

部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮机理及其应用

——以人工快速渗滤系统为例

陈 佼 陆一新 张建强 著

西南交通大学出版社

内容提要

本书围绕污水处理中人工快速渗滤系统脱氮效率低的问题，论述了传统污水生物脱氮过程中存在的弊端及新型生物脱氮技术的研究现状，探讨了单级人工快速渗滤系统部分亚硝化、厌氧氨氧化的启动特性，提出了基于饥饿-pH 协同调控的人工快速渗滤系统部分亚硝化启动方法，确定了由全程硝化向部分亚硝化转变的调控策略，提出了基于好氧硝化污泥和异养反硝化污泥混合接种的厌氧氨氧化快速启动方法，阐明了启动过程各阶段的脱氮特性。在此基础上，构建了部分亚硝化和厌氧氨氧化脱氮动力学模型，考察了部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮性能及微生物多样性和空间分布特征，解析了部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮的发生机理。

本书可作为从事污水处理技术研究的科研人员、技术人员、管理人员，高等院校环境科学与工程、市政工程及相关专业师生的参考书。

图书在版编目（CIP）数据

部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮机理及其应用：以人工快速渗滤系统为例 / 陈佼，陆一新，张建强著. —成都：西南交通大学出版社，2020.8
ISBN 978-7-5643-7558-4

Ⅰ. ①部… Ⅱ. ①陈… ②陆… ③张… Ⅲ. ①污水处理 - 反硝化作用 - 研究 Ⅳ. ①X703.1

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2020）第 156301 号

Bufen Yaxiaohua-Yanyang Anyanghua Ouhe Tuodan Jili ji Qi Yingyong
部分亚硝化- 厌氧氨氧化耦合脱氮机理及其应用
—— 以人工快速渗滤系统为例

陈　佼　陆一新　张建强　著

责任编辑	牛　君
封面设计	何东琳设计工作室
出版发行	西南交通大学出版社 （四川省成都市二环路北一段 111 号 西南交通大学创新大厦 21 楼）
发行部电话	028-87600564　028-87600533
邮政编码	610031
网　　址	http://www.xnjdcbs.com
印　　刷	四川煤田地质制图印刷厂
成品尺寸	170 mm× 230 mm
印　　张	12.75　　字　　数　202 千
版　　次	2020 年 8 月第 1 版　　印　　次　2020 年 8 月第 1 次
书　　号	ISBN 978-7-5643-7558-4
定　　价	98.00 元

图书如有印装质量问题　本社负责退换
版权所有　盗版必究　举报电话：028-87600562

前言

随着工农业的迅速发展和城市化进程的不断推进，因含氮污染物超标排放导致的水体富营养化问题日益加剧，我国面临的水污染形势越来越严峻。自 2015 年中华人民共和国国务院颁布《水污染防治行动计划》以来，污水处理厂的提标改造工作已成为水污染治理领域的重中之重，探寻高效低耗的污水生物脱氮方法和技术显得尤为重要。

人工快速渗滤系统是在传统土壤渗滤系统基础上发展起来的一种基建投资少、工艺操作简便、运行成本低的新型污水生态处理技术，在处理中小城镇生活污水、农村分散污水、受污染地表水及市政管网尚未覆盖的边远地区污水时优势显著，具有重要的推广价值。但是，人工快速渗滤系统对总氮（TN）的去除效果差，限制了其技术应用。部分亚硝化和厌氧氨氧化是近年来兴起的一类新型生物脱氮技术，为解决传统生物脱氮反硝化碳源不足导致 TN 去除率低的问题提供了新的思路。然而，目前国内外对部分亚硝化和厌氧氨氧化的研究多采用 SBR（序批式活性污泥法）、MBR（膜生物反应器）、ABR（厌氧折流板反应器）或 UASB（上流式厌氧污泥床）等以活性污泥为主的反应体系，且多适用于氨氮浓度较高的废水处理，针对人工快速渗滤系统内部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮机理及应用的研究鲜有报道。

鉴于此，本书以人工快速渗滤系统为例，探讨了部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮的启动特性、稳定调控方法、机理及应用，旨在为污水高效低耗脱氮提供新的理论、方法与技术。全书共分七章，在介绍污水生物脱氮技术研究进展的基础上（第一章），分

别就部分亚硝化的启动特性与稳定调控（第二章）、厌氧氨氧化的启动特性与稳定调控（第三章）、部分亚硝化和厌氧氨氧化脱氮动力学（第四章）、部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮性能及应用（第五章）、部分亚硝化-厌氧氨氧化系统微生物群落结构（第六章）进行探究，最后对研究结果进行总结与展望（第七章）。如果读者能从中受到启发，对科研、设计有所益，作者将不胜欣慰。

本书的出版得到了四川省科技计划项目“基于人工快渗系统的低碳源乡镇生活污水高效脱氮除磷关键技术研究（2019JDRC0136）”、成都工业学院引进人才科研启动项目“O/A 耦合型人工快速渗滤系统强化脱氮机理及应用（2019RC009）”、高校博士学科点专项科研基金项目“基于短程硝化反硝化和好氧反硝化的人工快速渗滤系统脱氮机理及动力学研究（20130184110027）”的资助。西南交通大学地球科学与环境工程学院副教授杨红薇、博士生黄雯、硕士生雷成，江南大学环境与土木工程学院博士生周瑜在本书的撰写过程中给予了协力支持与帮助，西南交通大学出版社在本书的出版过程中给予了大力支持，在此一并表示衷心的感谢！

由于时间仓促，加之作者水平有限，书中的错误和疏漏之处在所难免，恳请读者给予批评指正。

陈　佼

2020 年 2 月

目录

第一章　绪　论……001

第一节　研究背景……001
第二节　传统生物脱氮技术……003
第三节　新型生物脱氮技术……009
第四节　研究目的、意义和内容……022

第二章　部分亚硝化的启动特性与稳定调控研究……025

第一节　引　言……025
第二节　材料与方法……026
第三节　结果与讨论……030
本章小结……061

第三章　厌氧氨氧化的启动特性与稳定调控研究……063

第一节　引　言……063
第二节　材料与方法……064
第三节　结果与讨论……067
本章小结……101

第四章　部分亚硝化和厌氧氨氧化脱氮动力学研究……103

第一节　引　言……103
第二节　材料与方法……104

第三节　模型构建……106
第四节　结果与讨论……110
本章小结……131

第五章　部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合脱氮性能及应用研究……133

第一节　引　言……133
第二节　材料与方法……134
第三节　结果与讨论……136
本章小结……146

第六章　部分亚硝化-厌氧氨氧化系统微生物群落结构研究……147

第一节　引　言……147
第二节　材料与方法……148
第三节　结果与讨论……151
本章小结……168

第七章　结论与展望……170

第一节　主要结论……170
第二节　不足与展望……172

参考文献……174

第一章
绪　论

第一节　研究背景

人工快速渗滤（Constructed rapid infiltration, CRI）系统是由中国地质大学钟佐燊教授团队研发的一种新型污水生态处理技术[1-3]，它采用渗透性能良好的滤料作为填充介质，污水中的污染物在流经滤料过程中发生物理、化学、生物反应而得以去除。人工快速渗滤系统具有基建投资少、工艺操作简便、运营成本低等优势，同时水力负荷比传统土壤渗滤系统和人工湿地系统更高，特别适合中小城镇生活污水、农村分散污水、受污染地表水及市政管网尚未覆盖的边远地区污水的处理[4-7]。近年来，CRI 系统越来越受到相关研究者的重视，逐渐成为研究热点，例如，王禄、崔程颖等[8,9]研究了 CRI 系统内有机物、氮、磷等污染物的降解机制，喻治平、姜昕、马鸣超等[10-12]研究了 CRI 系统内不同滤层的微生物空间分布规律，Xu 等[13,14]研究了 CRI 系统的沿程污染物降解规律并构建了污染物去除动力学模型，陈永杏、宋志晓等[15,16]研究了滤料组成、结构等对 CRI 系统污染物降解效果的影响，这些研究为解析 CRI 系统的污水净化机制和提高 CRI 系统的污染物去除效果提供了依据，推动了 CRI 系统在污水处理领域的迅速发展。近年来，该技术已经在北京、广东、广西、四川、湖南、黑龙江等十几个

省（市、自治区）得到了成功应用和推广。实际工程应用表明，采用 CRI 技术处理后 COD、BOD、NH_4^+-N、SS 等出水水质指标均能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB 18918—2002）中的一级 A 或 B 标准，特别是对 NH_4^+-N 的去除率能达到 80%以上[17]。但是，CRI 系统对总氮（TN）的去除效果较差，去除率仅为 10%~30%，存在 NH_4^+-N 去除率高、TN 去除率低的问题[13,14]，不能完全达标排放，限制了其进一步推广。含氮污染物大量排入江河湖泊会助长水体富营养化，同时亚硝酸还可与胺或酰胺反应产生具有致癌作用的亚硝胺或亚硝酰胺，危害水生动植物和人体健康[18]。因此，如何实现 CRI 系统的高效低耗脱氮已成为其应用推广的技术难点。

目前，强化 CRI 系统脱氮效能的研究多采用改变进水方式、优化滤料结构、补充有机碳源、投加外源强化剂等方法。汪贵和等[19]研究了分段进水对河沙/钢渣快渗池脱氮效果的影响，结果表明以 2∶1 的进水比例在滤料表层下 60 cm 处分段进水，TN 去除率均值可达 50.90%，相比常规进水提高了 12.45%；王栎雯等[20]将钢渣、粉煤灰和木糠等废弃物加入传统 CRI 系统填料中，处理生活污水时 TN 去除率可提升至 89.1%；裴廷权等[21]以 CRI 系统出水作为反硝化实验的进水，在滤料高度 0.6 m 处投加改性天然缓释碳源，NO_3^--N 和 TN 去除率均值分别升高至 77.18%和 74.06%；陈佼等[22]研究了投加不同浓度 Fe^{3+}对 CRI 系统氮素污染物去除的影响，结果表明 Fe^{3+}浓度为 7 mg·L^{-1}时，TN 去除率比未添加 Fe^{3+}提高了 30.1%。这些方法虽然取得了一定的效果，但却存在操作复杂、运行成本高、稳定性差或二次污染等问题，长期运行效果并不理想。分析认为，CRI 系统生物脱氮主要依靠微生物的硝化和反硝化作用，快渗池下部虽然具备缺/厌氧条件，但随着下渗过程污水中有机物的逐级降解，进入快渗池下部的污水 C/N（碳氮化）低，达不到反硝化对有机碳源的要求，导致 TN 的去除效果较差。因此，若要长期有效地提高 TN 去除率，就必须解决反硝化过程碳源不足的问题。

近年来，随着生物脱氮理论与技术的发展，以短程硝化反硝化（Shortcut nitrification-denitrification）、同时硝化反硝化（Simultaneous nitrification and denitrification, SND）、部分亚硝化-厌氧氨氧化（Partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation, PN-ANAMMOX）、好氧反氨化（Aerobic deammonification）等为代表的新型生物脱氮技术被陆续开发，得以应用[23-25]。其中，PN-ANAMMOX 相比传统硝化反硝化生物脱氮，其硝化过程耗氧量

降低了 62.5%，同时厌氧氨氧化过程可直接利用 NH_4^+-N 作为反应的电子供体，无须外加碳源，既节省了成本，又避免了二次污染，为解决传统生物脱氮能耗高、需补充碳源等问题提供了新的思路和方法，逐渐成为低 C/N 污水处理领域的研究热点[26]。若能将 PN-ANAMMOX 工艺合理应用于 CRI 系统，将简化其脱氮过程，提高脱氮效率并降低脱氮成本，推进 CRI 技术的应用与发展。

第二节　传统生物脱氮技术

污水中的氮素污染物主要包括有机氮和无机氮两类，其中有机氮主要指蛋白质、多肽、尿素、氨基酸等含氮有机物，无机氮主要指 NH_4^+-N 、NO_3^--N 和 NO_2^--N 等含氮无机物。生物脱氮即通过微生物的作用将这些氮素污染物转化为气态氮而使其从污水中脱除的过程，是目前最经济有效、应用最广泛的污水脱氮技术。

一、传统生物脱氮原理

传统生物脱氮过程通常包括氨化作用、硝化作用和反硝化作用。

（一）氨化作用

氨化作用（Ammonification）即污水中的有机氮素化合物在氨化细菌的脱氨基作用下产生氨氮的过程，主要的脱氨基方式包括氧化脱氨基、还原脱氨基、水解脱氨基和碱饱和脱氨基[27]。氨化作用在好氧条件和厌氧条件下均能发生，在生物处理设备中反应速度极快。产生的氨氮在酸性或中性环境中主要以 NH_4^+-N 的形式存在，而在碱性条件下产生的部分 NH_3-N 将以气态形式逸出而无法被微生物利用。

（二）硝化作用

将污水中的 NH_4^+-N 氧化为 NO_2^--N 、NO_3^--N 的生物化学反应称为硝化作

用（Nitrification），它需要多种酶参与反应并产生多种中间产物，同时伴随有复杂的能量（电子）传递过程[28]，其生化反应过程如图 1-1 所示。

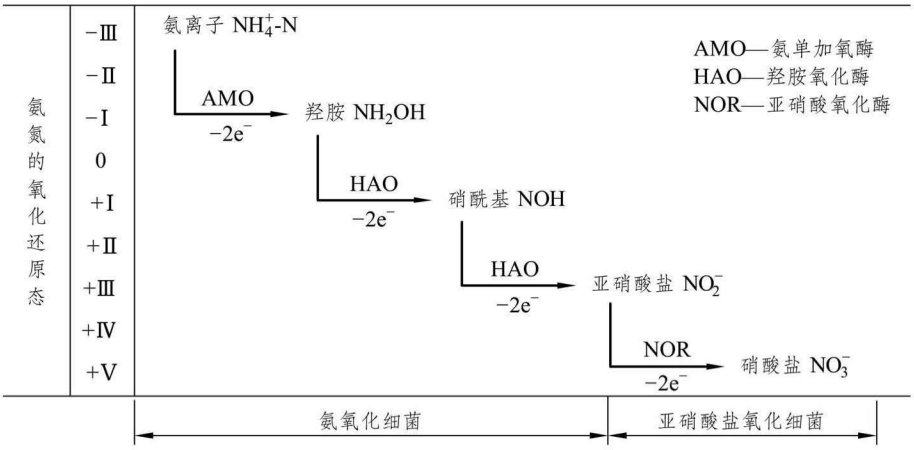


图 1-1　硝化作用的反应途径

由图 1-1 可知，这个反应过程包括了亚硝化反应和硝化反应两个阶段。

亚硝化反应是指 NH_4^+-N 在氨氧化细菌（Ammonia-oxidizing bacteria, AOB）的作用下被氧化为 NO_2^--N 的过程，其生化反应方程式[29]为：

氨羟化为羟胺：

$$NH_3 + O_2 + 2[H] \xrightarrow{AMO} NH_2OH + H_2O \qquad (1\text{-}1)$$

羟胺氧化为亚硝酸：

$$E + NH_2OH \longrightarrow E\text{-}NO^+ + 3H^+ + 4e^- \qquad (1\text{-}2)$$

$$E\text{-}NO^+ + H_2O \longrightarrow E + NO_2^- + 2H^+ \qquad (1\text{-}3)$$

$$NH_2OH + H_2O \xrightarrow{HAO} NO_2^- + 5H^+ + 4e^- \qquad (1\text{-}4)$$

由上述反应方程式可知，在亚硝化反应过程中，AOB 首先利用氨单加氧酶（AMO）将氨转化成 NH_2OH，NH_2OH 在羟胺氧化酶（HAO）的催化作用下进一步被氧化成 NO_2^--N。亚硝化反应中，氨的羟化过程较难进行，但氨一旦被转化成 NH_2OH 后就很容易被进一步转化成 NO_2^--N。AOB 主要包括 5 个菌属[30,31]，分别是亚硝酸单胞菌属（*Nitrosomonas*）、亚硝酸螺菌

属（*Nitrosospira*）、亚硝酸球菌属（*Nitrosococcus*）、亚硝酸叶菌属（*Nitrosolobus*）和亚硝酸弧菌属（*Nitrosovibrio*）。AOB 均为化能无机营养型专性好氧菌，在氧化 NH_4^+-N 为 NO_2^--N 的过程中获得能量，用于细胞合成和 CO_2 固定。

硝化反应是指 NO_2^--N 在亚硝酸盐氧化细菌（Nitrite-oxidizing bacteria, NOB）的作用下被氧化为 NO_3^--N 的过程，其生化反应方程式为：

亚硝酸氧化为硝酸：

$$NO_2^- + H_2O \xrightarrow{NOR} NO_3^- + 2H^+ + 2e^- \qquad (1\text{-}5)$$

目前已有的研究表明，从 NO_2^--N 到 NO_3^--N 的氧化过程通常是一步完成的，尚未发现其他中间产物，催化该反应的酶为亚硝酸氧化酶（NOR）。NOB 主要包括四个菌属[32]，分别是硝化杆菌属（*Nitrobacter*）、硝化螺菌属（*Nitrospira*）、硝化球菌属（*Nitrococcus*）和硝化刺菌属（*Nitrospina*）。其中，*Nitrobacter* 的营养类型既可以是化能无机型也可以是化能有机型，而 *Nitrospira*、*Nitrococcus* 和 *Nitrospina* 均为化能无机营养型。

（三）反硝化作用

反硝化作用（Denitrification）是指 NO_2^--N 、NO_3^--N 在厌氧或缺氧条件下被反硝化细菌（Denitrifying bacteria, DNB）还原为 N_2 或其他气态氮氧化物的生化反应。其反应途径如图 1-2 所示[33-35]。

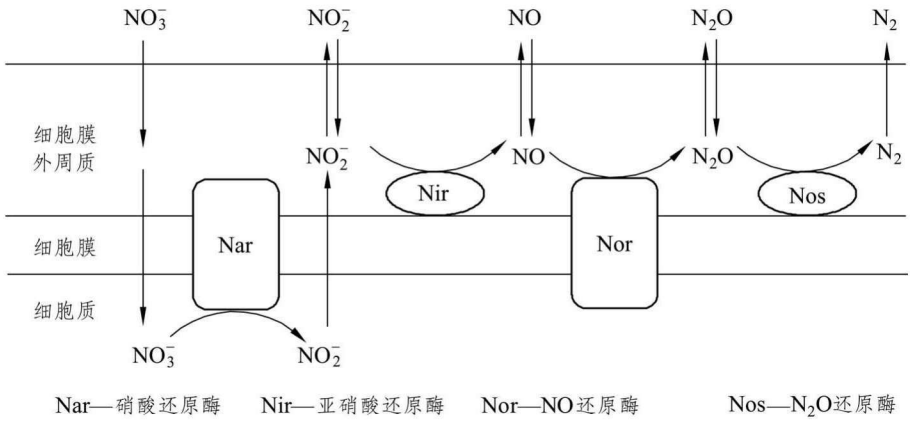


图 1-2　反硝化作用的反应途径

由图 1-2 可知，反硝化过程包括了四个步骤，其生化反应方程式分别如式（1-6）至式（1-9）所示。其中 NO_3^- 还原为 NO_2^- 的过程主要发生在细胞膜内，而 NO_2^- 还原为 NO、NO 还原为 N_2O、N_2O 还原为 N_2 的过程均发生在细胞膜外周质中。

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \xrightarrow{Nar} NO_2^- + H_2O \quad (1\text{-}6)$$

$$NO_2^- + e^- + 2H^+ \xrightarrow{Nir} NO + H_2O \quad (1\text{-}7)$$

$$2NO + 2e^- + 2H^+ \xrightarrow{Nor} N_2O + H_2O \quad (1\text{-}8)$$

$$N_2O + 2e^- + 2H^+ \xrightarrow{Nos} N_2 + H_2O \quad (1\text{-}9)$$

反硝化作用的功能菌为反硝化菌，较为常见的是假单胞菌属（*Pseudomonas*）、产碱杆菌属（*Alcaligenes*）、色杆菌属（*Chromobacterium*）。其中，*Pseudomonas* 的营养类型既可以是化能有机营养型也可以是化能无机营养型，而 *Alcaligenes*、*Chromobacterium* 以化能有机营养型为主。*Pseudomonas* 中具有反硝化功能的主要是施氏假单胞菌（*Ps. stutzeri*）、荧光假单胞菌（*Ps. fluorescens*）、脱氮假单胞菌（*Ps. denitrificans*）、铜绿色假单胞菌（*Ps. aeruginosa*）、绿针假单胞菌（*Ps. chloroaphis*）、门多萨假单胞菌（*Ps. mendocina*）[36]。

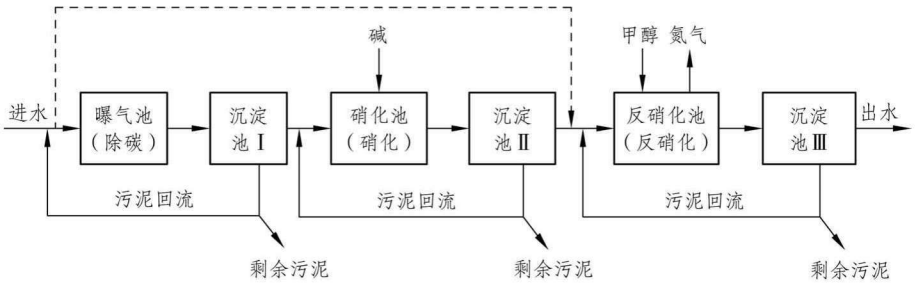
在氧含量很低或不含氧的环境下，反硝化菌利用 NO_2^- 和 NO_3^- 中的氧进行呼吸，最终生成含有 NO、N_2O、N_2 等气态物质的混合物，各种气态氮所占的比例与反硝化菌的种类和反应条件（酸碱度、温度、溶解氧、碳氮比、污泥龄等）密切相关。反硝化菌多数属于异养型兼性厌氧细菌，能利用碳水化合物（如葡萄糖）、有机酸（如乙酸）、醇类（如甲醇）等有机质作为反硝化反应的电子供体[37]，反应方程式如下：

$$NO_x^- + 2(x-1)H \longrightarrow \frac{1}{2}N_2 + (x-1)H_2O + OH^- \quad (1\text{-}10)$$

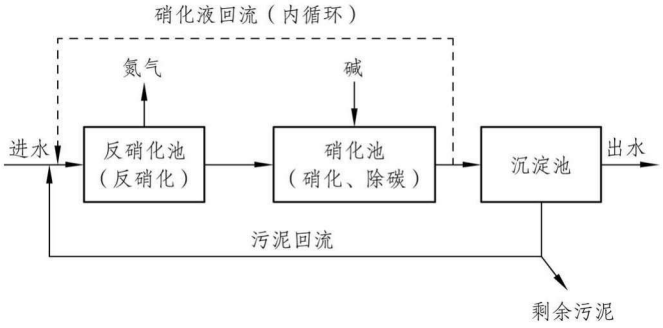
当污水中存在足够的有机物作为电子供体时，可大幅减少氧的消耗；而当污水中可用于反硝化的有机碳源不足时，则需要额外投加有机物来进行补充[38,39]。

二、传统生物脱氮工艺

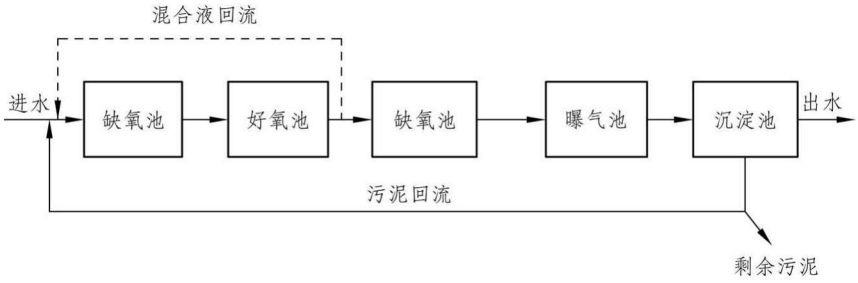
传统生物脱氮工艺即在氨化、硝化和反硝化三个反应过程的基础上建立起来的脱氮方法。根据脱氮微生物在反应器内存在状态的差异，生物脱氮工艺可分为活性污泥法（悬浮生长）和生物膜法（附着生长）两类；根据除碳和硝化发生的反应器的位置差异，生物脱氮工艺又可分为单级处理系统（除碳和硝化发生在同一反应器内）和多级处理系统（除碳和硝化发生在不同反应器内）两类。目前，较为成熟且应用最为广泛的生物脱氮工艺包括三级活性污泥脱氮工艺［图 1-3（a）］、缺氧/好氧（A/O）脱氮工艺［图 1-3（b）］、Bardenpho 工艺［图 1-3（c）］、UCT 工艺［图 1-3（d）］等[40-42]。在此基础上改进后的 A^2/O、SBR、VIP、氧化沟等脱氮工艺也相继发展起来，并在实际工程中得到了较好的应用。



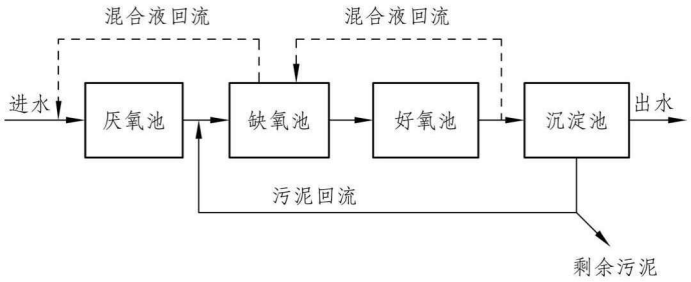
（a）三级活性污泥脱氮工艺



（b）缺氧/好氧（A/O）脱氮工艺



（c）Bardenpho 工艺



（d）UCT 工艺

图 1-3　传统生物脱氮工艺流程

然而，这些传统的生物脱氮工艺也存在诸多缺点，如：

（1）硝化菌群细胞产率较低、世代周期较长，为保持较高浓度的生物量，往往需要在较长的水力停留时间和较低的水力负荷条件下运行，降低了处理效能。

（2）硝化菌群属于好氧微生物，将 1 mol NH_4^+-N 氧化为 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的过程分别需要消耗 1.5 mol 和 2.0 mol O_2，因此需要充足的能耗来维持供氧。

（3）硝化过程属于产生酸度的反应，为使该过程顺利进行，理论上每氧化 1 g NH_4^+-N 需要 7.14 g 碱度（以 $CaCO_3$ 计）来进行中和，增加了运行费用。

（4）污水中的有机物经曝气处理后大部分已被去除，而反硝化 1 g NO_3^--N 需要消耗 2.86 g 有机物（COD），因此往往需要外加有机碳源，增加了处理成本；特别是在处理低 C/N 污水时，碳源不足的问题严重限制了脱氮效率。

（5）为维持较高的生物浓度和良好的脱氮效果，工艺通常需要回流污泥和硝化液，工艺流程较长，运行费用和运行控制难度提高。

第三节　新型生物脱氮技术

在日趋严重的水体富营养化以及居高不下的污水处理成本的双重压力下，节能减排工作在水污染治理领域不断深入，世界各国对水体中氮素污染物的排放标准也不断提高。为解决传统生物脱氮存在的弊端，各国学者致力于研发高效、低耗的污水生物脱氮技术，提出了许多突破传统脱氮理论的新理念，其中以短程硝化反硝化和厌氧氨氧化为代表的新型污水生物脱氮技术逐渐受到各国学者的重视并成为研究热点。

一、短程硝化反硝化

（一）基本原理

Voets 等[43]于 1975 年在进行高氨氮废水处理时，发现了硝化过程中 NO_2^--N 的积累和经 NO_2^--N 途径的反硝化脱氮，并依此提出了短程硝化反硝化（Shortcut nitrification-denitrification）的脱氮理念。Sutherson 等[44]于 1986 年通过小试试验证明了经 NO_2^--N 途径进行反硝化脱氮的可行性。在随后的几十年里，短程硝化反硝化技术逐渐被认可，以北京工业大学彭永臻教授团队为代表的国内学者对短程硝化反硝化的实现方法、过程控制、作用机理等进行了大量研究[45-47]，推动了该技术在污水脱氮领域的发展与应用。

传统生物脱氮理念认为，NH_4^+-N 需完全氧化成 NO_3^--N 后再进行反硝化（图 1-4），这一过程不仅延长了生物脱氮反应的历程，还将造成氧耗和有机碳源的浪费。

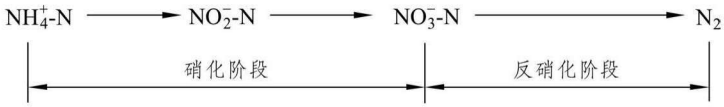


图 1-4　传统硝化反硝化的脱氮历程

污水生物脱氮的硝化过程是由两类独立的菌群（AOB 和 NOB）催化完成的两个不同反应阶段，阶段一是由 AOB 将 NH_4^+-N 氧化成 NO_2^--N，阶段二是由 NOB 将 NO_2^--N 进一步氧化成 NO_3^--N，这两类菌在生理结构和特性上有明显差异（表 1-1）。

表 1-1　AOB 和 NOB 的主要特征[48]

项　目	单　位	AOB	NOB
细胞形状	—	椭球状或棒状	椭球状或棒状
细胞尺寸	μm×μm	1.0×1.5	0.5×1.0
革兰氏染色	—	阴性	阴性
世代周期	h	8~36	12~59
自养性	—	专性	专性
需氧性	—	严格好氧	严格好氧
最大比生长速率	h^{-1}	0.04~0.08	0.02~0.06
产率系数	mg 细胞 · mg^{-1} 基质	0.04~0.13	0.02~0.07
饱和常数	mg · L^{-1}	0.6~3.6	0.3~1.7

对于反硝化细菌，无论是 NO_2^--N 还是 NO_3^--N 都可以作为其电子受体，当反硝化过程以 NO_3^--N 作为电子受体时，称为全程硝化反硝化脱氮；当反硝化过程以 NO_2^--N 作为电子受体时，称为短程硝化反硝化脱氮，其脱氮途径如图 1-5 所示。

由图 1-5 可知，短程硝化反硝化生物脱氮的基本原理就是将硝化过程控制在阶段一（NH_4^+-N ⟶ NO_2^--N），而阻止其进一步发生阶段二（NO_2^--N ⟶ NO_3^--N）的反应，然后直接利用积累的 NO_2^--N 进行反硝化（NO_2^--N ⟶ N_2）脱氮。

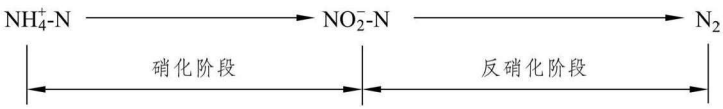


图 1-5　短程硝化反硝化的脱氮历程

（二）技术优势

短程硝化反硝化的反应方程式可以表示为：

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \xrightarrow{AOB} NO_2^- + H_2O + 2H^+ \quad (1\text{-}11)$$

$$NO_2^- + 6H^+ \xrightarrow{DNB} N_2 + 3H_2O \quad (1\text{-}12)$$

相比全程硝化反硝化脱氮工艺，短程硝化反硝化脱氮具有以下技术优势：

（1）从耗氧量来看，氧化 1 mol NH_4^+-N 到 NO_3^--N 需要消耗 2.0 mol O_2，而氧化 1 mol NH_4^+-N 到 NO_2^--N 仅需消耗 1.5 mol O_2，因此短程硝化过程将节省 25%的耗氧量。

（2）从反硝化碳源需求来看，还原 1 g NO_3^--N 为 N_2 的过程需要 2.86 g 有机物（COD），而还原 1 g NO_2^--N 仅需 1.72 g 有机物（COD），所以短程反硝化过程可节约 40%的碳源。

（3）从反应装置容积来看，由于 AOB 的世代周期比 NOB 短，将硝化过程控制在亚硝化阶段，能够缩短反应历程。张小玲等[49]通过试验测得硝化过程中 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 的氧化速率分别为 0.64、0.59 kg N·(kg MLSS·d)$^{-1}$，反硝化过程中 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的还原速率分别为 0.79、0.53 kg N·(kg MLSS·d)$^{-1}$，说明短程硝化反硝化的反应速率有了明显提高。反应速率的大小将直接影响污水在反应装置内的水力停留时间，反应速率越大，反应装置的容积就越小，因而可以减少占地面积，节约基建投资。

（4）从剩余污泥量来看，AOB 和 NOB 的表观产率系数分别为 0.04~0.13、0.02~0.07 g VSS·g^{-1} N，而 NO_2^--N 和 NO_3^--N 还原菌的表观产率系数分别为 0.345、0.765 g VSS·g^{-1} N。与全程硝化反硝化相比，短程硝化过程可减少 24%~33%的产泥量，短程反硝化过程可减少约 50%的产泥量，从而减少了剩余污泥的排放。

（三）控制途径

控制硝化过程终止在亚硝化阶段是实现短程硝化反硝化生物脱氮的关键，因此，要成功实现短程脱氮，就必须持久稳定地维持较高浓度的 NO_2^--N 积累。目前，最常见的短程硝化控制途径就是利用 AOB 和 NOB 在生理特