定等于污泥絮体中氧的浓度，但具体数值与絮体大小、混合强度以及絮体结构有关。在污水处理系统中，AOB 的分布与氧气穿透深度密切相关。研究发现，在微孔膜曝气生物膜截面沿着 DO 浓度梯度存在微生物种群差异，AOB 主要分布于曝气膜外表面附近的富氧生物膜内，在好氧颗粒污泥外层 300 μm 内的含氧区，而在颗粒污泥的中心缺氧区基本检测不到^[4,5]。研究还发现，DO 浓度对活性污泥中的 AOB 具有选择性，而不是提高 AOB 的适应能力^[6]。在低浓度 DO 环境中，AOB 对氧的竞争能力大大低于异养菌。异养菌对氧的竞争能力是 *Nitrosomonas europaea* 的 57 倍^[7]。研究还发现在水处理当中，却可利用 AOB 氧饱和系数（0.99 mg/L）低于 NOB 氧饱和系数（1.4 mg/L）这一特点，通过控制 DO 浓度（<2 mg/L）因而抑制 NOB 增长，提高 AOB 的数量和活性，从而实现短程硝化^[8]。

（二）温度

温度是影响氨氧化细菌种群分布的另一重要因素。因为温度可以直接影响催化硝化反应的酶。硝化菌多属于中温细菌，最适生长温度分别是 35 $^{\circ}\text{C}$ 、30 $^{\circ}\text{C}$ 、20 $^{\circ}\text{C}$ ^[9]。细菌的生长温度与细胞膜组成密切相关，高温细菌的细胞膜中长链饱和脂肪酸含量较高，可以抵

抗高温条件下细胞膜“溶解”。而低温细菌细胞膜中短链不饱和脂肪酸含量较高,使得该细菌在低温下细胞膜不易冻结凝胶^[10]。

(三) pH 和碱度

pH 过高过低都会抑制硝化菌的活性, pH 在 7 ~ 8.5 范围时,硝化菌活性能最大程度地发挥;当 pH 大于 8.5 或小于 7 时,硝化菌活性会受到抑制。生物硝化过程是一个产生 H^+ 的过程,消耗水中的碱度,每克氨氮硝化需要消耗 7.14 g 的碱度(以 $CaCO_3$ 计)。当 $CaCO_3$ 碱度低于 40 mg/L 时, pH 则变得及不稳定^[11],因此充足的碱度是维持 pH 稳定,确保硝化顺利完成的必需条件之一。

(四) 游离氨和游离亚硝酸

研究证明游离氨 FA 和游离亚硝酸 FNA 对硝化菌有明显的抑制作用。当 FA 为 0.1 ~ 1.0 mg/L 时开始抑制 NOB,浓度为 6 mg/L 时,NOB 的生物合成代谢被 FA 完全抑制,而分解代谢仅被抑制了 12%^[12,13]。10 ~ 150 mg/L 时开始抑制 AOB^[14]。当 FNA 浓度低于 0.08 mg/L 时, *Nitrosomonas* 合成代谢与分解代谢都未受影响,当 FNA 浓度为 0.4 mg/L 时, *Nitrosomonas* 的合成代谢完全受到抑制;浓度为 0.50 ~ 0.63 mg/L 时 *Nitrosomonas* 的分解代谢速率下降 50%^[15]。当 FNA 浓度为 0.011 mg/L 时, *Nitrobacter* 合成代谢开始受到抑制,增至 0.023 mg/L 时,代谢被完全抑制;而 FNA 浓度为 0.05 mg/L 时,该菌分解代谢仍未受到抑制^[16]。

三、反硝化作用及影响因素

生物硝化作用将氨氮氧化为硝态氮,但其仍留在污水中,要实现从水中将氮去除还需要反硝化作用。

能完成反硝化作用的细菌种类很多,包括自养菌和异养菌。一些自养硝化菌可以完成反硝化作用,如厌氧氨氧化菌可以利用丙酸盐作为碳源还原硝酸盐;异养菌主要有:色杆菌属、棒状杆菌属、产黄菌属、无色菌属、不动杆菌属、土壤杆菌属、结核细菌属、杆状菌属、极小微菌属等。

反硝化作用的环境影响因素主要包括:温度、溶解氧、有机碳源、pH、游离亚硝酸 FNA 等。

(一) 温度

温度对反硝化作用有着重要影响。通常认为反硝化菌的最适温度为 20 ~ 40 °C。且由 $NO_3^- - N$ 还原至 $NO_2^- - N$ 的过程受温度影响更大。研究发现随着温度的降低,反硝化速率不断降低;当温度由 20 °C 降至 10 °C 时反硝化速率变化要大于由 30 °C 降至 20 °C 时反硝化速率^[17]。

(二) 溶解氧

氧可以抑制硝酸盐还原酶从而抑制反硝化作用,因此为了达到高效反硝化作用,就要保证严格的缺氧区的运行环境。而且缺氧区溶解氧的存在会消耗污水中有机物,因此造成缺氧反硝化作用所能利用的有机碳源量下降。

(三) 有机碳源

反硝化作用需要有碳源作为电子供体,因此有机物碳源的种类对反硝化作用有着重要

的影响。研究证明甲醇、乙酸钠和乙醇作为反硝化的碳源时，比反硝化速率分别为 $3.2 \text{ mg (g} \cdot \text{h)}$ 、 $12 \text{ mg (g} \cdot \text{h)}$ 和 $9.6 \text{ mg (g} \cdot \text{h)}$ ；乙酸钠作为反硝化碳源时污泥产率最高 (0.65 g/g)，甲醇和乙醇作为反硝化碳源时，污泥产率大致相同 (约为 0.40 g/g)^[18]。除碳源种类对反硝化速率有着明显的影响，碳源的量也会对反硝化进程有影响，随着 C/N 的增加反硝化过程中亚硝酸盐积累浓度逐渐增加，而且积累时间也逐渐缩短^[19]。

(四) pH

反硝化菌最适合 pH 为 $7.0 \sim 7.5$ ，pH 过低或过高都会使反硝化菌中酶活性受到影响。此外亚硝酸盐浓度一定的条件下，pH 降低使游离亚硝酸浓度的增加，因而造成 FNA 对反硝化过程的抑制。

(五) 游离亚硝酸 FNA

研究发现 FNA 会抑制反硝化菌活性，当 FNA 浓度为 $0.01 \sim 0.025 \text{ mg/L}$ 时，反硝化菌活性降低 60%；当 FNA 浓度大于 0.2 mg/L 时，则反硝化菌的活性完全被抑制^[20]。FNA 对反硝化菌的抑制包括对硝酸盐还原作用的抑制和对亚硝酸盐还原作用的抑制，且对前者抑制更强。FNA 对反硝化菌的抑制可以恢复，其恢复时间与 FNA 浓度和抑制时间有关。因此在实际污水处理运行过程中应避免亚硝酸盐的积累，从而避免 FNA 对反硝化作用的抑制。

四、传统工艺的缺点和局限性

传统生物脱氮工艺，不但存在供氧动力消耗大，需投加有机碳源，产生大量剩余污泥和温室气体 (CO_2) 等先天性不足；而且硝化菌和聚磷菌在污泥停留时间和碳源的需求上存在着难以调和的矛盾，使得氮、磷的高效去除不能兼顾，很难同时达标排放，而且使投资成本和运行费用增加^[21,22]，还会造成二次污染，另外，由于高 FA 浓度会抑制硝化细菌的活性，从而使得出水水质难以达标排放。

五、传统生物脱氮工艺应用

(一) 后置反硝化脱氮工艺

后置反硝化脱氮工艺又称单级生物脱氮工艺，是由三级生物脱氮工艺逐步发展而来的。生物脱氮过程中涉及氨氮的氧化及硝态氮的还原以及有机物的去除，因此也称为三段式生物脱氮，如图 1-1 所示。

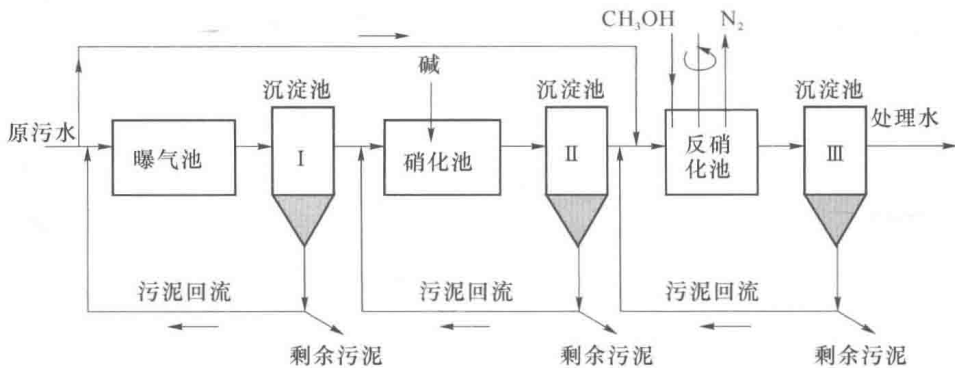


图 1-1 三段式生物脱氮系统

Fig. 1-1 The schematic diagram of three-stage nitrogen removal process

第一段氧化，去除 BOD 和 COD，进行曝气，有机 N 转化为氨氮；第二段亚硝化和硝化，氨 N 转化为 NO_3^- 需要加碱；第三段反硝化 NO_3^- 转化为 N_2 气，必须外加碳源（加甲醇或引污水），否则效率低，需搅拌。

3 个生物反应过程分别在 3 个独立的系统中完成，使得整个脱氮工艺满足异养菌、硝化菌及反硝化的要求，但由于工艺复杂导致工艺建设费用高、管理复杂。随后研究发现的两段式生物脱氮工艺，可以将硝化过程和有机物去除两个生化反应在一个系统中进行，如图 1-2 所示。

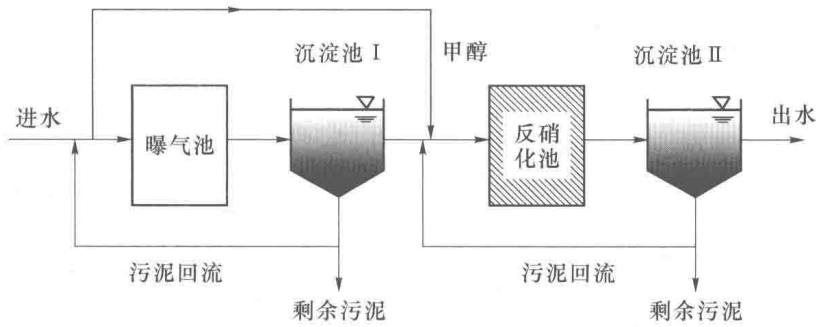


图 1-2 两段式生物脱氮工艺

Fig. 1-2 The schematic diagram of two-stage nitrogen removal process

这就使得生物工艺流程简化、基建费用降低。为了进一步降低费用简化工艺，将有机物降解、硝化过程及反硝化过程在同一系统中进行，因此就形成了后置反硝化脱氮工艺（图 1-3）。此工艺仅只设置一个曝气池和一个沉淀池，流程简单。但此工艺仍需要投加碱度和投加外加碳源，造成运行费用增加。

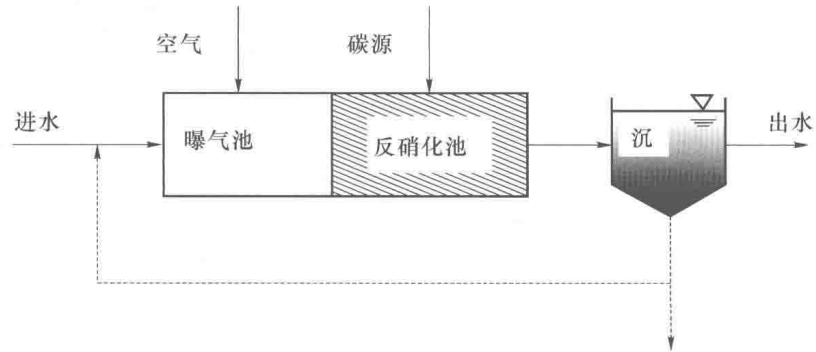


图 1-3 单级生物脱氮工艺

Fig. 1-3 The schematic diagram of one-stage nitrogen removal process

(二) 前置反硝化脱氮工艺 (A/O 工艺)

为了克服后置反硝化工艺的不足，研究提出了前置反硝化工艺，即将反硝化区域设置在工艺的前端，设置硝化液回流为反硝化提供硝态氮，该工艺简称 A/O 工艺（图 1-4）。

该工艺的优点是进水中有机碳源可以充分用于反硝化，因此减少外加碳源的量；同时反硝化产生的碱度可以在硝化阶段被利用，减少了硝化区域碱的投加量。但是出水中含有硝酸盐，脱氮效率受限制，高的脱氮率需要循环比大，动力消耗大，沉淀池存在反硝化作用容易导致污泥上浮。

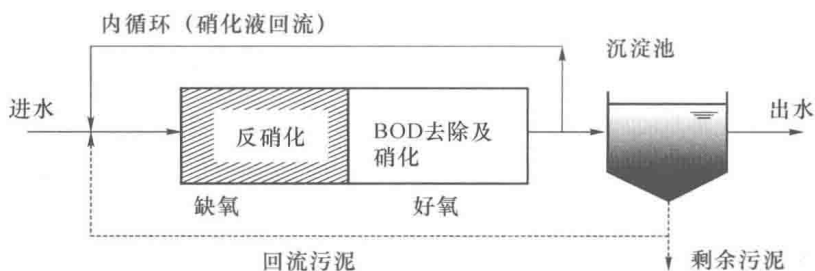


图 1-4 (A/O) 脱氮工艺

Fig. 1-4 Anoxic/Oxic nitrogen removal process

第三节 新型的脱氮工艺

新型的生物脱氮工艺，主要有：短程硝化-反硝化（Shortcut Nitrification - Denitrification）工艺；同步硝化反硝化（SND, Simultaneous Nitrification and Denitrification）工艺；异养硝化（Heterotrophic Nitrification）工艺；好氧反硝化（Aerobic denitrification）工艺；基于厌氧氨氧化（anaerobic ammonia oxidation, ANAMMOX）工艺等。这些新工艺都力求缩短“氮”的转化途径和过程，就是将亚硝酸盐氧化菌 NOB 从反应器中淘洗掉，同时将 AOB 有效保留在反应器中，从而实现把氨氮氧化为亚硝酸盐，而不再继续被氧化为硝酸盐。要想实现 NOB 被淘洗，首先使反应器内 AOB 的增长率大于 NOB 的增率，通过适当的工艺运行条件将反应器内的 NOB 逐渐淘洗出去。

一、短程硝化/反硝化工艺

该工艺是把硝化过程控制在 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 阶段，直接以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 作为菌体呼吸链氢受体进行反硝化，使得脱氮工艺路径缩短，从而可以节省 25% 的氧气和 40% 的有机碳源^[23,24]。短程硝化/反硝化的速率更快，是全程硝化/反硝化速率的 1.3 ~ 2.0 倍^[17]，因此可以减少缺氧区容积，从而减少污水厂基建费用。

二、影响亚硝酸盐积累的因素

（一）温度

温度对生物反应影响很大。研究发现当温度在 15 ~ 30 °C 时，硝化过程形成的亚硝酸可完全氧化成硝酸；在 12 ~ 14 °C 时，活性污泥中亚硝酸盐氧化菌受到严重的抑制，出现 HNO_2 的积累；当温度超过 30 °C 后又出现 HNO_2 的积累^[25]。Hellings 等^[26] 研究发现 A 在低温条件下 AOB 的最小污泥龄大于 NOB 的最小污泥龄，而在高温条件下 AOB 的最小污泥龄要小于 NOB 的最小污泥龄，因此在高温条件下可通过调整污泥龄来实现淘洗掉 NOB 的目的，这同样也解释了夏天为什么更容易出现亚硝酸盐积累的现象。SHARON 工艺即利用这一点，在高温（30 ~ 35 °C）下，AOB 的生长率明显高于 NOB 的生长率，水力停留时间介于 NOB 和 AOB 的最小停留时间之间，使 AOB 得到积累而 NOB 被自然淘汰，以维持稳定的亚硝酸积累。

（二）溶解氧（DO）

硝化反应是一个好氧过程，必须在有氧的条件下才能进行。研究表明，当 DO 的浓度

低于 0.5 mg/L 时, 反应器中 AOB 的亚硝化速率并未受到抑制, 这是因为 AOB 产率成倍的增长抵消了低 DO 对氨氧化速率降低的影响, 而在此条件下, NOB 的产率和氧化亚硝态氮的速率并未因溶解氧的降低而提高^[27]。Tokutomi 等^[28]研究发现当 DO 浓度低于 1.0 mg/L 时, AOB 的增殖速率是 NOB 增殖速率的 2.6 倍。

(三) 游离氨 (FA) 及 pH

废水中的氨随 pH 不同分别以离子态和分子态的形式存在。分子态游离氨 (FA) 对硝化作用有明显的抑制作用, NOB 比 AOB 更易受到 FA 的抑制, FA 会抑制亚硝酸盐氧化成硝酸盐。研究发现当 FA 的浓度为 1.0 ~ 5.0 mg/L 时, 对硝化反应产生抑制作用, 而对亚硝化不产生影响; 当 FA 浓度为 24 mg/L 时, 硝化反应被完全抑制^[9,14]; 当 FA 浓度为 10 ~ 150 mg/L 时亚硝化反应被抑制^[30]。因此, 要保证氨氧化的正常进行, 就要控制系统中 FA 浓度介于亚硝酸盐氧化细菌抑制浓度和氨氧化细菌抑制浓度之间。pH 能够影响 AOB 和 NOB 的产率, 而且 AOB 对 pH 非常敏感, 研究发现 AOB 的最适 pH 为 7.0 ~ 8.6, 而亚硝酸盐氧化细菌 pH 范围是 7.7 ~ 8.1^[31,32]。近来研究表明, pH 在 8.0 附近时, $\text{NO}_2 - \text{N}$ 生成速率最大, 而 $\text{NO}_3 - \text{N}$ 的生成速率在 pH 为 7.0 附近最大。因此, 在混合体系中, AOB, NOB 的最适 pH 分别在 8 和 7 附近。利用 AOB 和 NOB 的最适 pH 不同, 控制混合液的 pH, 从而达到控制硝化类型和硝化产物。

(四) 污泥龄

由于氨氮的硝化速率比亚硝氮的氧化速率快, 而且当温度高于 15 °C 时, AOB 的世代周期比 NOB 短。因此, 可以通过控制污泥龄而实现亚硝酸型硝化, 使污泥龄介于 AOB 和 NOB 的最小停留时间之间, 使得系统中 NOB 逐渐被冲洗掉, AOB 成为系统优势菌。

三、SHARON 短程硝化工艺

在 1998 年, 荷兰 Hellinga 等^[26]提出了一种高氨氮高温废水短程硝化处理技术——SHARON (Single Reactor High Activity Ammonium Removal Over Nitrite) 工艺。该技术是在温度为 35°C 左右时, 将高氨氮废水在完全混合式反应器中处理。在高温条件下, 反应器可获得较高的硝化速率, 硝化菌增殖速率增加, 因此降低了反应器中污泥的停留时间, 同时高温条件下 AOB 的增殖速率要大于 NOB 的增长速率, 通过选择合适的污泥停留时间将 NOB 淘洗掉, 而实现短程硝化。

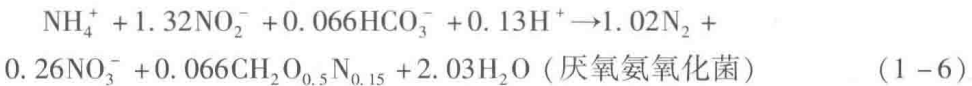
四、半短程硝化 - 厌氧氨氧化 (ANAMMOX) 联合工艺

为了降低处理成本, 国内外学者一直致力于低能耗、高效的生物脱氮技术的开发与研究, 并获得了显著成果。半短程硝化与 ANAMMOX 联合脱氮工艺是 20 世纪 90 年代发展起来的一种新型高效脱氮工艺。与传统脱氮工艺相比半短程硝化与 ANAMMOX 联合脱氮工艺反应途径较短, 减少供氧量, 不需要碱度和有机碳源的投加, 大大节约了能源和运行成本。因此短程硝化中的氨氧化菌与 ANAMMOX 工艺中厌氧氨氧化细菌吸引了大量国内外学者的关注。

(一) 机理和原理

半短程硝化 - ANAMMOX 工艺包含两个生物过程, 废水中约 50% 的氨氮首先在氨氧化菌的作用下, 在好氧条件下被氧化为亚硝酸氮; 随后短程硝化器的出水 (包含生成的亚硝

酸氮和未反应完的氨氮) 作为厌氧氨氧化反应器的进水, 厌氧氨氧化菌在厌氧条件下, 以亚硝态氮为电子受体和氨氮作为直接电子供体反应生成氮气, 达到废水中氨氮的全程自养脱氮^[33,34]。在半短程硝化-厌氧氨氧化联合工艺过程中, 脱氮作用的微生物包括氨氧化菌^[35,36]与厌氧氨氧化菌^[37]方程式如下:



ANAMMOX 是指在厌氧或缺氧前提条件下, ANAMMOX 菌直接以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为电子供体和以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体, 将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转变成 N_2 的生物氧化^[38,39]。

(二) 半短程硝化-ANAMMOX 工艺的优点

半短程硝化-ANAMMOX 工艺中需要将部分氨氮氧化为亚硝酸盐氮, 然后此亚硝酸盐氮再氧化剩余部分的氨氮, 最终达到脱氮目的 (图 1-5)。

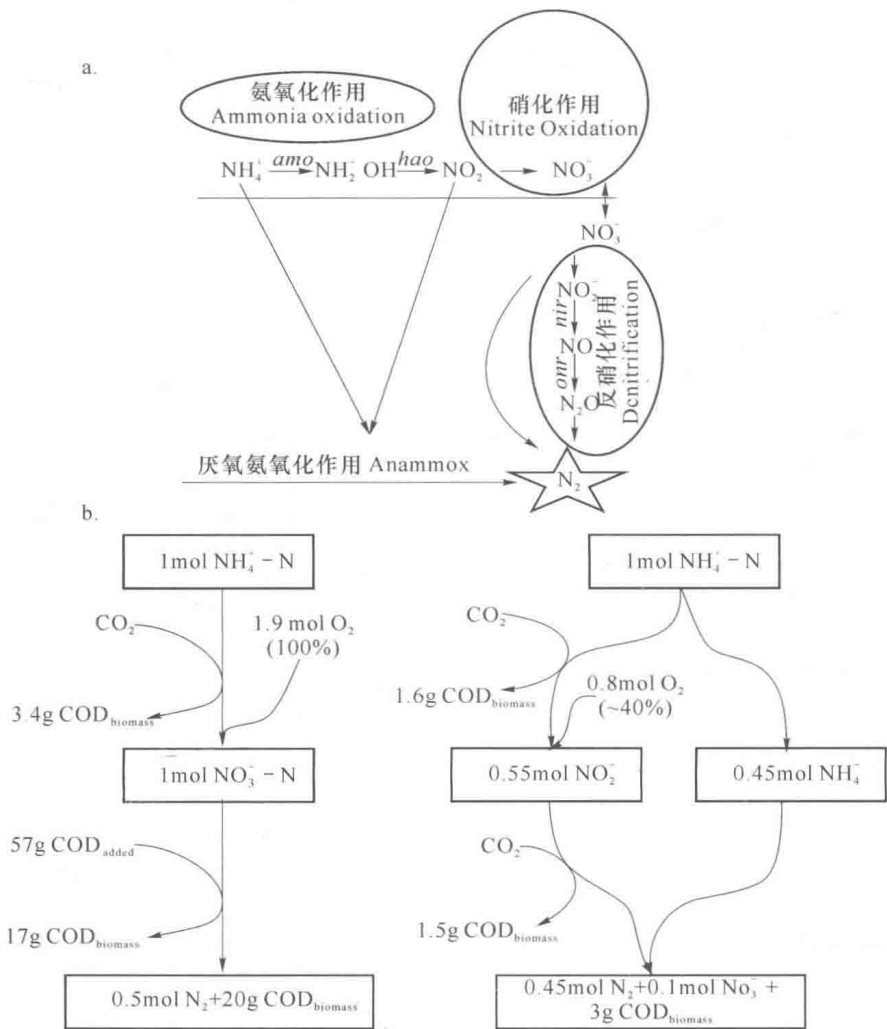


图 1-5 传统硝化反硝化生物脱氮与短程硝化/厌氧氨氧化自养生物脱氮工艺比较

(a—原理, b—机理)^[43]

Fig. 1-5 Comparison of nitrification/heterotrophic denitrification with the autotrophic nitrification/anammox process (a—principle, b—mechanism)

此过程只需消耗 0.8 mol 的氧气；无须有机物作为碳源，利用二氧化碳作为碳源；由于是全程自养脱氮，因此污泥产生量低^[40]，可以减少污泥处置费用。半短程硝化-ANA-MMOX 工艺可节省 60% 的供氧能耗；无须外加碳源，节省了因外加碳源所增加的运行费用。此外厌氧氨氧化菌以二氧化碳作为碳源，且代谢途径中没有 N_2O 等中间产物，因此可以减少温室气体的排放。

综上所述探索高效的脱氮工艺，了解脱氮工艺中微生物群落的变化规律对废水处理具有重要的意义。本课题的目标是采用分子生物学方法，动态解析短程硝化工艺中参数控制与微生物群落结构变化规律的相关性，分析短程硝化过程中系统调控与微生物群落（氨氧化菌）的响应关系和规律，为污水的生物脱氮提供技术支持。

第四节 氨氧化菌简介

一、氨氧化菌的基本特征

亚硝酸细菌（又称氨氧化菌），将氨氧化成亚硝酸。硝酸细菌（又称硝化细菌），将亚硝酸氧化成硝酸。这两类菌能分别从氧化过程中获得生长所需要的能量，但其能量利用率不高，故生长较缓慢，其平均代时（即细菌繁殖一代所需要的时间）在 10 h 以上。从形态上看，也有多样，如球形、杆状、螺旋形等，但均为无芽孢的革兰阴性菌；有些有鞭毛能运动，如亚硝化叶菌，借周身鞭毛运动；有些无鞭毛不能运动，如硝化刺菌。一般分布于土壤、淡水、海水中，有些菌仅发现于海水中，例如硝化球菌、硝化刺菌。硝化细菌在自然界氮素循环中具有重要作用。农业上可通过深耕、松土提高细菌活力，从而增加土壤肥力。但硝酸盐也极易通过土壤渗漏进入地下水，成为一种潜在的污染源，造成对人类健康的威胁。因此农业上既可采用深耕、松土方法，亦可通过用施入氮肥增效剂（即硝化抑制剂），以降低土壤硝化细菌的活动，减低土壤氮肥的损失和对环境的污染^[41,42]。

二、氨氧化菌的分类及系统发育

氨氧化菌（AOB）是一类化能自养型的微生物，广泛存在于土壤、湖泊及其底泥及海洋等环境中，在伯杰氏细鉴定手册第九版中将其分为 5 个属：亚硝化单胞属（*Nitrosomonas*）、亚硝化螺菌属（*Nitrosospira*）、硝化叶菌属（*Nitrosolobus*）、亚硝化弧菌属（*Nitrosovibrio*）和亚硝化球菌属（*Nitrosococcus*）。

通过 16S rRNA 基因序列同源性的系统发育分析表明，氨氧化菌大部分属于 β -Proteobacteria 和 γ -Proteobacteria 两个亚纲^[43]，其中， γ -Proteobacteria 亚纲，包括 *Nitrosococcus oceanus* 和 *Nitrosococcus halophilus*，适合在海洋环境生长。 β -Proteobacteria 亚纲包括可以分为两个类群，即 *Nitrosomonas*（含 *Nitrosococcus mobilis*）和 *Nitrosospira*（含 *Nitrosolobus* 和 *Nitrosovibrio*）两个属，7 个 cluste（图 1-6）^[37,44]，一般适合在淡水环境中生长。

三、氨氧化菌代谢途径

氨氧化菌中的氨单加氧酶（AMO）和羟胺氧化酶（HAO）被认为是该系列氧化反应的催化酶。氨氧化菌从氨氧化为亚硝酸盐这一过程中获取能量，并且可以利用 CO_2 作为碳源，氨氧化菌是专性无机自养细菌。其中一部分氨作为能量来源，一部分被同化为细胞有机体的一部分^[45]。