

基于SD模型的城市生活污水处理系统N₂O排放现状及预测

吴晨瀚

深圳国际交流书院 广东深圳 518043

摘要: 本研究主要关注2016年至2020年间深圳市生活污水处理系统中氧化亚氮(N₂O)的排放情况,通过构建涵盖城市人口、资金投入、生活污水及N₂O排放四方面的系统动力学模型,预测了2020年至2050年间,在基准、低碳、污水再利用、污染削减、气温变化和污泥处理六种情景下N₂O的排放趋势。结果显示,2016年至2020年期间,深圳市N₂O排放量从19.3万t增加到24.4万t,增幅28.9%,污水处理阶段贡献了约90%的N₂O排放。预测期内,所有情景下N₂O排放量均呈上升趋势,但未达峰值。其中,污泥处理情景下的排放量最高,而污水再利用情景展现了最佳的减排效果,预计到2050年N₂O排放量可减少33.3%。低碳情景下,N₂O排放量最低,预计2030年达23万t峰值后开始下降。研究指出,未来需采取综合减排措施,包括优化污水处理工艺、减少污泥处理过程中的N₂O排放、增加污水回用率等,以有效控制N₂O排放的增长。

关键词: 氧化亚氮;污水处理;系统动力学模型

引言

随着全球气候变化问题的日益严峻,减少温室气体排放已成为国际社会共同关注的重大议题。氧化亚氮(N₂O)是一种强效温室气体,其全球变暖潜能值远超二氧化碳,对全球气候系统的影响不容忽视^[1]。在众多N₂O排放源中,城市生活污水处理系统因其处理过程中微生物活动产生的N₂O排放而成为重要的贡献者之一。污水处理通常涉及初级处理、二级生物处理及三级处理等多个阶段,其中二级生物处理阶段,尤其是硝化-反硝化过程,是N₂O生成的主要环节。随着城市化进程的加速,城市生活污水量不断增加,如何有效控制污水处理过程中的N₂O排放,已成为城市可持续发展面临的一项重要挑战。

目前,国内外学者针对污水处理系统N₂O排放的研究已取得一定进展,但大多数研究集中在实验室条件下,对于实际运行条件下的排放特征及其影响因素缺乏深入探讨^[2]。此外,关于如何通过优化污水处理工艺、提高能源效率等手段实现N₂O减排,也尚未形成系统性的解决方案。因此,基于系统动力学(System Dynamics, SD)模型对城市生活污水处理系统N₂O排放现状及未来趋势进行分析,不仅有助于揭示N₂O排放的动态变化规律,也为制定有效的减排策略提供了科学依据。本研究旨在通过构建SD模型,模拟不同情景下深圳市生活污水处理系统N₂O排放的变化趋势,探讨多手段协同减排的

可能性,为推动城市绿色低碳发展提供参考。

深圳市作为中国的特大城市,不仅是经济、科技中心,也是人口密集、城市化进程快速发展的典型代表。深圳凭借其独特的地理位置和开放的政策环境,迅速从一个小渔村发展成为现代化国际大都市,成为中国改革开放的前沿阵地和经济发展的重要引擎。近年来,深圳市政府高度重视环境保护工作,加大了对污水处理设施的投资力度,提高了污水处理率,有效改善了水环境质量。然而,随着污水处理量的增加,N₂O等温室气体的排放问题逐渐凸显,成为制约城市绿色发展的一个重要因素。据相关统计数据显示,2016年至2020年间,深圳市生活污水处理系统N₂O排放量显著增加,反映出当前污水处理技术在减排方面存在一定的局限性。

一、材料与方法

(一) 模型构建

1. 系统组成与边界

本文运用系统动力学(SD)模型,依据《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》及IPCC清单中的计算方法,全面评估了深圳市生活污水处理系统中的氧化亚氮(N₂O)排放量^[3]。研究以生命周期视角设定了系统边界,覆盖了污水产生与收集、污水处理与回用、污水排放、污泥处理处置的全过程,具体划分为城镇人口、资金投入、生活污水、氧化亚氮排放四个子系统。城镇人

口子系统关注人口数量变化对居民生活用水量及污水产生量的影响；资金投入子系统分析了污水处理行业投资增长对污水处理能力和N₂O排放量的间接影响；生活污水子系统着重考察居民生活用水量对污水产生量的作用；氧化亚氮排放子系统则细分为污水收集、污水处理过程和污泥处理三个环节的N₂O排放，其中污水处理过程中的N₂O排放主要来源于硝化和反硝化作用，而污泥处理阶段的排放则与焚烧、堆肥等处理方式有关。通过这一综合性评估，旨在为深圳市生活污水处理系统中N₂O排放的控制提供科学依据和技术支持。

2. 基于SD模型的城镇生活污水处理系统氧化亚氮排放模型

本文采用VENSIM软件构建了涵盖城镇人口、资金投入、生活污水及N₂O排放四个子系统的深圳市生活污

水处理系统N₂O排放系统动力学(SD)模型见图1，进行了模拟仿真与参数校正。模型基于2020年的实际数据，设定2020年至2050年的模拟时间范围，每年迭代一次^[4]。模型架构详实，能够准确预测深圳市生活污水处理系统中N₂O排放的动态变化，为理解其驱动因素及长期趋势提供了科学依据。

3. 模型核校

为验证模型的有效性，本研究选取2016年至2020年深圳市的人口、GDP、居民生活用水量和N₂O排放总量四个关键指标进行误差检验(见表1)。结果显示，这些指标的均方误差分别为-1.8%、0.5%、0.78%和1.38%，均低于5%。这证明了模型具有较高的准确性和可信度，能够有效模拟和预测人口、经济、居民用水量及N₂O排放的变化趋势。

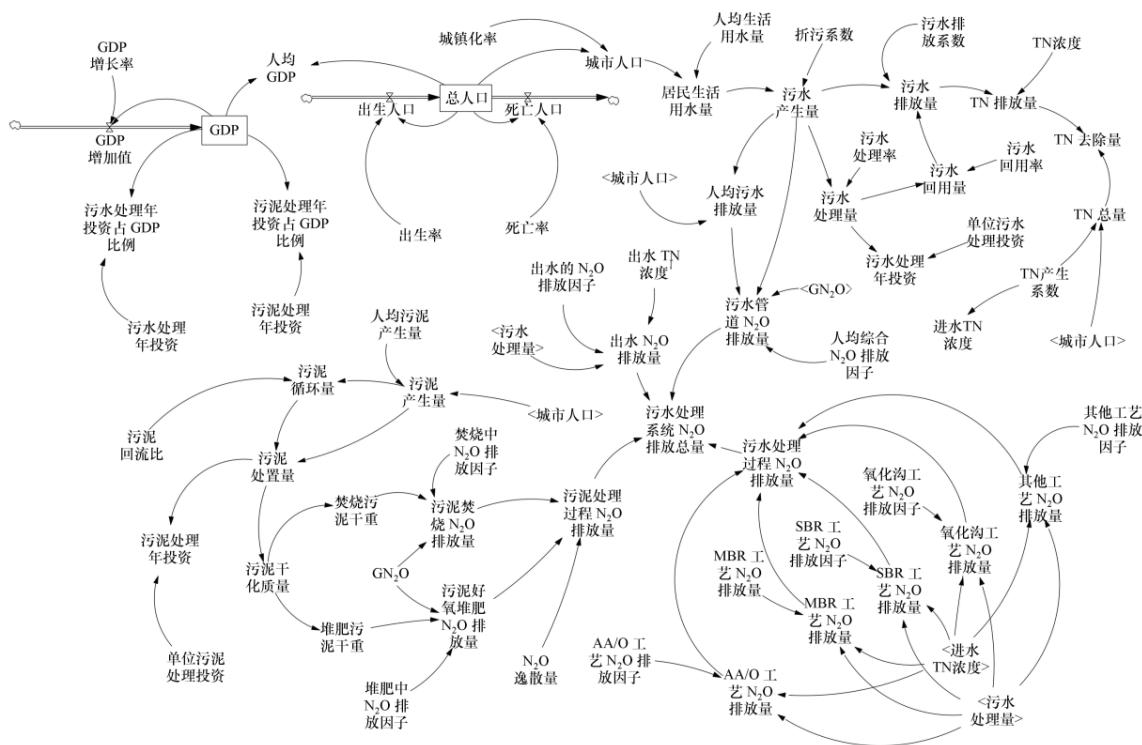


图1 深圳市生活污水处理系统N₂O排放SD模型

表1 SD模型核校结果

年份	城市人口/万人			GDP/亿元			居民生活用水量/10 ⁸ t			氧化亚氮排放总量/10 ⁴ t		
	实测值	模拟值	误差	实测值	模拟值	误差	实测值	模拟值	误差	实测值	模拟值	误差
2016	2171.1	2135.6	1.7%	22926.0	22909.3	0.73%	17.0	17.1	-1.16%	21.1	21.9	-3.7%
2017	2188.3	2203.5	-0.7%	24779.1	24971.1	-0.77%	17.5	17.4	0.57%	21.5	22.2	-3.2%
2018	2195.4	2236.2	-1.8%	27041.2	27218.5	-0.65%	17.8	17.6	1.14%	21.5	22.6	-5.1%
2019	2194.4	2270.1	-3.3%	29883.0	29668.2	0.72%	18.3	17.9	2.23%	23.3	22.9	1.7%
2020	2191.7	2304.2	-4.9%	33106.0	32338.3	2.37%	18.4	18.2	1.10%	27.2	23.2	17.2%

4. 敏感度分析

敏感度分析用于量化参数对模型输出的影响。本文选取了人均生活用水量、污水回用率、总氮(TN)产生系数、污水排放系数和污泥回流比五个关键参数进行分析,通过逐年调整每个参数10%来检验其对N₂O排放总量的影响(见表2)。以2020年为例,当这五个参数分别调整10%时,N₂O排放量的变化范围为18.97×10⁴至27.43×10⁴t。分析结果显示,除TN产生系数和污泥回流比外,其余参数的敏感度均低于10%。这意味着TN产生系数和污泥回流比是高敏感参数。TN产生系数直接影响TN总量,从而影响N₂O排放;污泥回流比则通过影响剩余污泥量和污泥干化质量,间接影响N₂O的排放量。这两个参数的高敏感性强调了它们在控制N₂O排放中的重要性。

表2 SD模型敏感度分析结果

参数	对氧化亚氮排放总量值影响
人均生活用水量	1.2%
污水回用率	8.0%
TN产生系数	18.4%
污水排放系数	0.3%
污泥回流比	11.0%

(二) 污水处理系统氧化亚氮排放核算

1. 污水收集管网氧化亚氮排放核算

污水管网N₂O排放量计算公式见式(1):

$$CES_{N_2O} = \frac{EF_{N_2O} PE}{365 Q_{PE}} \times Q_{treated} \times 265 \quad (1)$$

公式中,CES_{N₂O}表示污水管网的N₂O排放量(单位:kg/a);EF_{N₂O}、PE为人均综合N₂O排放因子;Q_{PE}为人均污水排放量(单位:m³/人·a),根据城镇规模确定;Q_{treated}为年污水处理总量(单位:m³/a);265为N₂O的全球变暖潜能值,表示每千克N₂O相当于265千克CO₂的温室效应。

2. 污水处理氧化亚氮排放核算

根据《城镇排水统计年鉴》,深圳市主要采用的污水处理工艺包括厌氧-缺氧-好氧(AAO)、氧化沟(OD)、序批式活性污泥(SBR)、一体式膜生物反应器(MBR)和厌氧好氧(AO)工艺,以及传统活性污泥处理工艺。鉴于AO工艺和传统活性污泥处理工艺在北京的应用较少,本文将其归类为“其他工艺”(见图2)。为确保核算结果更贴合北京实际情况,本文选用的N₂O排放因子依据《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》中的修

正值(见表3)。

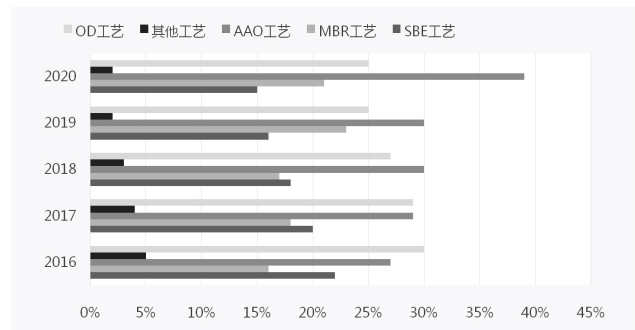


图2 深圳市主要生活污水处理工艺比例图

表3 不同污水处理工艺N₂O排放因子

污水处理工艺	氧化亚氮排放因子
AAO工艺	0.0047
SBR工艺	0.0202
MBR工艺	0.0021
OD工艺	0.0064
其它工艺	0.0126

生活污水处理过程中氧化亚氮排放量计算公式,见式(2)。

$$CES_{N_2O-ww} = (TN_{in} \times \frac{44}{12} \times 10^{-3}) \times Q_{treated} \times 265 \quad (2)$$

公式中,CES_{N₂O-ww}表示污水处理过程中的N₂O排放量(单位:kg/a);TN_{in}为污水处理厂平均进水总氮浓度(单位:mg/L);EF_{N₂O-ww}为生物处理过程中N₂O的排放因子(单位:kg N₂O-N/kg N),根据不同工艺选择;Q_{treated}为年污水处理总量(单位:m³/a);22/14为1/2N₂O与N的分子质量比。

污水出水产生的氧化亚氮排放量计算公式,见式(3)。

$$CES_{N_2O-e} = EF_{N_2O-e} \times TNe \times Q_{treated} \times \frac{44}{18} \times 10^3 \quad (3)$$

式中,CES_{N₂O-e}表示出水所排放的N₂O量(单位:t/a);EF_{N₂O-e}为出水的N₂O排放因子(单位:kg N₂O/kg TN);TNe为出水的总氮(TN)浓度(单位:mg/L);Q_{treated}为年污水处理总量(单位:m³/a)。

3. 污泥处理氧化亚氮排放核算

深圳市主要的污泥处理处置方式包括厌氧消化、堆肥、焚烧、卫生填埋和土地利用等^[5]。其中,堆肥和焚烧工艺在污泥处理过程中会产生N₂O气体。根据相关研究数据显示深圳市生活污水污泥处理中堆肥和焚烧工艺的使用比例分别为10%和4%。

污泥焚烧过程中氧化亚氮排放量计算公式

$$CES_{N_2O-in} = M_{ss} \times EF_{N_2O-in} \times 265 \times 10^{-3} \quad (4)$$

式中, CES_{N_2O-in} 表示污泥焚烧过程中 N_2O 的排放量 (单位: kg/a); M_{ss} 为评价年内处理的污泥干重 (单位: kg/a , 以固体悬浮物 (SS) 计); EF_{N_2O-in} 为污泥焚烧过程中的 N_2O 排放因子 (单位: kg/t 干污泥 (以SS计)), 可采用 IPCC 推荐值, 即 $0.99kg/t$ 干污泥 (以SS计)。

污泥堆肥过程中氧化亚氮排放公式计算见式 (5)。

$$CES_{N_2O-c} = M'_{ss} \times EF_{N_2O-c} \times 265 \quad (5)$$

式中, CES_{N_2O-c} 表示好氧堆肥过程中 N_2O 的排放量 (单位: kg/a); M'_{ss} 为进行处理的污泥干重 (以SS计) (单位: kg/a); EF_{N_2O-c} 为堆肥过程中的 N_2O 排放因子 (单位: $kg N_2O/kg$ 污泥), 可采用 IPCC 清单推荐值。

4. 污水处理量和氧化亚氮排放量的脱钩系数计算
脱钩弹性系数计算公式见式 (6)。

$$DE = \frac{\% \Delta EP}{\% \Delta DF} \quad (6)$$

式中, $\% \Delta EP$ 表示氧化亚氮排放量的增长率, $\% \Delta DF$ 表示污水处理量的增长率。

根据 DE 值的不同, 脱钩与复钩状态可划分为: 强脱钩 (绝对脱钩): 污水处理量增加, 而 N_2O 排放量减少; 弱脱钩 (相对脱钩): 污水处理量增速低于 N_2O 排放量增速; 扩张性复钩: 污水处理量增速高于 N_2O 排放量增速。

5. 情景模拟

本文依据国家生活污水处理系统氧化亚氮排放标准政策及污水处理工艺特征, 设计了六种情景: 基准情景、减污情景、降碳情景、温度变化情景、污水回用情景和污泥处置情景^[6]。人口变化作为基础条件贯穿所有情景, 参考《国家人口发展规划 (2016—2030年)》对模型中的人口参数进行了设定。具体的在 2030 年前, 深圳市常住人口的出生率和死亡率分别为 6% 和 5.5%; 2030 年后, 出生率和死亡率调整为 5% 和 6%。这一设定确保了模型能够更准确地反映人口变化对生活污水处理系统 N_2O 排放的影响。

二、结果与讨论

(一) 生活污水处理系统氧化亚氮排放

根据《指南》及 IPCC 清单中的计算方法, 本文核算了 2016 年至 2020 年深圳市生活污水处理系统中氧化亚氮的年排放量 (见图 3)。数据显示, 氧化亚氮排放量从 2016 年的 21.1×10^4 吨增长到 2020 年的 27.2×10^4 t, 5 年间增长率为 28.9%。其中, 污水处理过程是主要排放源,

年均排放量占总排放量的 90% 左右, 而污水管网和出水过程的排放量分别仅占 0.0013% 和 0.0024%, 几乎可以忽略不计。

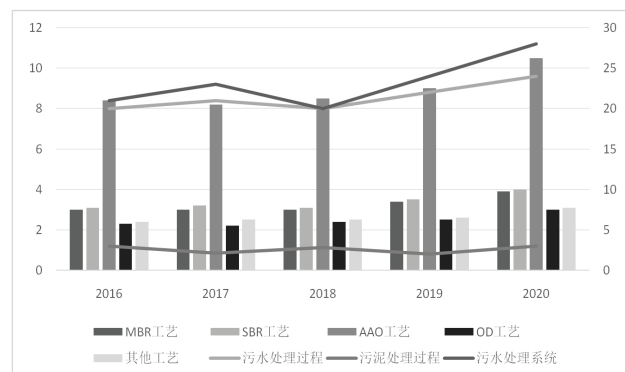


图3 深圳市生活污水处理系统中 N_2O 排放量 (2016-2020)

在深圳市的五类污水处理工艺中, AAO工艺的氧化亚氮排放量最高, 占污水处理过程总排放量的43%, 而氧化沟工艺的排放量最低, 占比仅为12%。2016年至2020年间, 污水处理过程中产生的氧化亚氮排放量从 19.3×10^4 t 增长到 24.4×10^4 t, 增长率为 26.4%。2019 年之前, 排放量变化幅度较小, 但自 2019 年起显著增加, 2019 年相比 2018 年增长了 9%, 2020 年相比 2019 年增长率达到了 13.5%。这表明深圳市积极响应水污染防治计划, 加强污水处理设施建设, 提高排放标准, 并强化设施运行监管, 导致了氧化亚氮排放量的迅速增加^[7]。

深圳市的污水处理厂主要采用生物处理法, 尤其是 AAO 和氧化沟 (OD) 工艺, 这些工艺产生了较大的污泥产量。2016 年至 2020 年间, 污水处理过程中产生的干污泥 (含水率低于 85%) 从 1.07×10^6 t 增加到 1.35×10^6 t, 增长率为 26%。污泥处理过程中排放的氧化亚氮在 2016 年至 2020 年间呈波动变化, 特别是 2020 年排放量显著增加, 相比 2019 年增长率达到了 55.5%。

(二) 不同情景下氧化亚氮排放结果

本文基于构建的 SD 模型, 模拟和预测了 2020 年至 2050 年不同情景下深圳市生活污水处理系统氧化亚氮的排放量 (见图 4)。

图 4a 展示了模拟时段内不同情景下污水处理过程中氧化亚氮排放量的变化。在基准情景、减污情景、污水回用情景、温度变化情景和污泥处置情景下, 氧化亚氮排放量均呈不同程度的增加, 且到 2050 年均未达到排放峰值。而在降碳情景下, 氧化亚氮排放量在 2030 年达到峰值后逐渐下降。具体来说, 2050 年 6 种情景下的

氧化亚氮排放量分别为：基准情景 33.91×10^4 t、降碳情景 18.33×10^4 t、减污情景 26.32×10^4 t、污水回用情景 23.42×10^4 t、温度变化情景 28.03×10^4 t 和污泥处置情景 33.91×10^4 t，相较于2020年分别增长了36.2%、1.8%、21.9%、8.4%、22.4%和36.2%。其中，基准情景和污泥处置情景与降碳情景之间的排放差异最大，为45.9%，而与温度变化情景的排放差异最小为17.3%。降碳情景下，氧化亚氮排放量最低，2030年达到峰值后呈下降趋势，得益于双碳战略和AAO工艺的低排放特点，尽管AAO工艺需要大规模投资和占地。减污情景采用MBR工艺，氧化亚氮排放量缓慢增长，因为MBR工艺主要提高SS去除率，对生化反应影响较小，且膜易脱落影响处理效率。污水回用情景下，再生水利用率提高显著减少污水处理量，氧化亚氮排放量比基准情景减少31%。温度变化情景下，氧化亚氮排放量减少17.4%，但能耗增加导致间接二氧化碳排放显著增加。污泥处置情景仅涉及污泥处理，污水处理过程中的氧化亚氮排放量与基准情景相同。

图4b展示了模拟时段内不同情景下污泥处理过程中氧化亚氮排放量的变化。在所有六种情景下，氧化亚氮排放量均呈不同程度的增加。其中，污泥处置情景

下的排放量最高，减污情景下的排放量最低。2050年，各情景下的污泥处理氧化亚氮排放量分别为：基准情景 2.72×10^4 t、降碳情景 3.41×10^4 t、污水回用情景 2.38×10^4 t、减污情景 1.26×10^4 t、温度变化情景 2.39×10^4 t 和污泥处置情景 5.08×10^4 t。污泥处置情景与减污情景间的排放差异最大，为75.2%，而与降碳情景的排放差异最小，为32.9%。在污泥处置情景下，氧化亚氮排放量相比基准情景增长了86.8%，主要原因是堆肥方法的使用比例增加了20%，导致氧化亚氮排放显著增加。这一结果表明，污泥处理过程中的温室气体排放应引起高度重视。在温度变化情景下，氧化亚氮排放量相比基准情景减少了4.8%，因为污水水温上升导致微生物活性降低，脱氮效率和污泥产量下降，从而减少了氧化亚氮的排放。在降碳情景下，氧化亚氮排放量相比基准情景增长了25.4%，因为所有污水处理厂均采用AAO工艺，导致污泥产量增加，从而加剧了氧化亚氮的排放。2050年，污水回用情景和减污情景下的氧化亚氮排放量均低于基准情景，分别减少了12.5%和53.7%。这主要是因为在这两种情景下，污泥产量均有所降低，特别是减污情景下，MBR工艺产生的剩余污泥量较少，氧化亚氮排放量最低。

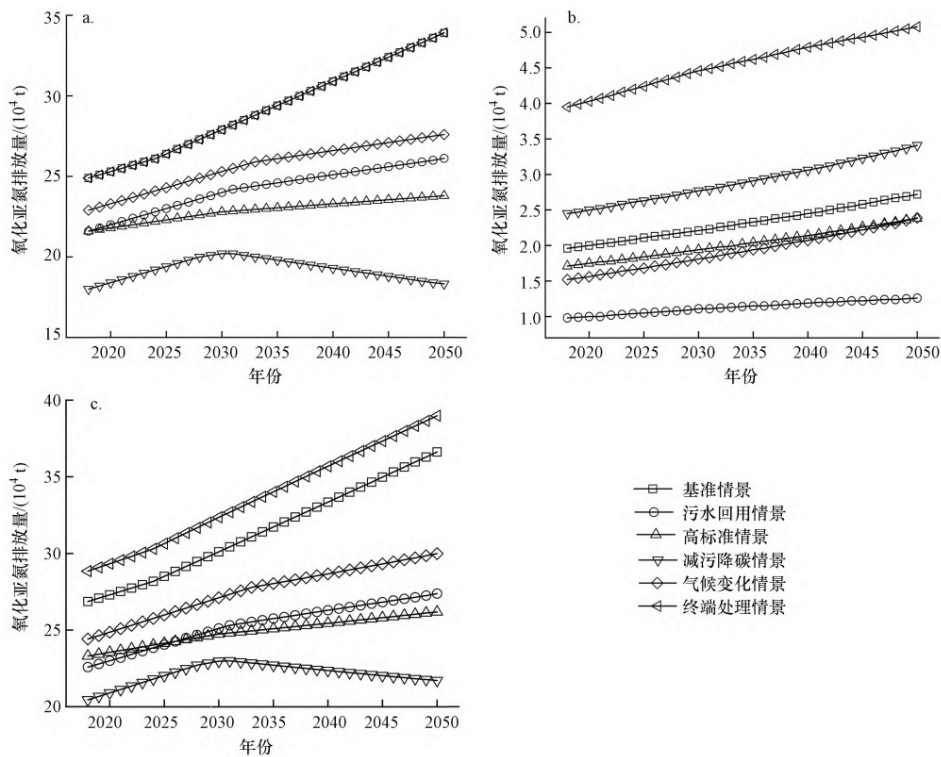


图4 不同情景下深圳市生活污水处理系统N₂O排放(2018–2050)

a. 污水处理系统; b. 污泥处理系统; c. 污水处理系统

图4c展示了生活污水处理系统氧化亚氮总排放量的变化，包括污水处理过程和污泥处理过程的排放。到2050年，各情景下的总排放量分别为：基准情景 36.63×10^4 t、污水回用情景 24.68×10^4 t、降碳情景 21.74×10^4 t、减污情景 28.7×10^4 t、温度变化情景 30.42×10^4 t和污泥处置情景 39.01×10^4 t，相较于2020年分别增长了36.4%、9.3%、6.3%、23.1%、24.6%和35.2%。其中，污泥处置情景与降碳情景间的排放差异最大，为44.3%，而与基准情景的排放差异最小，为6.1%。污水回用情景和减污情景对氧化亚氮排放的减少效果显著，与基准情景相比，分别减少了32.2%和21.6%。在降碳情景下，污水处理系统氧化亚氮总排放量在2030年达到峰值 22.9×10^4 t，之后逐年减少，到2050年降至 21.74×10^4 t，相比基准情景降低了40.6%。尽管降碳情景下AAO工艺的氧化亚氮排放量最低，但污泥产量有所增加。污泥处置情景由于污泥产量的增加，导致氧化亚氮排放量较基准情景显著增加。

图5展示了不同情景下污水和污泥处理过程排放的氧化亚氮量占污水处理系统总排放量的比值。2025年、2030年、2040年和2050年，污水回用情景、减污情景、降碳情景和温度变化情景下，污泥处理过程中氧化亚氮排放占比呈现逐渐递增的趋势。在污泥处置情景下，2025年和2030年污泥处理过程氧化亚氮排放占比逐渐增加，但到2040年这一比例开始下降。温度变化情景下，

2030年后污泥处理过程氧化亚氮排放占比显著增加，原因是污水水温持续升高导致硝化和反硝化细菌活性增强，加速有机物分解，使污泥产量增加，从而导致污泥处理过程中的氧化亚氮排放量和占比增加^[8]。污水回用情景下，生化处理的污水量减少，污水处理过程直接排放的氧化亚氮减少，但随着污泥产量的增加，污泥处理过程中的氧化亚氮排放量和占比也相应增加。降碳情景下，2030年污水处理过程中的氧化亚氮排放达到峰值，之后逐渐降低，导致2030年后污泥处理过程中的氧化亚氮排放量和占比进一步增加。结果表明，氧化亚氮减排仍是污水处理系统的关键环节，特别是需要重视污泥处理过程中排放的氧化亚氮，摒弃“重水轻泥”的观念。

(三) 污水处理量和氧化亚氮排放量的脱钩分析

根据Tapio脱钩弹性系数公式，算出不同情景下污水处理量与氧化亚氮排放量的脱钩弹性系数（表4）。

表4 不同情景下Tapio脱钩分析结果

情景类型	氧化亚氮排放脱钩弹性			
	2025年	2030年	2040年	2050年
基准情景	0.8377	0.8765	0.9153	0.9541
减污情景	0.7251	0.7445	0.7461	0.7412
降碳情景	0.6092	0.6346	-0.5737	-0.5161
温度变化情景	0.7715	0.7917	0.7936	0.7893
污水回用情景	0.7185	0.7037	0.6807	0.6595
污泥处置情景	0.8821	0.9209	0.9620	1.0859

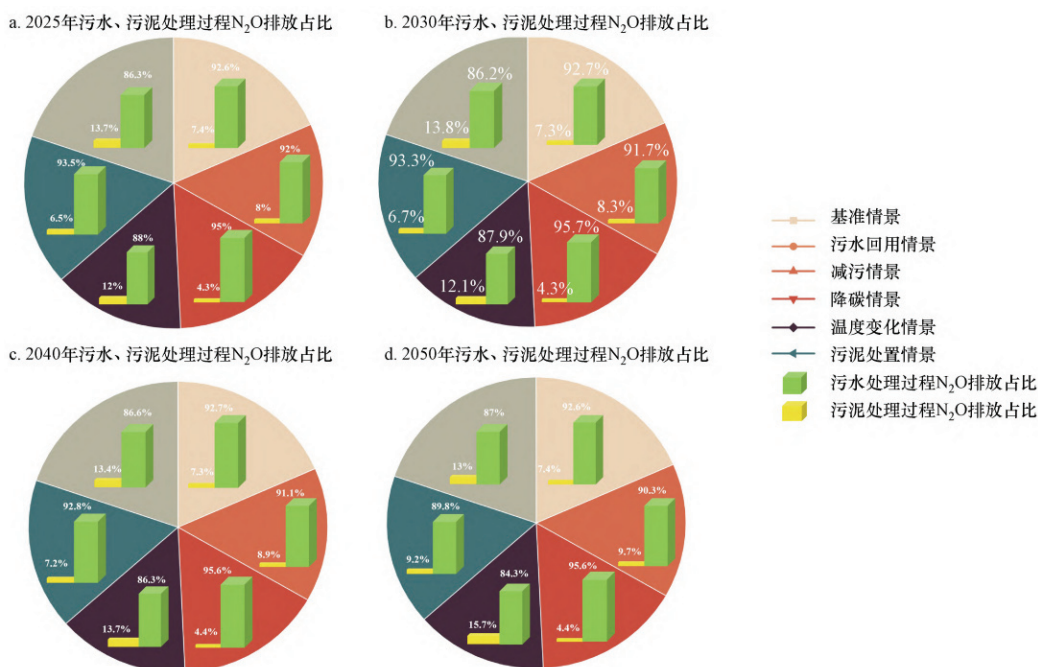


图5 2025 (a)、2030 (b)、2040 (c)、2050年 (d) 不同情景下N₂O排放占比图

结果表明, 2025年, 在污水处理量不断增长的情况下, 6种情景下的氧化亚氮排放量均呈现不同程度的弱脱钩状态。2030年, 基准情景、减污情景、降碳情景、温度变化情景和污泥处理情景的弱脱钩状态进一步增强, 而污水回用情景由于污水回用率的提高, 弱脱钩态势开始减弱。2040年, 基准情景、减污情景、温度变化情景和污泥处理情景的弱脱钩状态继续增强, 污水回用情景的弱脱钩进一步减弱, 而降碳情景由于深圳市碳减排战略和AAO工艺的低排放特性, 弱脱钩转变为强脱钩状态。2050年, 基准情景和污泥处理情景仍处于弱脱钩状态且持续增强, 减污情景的弱脱钩状态减弱, 降碳情景的强脱钩状态进一步增强, 而污泥处理情景由于污泥处理量增加和堆肥工艺利用率提高, 处于扩张性复钩状态。

结论

2016年至2020年间, 深圳市生活污水处理系统的氧化亚氮排放量经历了两个显著的增长阶段, 其中2018年至2020年的增长率达到了26.5%, 污泥处理过程中排放的氧化亚氮也从 1.8×10^3 吨增加到了 2.8×10^3 吨, 增幅达55.5%。未来预测显示, 到2030年和2050年, 深圳市的氧化亚氮排放量预计将分别达到 30.1×10^4 吨和 36.6×10^4 吨。不同情景分析表明, 污泥处置情景下的氧化亚氮排放量比基准情景高出6.5%, 而减污情景、污水回用情景、温度变化情景和降碳情景下的排放量均有所下降, 尤其是在污水回用情景下, 到2050年氧化亚氮排放量与基准情景相比减少了33.3%。这些结果揭示了深圳市现有污水处理和污泥处理技术及政策措施在实现“双碳”战略目标方面存在的不足。

为了应对生活污水处理系统中持续增长的氧化亚氮排放, 建议从多方面着手改善。一是在处理工艺上, 不仅要探索新型改良的污水处理技术, 还需平衡AAO和

MBR等不同工艺的应用, 减少单一依赖某项技术带来的局限性。二是对于污泥处置, 应当逐步降低焚烧和堆肥的比例, 探索更多环境友好的处理方式。三是政策层面应加大污水回用的支持力度, 推动污水处理厂提升回用率, 并通过政策引导促进相关技术的发展。四是终端利用方面, 鼓励污水和污泥的资源化利用, 如将污泥转化为肥料或生物质能源, 这不仅有助于减少氧化亚氮的排放, 还能促进资源的循环再利用, 实现经济效益与环境保护的双赢。

参考文献

- [1] 张晨怡, 董会娟, 耿涌. 中国城市生活垃圾处理碳排放时空分布特征及减排潜力[J/OL]. 中国人口·资源与环境, 2024, (04): 23-35[2024-09-21].
- [2] 褚文博, 陈静, 龙锦云, 等. 传统无下水道卫生系统温室气体排放研究进展[J]. 中国给水排水, 2023, 39(22): 28-36.
- [3] 郝汉, 马文林, 李思航. 河北省2006—2020年废弃物处理温室气体排放特征研究[J]. 环境污染与防治, 2023, 45(08): 1108-1113.
- [4] 杜勇航. 城镇污水处理厂碳排放特征及减碳路径研究[D]. 西安理工大学, 2024.
- [5] 杨倩. 污泥处理系统中 N_2O 变化特性和影响因素的研究[D]. 陕西科技大学, 2018.
- [6] 黎明月. 京津冀地区典型污水处理厂温室气体排放特征[D]. 中国环境科学研究院, 2024.
- [7] 张石进, 丁晶, 王琨, 等. 污水生化处理中 N_2O 产生途径、影响因素及减排策略[J/OL]. 哈尔滨工业大学学报, 1-19[2024-09-21].
- [8] 郝晓地, 杨振理, 于文波, 等. 污水处理过程 N_2O 排放: 过程机制与控制策略[J]. 环境科学, 2023, 44(02): 1163-1173.