

生物炭改性技术及其吸附典型气态污染物研究

谢雨欣, 薛竣捷, 李佳旭, 汤媛媛, 陶育壮, 李思彤, 曹澄澄*

徐州工程学院环境工程学院, 江苏 徐州

收稿日期: 2026年2月28日; 录用日期: 2026年3月27日; 发布日期: 2026年4月29日

摘要

大气污染治理至关重要, VOCs、SO₂、H₂S、NH₃等气态污染物严重危害生态环境与人体健康。吸附法是低浓度气态污染物治理的主流技术, 生物炭兼具固碳与治污功能, 但原生生物炭吸附性能有限, 改性技术是突破其瓶颈的关键。本文梳理了物理、化学、生物及组合改性方法, 总结了生物炭的改性效果, 分析了改性生物炭对四种典型气态污染物的吸附规律与机理。研究表明, 改性生物炭吸附性能提升依赖“孔隙优化 + 活性位点增加”的协同作用, 不同改性方法可针对性强化生物炭对污染物的吸附能力。本文可为改性生物炭绿色制备、性能优化及规模化应用提供理论参考, 为生物质高值化利用和“双碳”目标实现提供新思路。

关键词

生物炭, 改性技术, 气态污染物, 吸附, 孔隙结构

Research on Biochar Modification Technologies and Their Adsorption of Typical Gaseous Pollutants

Yuxin Xie, Junjie Xue, Jiayu Li, Yuanyuan Tang, Yuzhuang Tao, Sitong Li, Chengcheng Cao*

School of Environmental Engineering, Xuzhou University of Technology, Xuzhou Jiangsu

Received: February 28, 2026; accepted: March 27, 2026; published: April 29, 2026

*通讯作者。

文章引用: 谢雨欣, 薛竣捷, 李佳旭, 汤媛媛, 陶育壮, 李思彤, 曹澄澄. 生物炭改性技术及其吸附典型气态污染物研究[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(4): 633-646. DOI: 10.12677/aep.2026.164062

Abstract

Atmospheric pollution control is of vital importance, as gaseous pollutants such as VOCs, SO₂, H₂S, NH₃ pose severe hazards to the ecological environment and human health. Adsorption is the mainstream technology for treating low-concentration gaseous pollutants. Biochar has both carbon sequestration and pollution control functions, yet the adsorption performance of raw biochar is limited, and modification technologies are the key to breaking this bottleneck. This paper compares physical, chemical, biological and combined modification methods, summarizes the modification effects of biochar, and analyzes the adsorption rules and mechanisms of modified biochar on four typical gaseous pollutants. The results show that the improvement of adsorption performance of modified biochar relies on the synergistic effect of “pore optimization + active site increase”, and different modification methods can targetedly enhance the adsorption capacity of biochar for pollutants. This study can provide a theoretical reference for the green preparation, performance optimization and large-scale application of modified biochar, and offer new ideas for the high-value utilization of biomass and the achievement of the “Dual-Carbon” goals.

Keywords

Biochar, Modification Technology, Gaseous Pollutants, Adsorption, Pore Structure

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

大气污染治理是生态文明建设的重要内容，也是保障公众健康的关键举措。随着工业化、城市化推进，VOCs、硫化物、NO_x等气态污染物排放量持续增加，引发雾霾、酸雨等复合污染，危害人体健康与生态系统稳定。目前气态污染物处理技术多样，其中吸附法因工艺简单、操作便捷、适配低浓度大风量场景，成为主流技术，而吸附材料性能是决定处理效果的关键(Li et al., 2023; 徐曼, 刁刘丽, 2025) [1] [2]。

生物炭是生物质在无氧或限氧条件下热解制备的多孔碳材料，原料源于农林废弃物、有机固废等可再生资源，兼具固碳与治污双重功能，可实现农业固废资源化利用。但原生生物炭表面缺乏高活性位点和官能团，吸附能力有限，改性技术成为突破瓶颈的关键(Wu et al., 2024) [3]。现有改性方法各有优势，物理改性通过刻蚀孔道、扩大比表面积提升物理吸附能力，活化后生物炭 BET 比表面积可达 500~1000 m²/g；化学改性引入活性官能团或催化组分，增强化学吸附与选择性；生物改性绿色温和；复合改性能利用上述各技术优势实现协同增效(Chen et al., 2017) [4]。

基于此，本文围绕改性生物炭吸附气态污染物，系统梳理近年研究成果，总结制备方法与性能调控机制，分析对典型气态污染物的吸附规律与机理，旨在为其绿色制备、性能优化及规模化应用提供理论参考与技术支撑，同时为生物质高值化利用和“双碳”目标实现提供新思路。

2. 生物炭改性方法

生物炭的改性方法主要有物理、化学、生物以及组合方法，各方法的特点如图 1 所示，部分生物炭的改性效果如表 1 所示。

Table 1. Modification methods and effects of biochar
表 1. 生物炭改性方法及改性效果

生物炭	改性方法	改性条件	改性后生物炭性质							灰分 %	吸附气体	改性前吸附量 (mg/g)	改性后吸附量 (mg/g)	参考文献
			比表面积 (m ² /g)	孔容 (cm ³ /g)	C%	H%	N%	S%	O%					
小麦秸秆生物炭	KOH	800℃、60 min	893.09	0.49	68.63	4.28	0	0	27.07	-	甲苯	57.4	160.72	(吴凡等, 2025) [5]
小麦秸秆生物炭	KOH + 苯甲酸	0.4 mol/L、24 h	817.81	0.47	66.94	5.13	0	0	27.92	-	甲苯	57.4	159.2	(吴凡等, 2025) [5]
玉米芯生物炭	CO ₂ 活化	850℃、1 h、500 mL/min	755.34	0.38	91.40	-	1.46	0	7.14	-	SO ₂	-	57.8	(Shao et al., 2018) [6]
玉米芯生物炭	CO ₂ 活化 + MDEA	850℃、1 h、500 mL/min、10% MDEA 浸渍	-	-	60.10	-	6.54	3.10	24.26	-	SO ₂	57.8	156.2	(Shao et al., 2018) [6]
椰枣籽生物炭	高温活化	800℃、1 h	627.16	0.23	92.34	-	0.16	-	1.85	5.65	CO ₂	96.29	97.15	(Ogungbenro et al., 2018) [7]
椰枣籽生物炭	高温活化	热解 800℃ 活化 900℃、1 h	798.38	0.28	95.57	-	0.46	-	0.34	3.63	CO ₂	96.29	141.14	(Ogungbenro et al., 2018) [7]
柚子皮生物炭	厌氧消化	37℃、20 d	399.13	0.50	68.26	2.08	4.8	0.97	18.45	5.44	CO ₂	85.27	124.45	(Cao et al., 2025) [8]
柚子皮生物炭	厌氧消化 + KOH	7% KOH、24 h	426.09	0.59	66.00	2.16	4.28	0.03	20.00	2.57	CO ₂	85.27	135.18	(Cao et al., 2025) [8]
稻壳生物炭	氨气活化	900℃、NH ₃ /N ₂ (25:75 vol%)、100 mL/min、120 min	354	1.78	-	-	3.69	0.37	15.7	-	H ₂ S	2.54	9.58	(Setiawan et al., 2022) [9]
稻壳生物炭	氨气活化	850℃、15.7 vol% NH ₃ 、270 min	170	1.02	-	-	2.52	2.51	16.9	-	H ₂ S	2.54	23	(Setiawan et al., 2022) [9]
秸秆基生物炭	CuO 负载	芬顿试剂改性、300℃	36.06	0.03	68.35	1.86	0.17	0.94	22.41	6.27	H ₂ S	124	1000.6	(Zhao & Liu, 2022) [10]
棕榈壳生物炭	尿素活化	尿素、微波 900℃	1000.62	0.35	88.76	1.5	2.89	-	-	1.74	H ₂ S	61.14	356.94	(Nor et al., 2023) [11]
棕榈壳生物炭	KOH 活化	KOH(30%) 24 h, 383 K 烘干	1148	0.25	84.1	0.8	0.6	-	14.5	6.4	H ₂ S	-	68	(Guo et al., 2007) [12]

续表

棕榈壳生物炭	H ₂ SO ₄ 活化	H ₂ SO ₄ (40%) 24 h, 383 K 烘干	1014	0.28	83.3	0.4	0.2	-	16.1	3.8	H ₂ S	-	76	(Guo et al., 2007) [12]
玉米秸秆生物炭	镍负载	液氮冷冻 3 h、 干燥 72 h	499.415	0.17	-	-	-	-	-	-	NH ₃	47	118.6	(高超, 2022) [13]
甘蔗渣生物炭	CO ₂ 活化	CO ₂ 、 800℃、 2 h	522.65	0.25	79.04	0.98	1.48	0.16	0.16	-	NH ₃	2.30	3.42	(刘明辉等, 2023) [14]
甘蔗渣生物炭	H ₃ PO ₄ 活化	H ₃ PO ₄ 、 500℃、2 h	1181.04	1.17	58.02	2.79	0.24	0	0.24	-	NH ₃	2.30	5.11	(刘明辉等, 2023) [14]

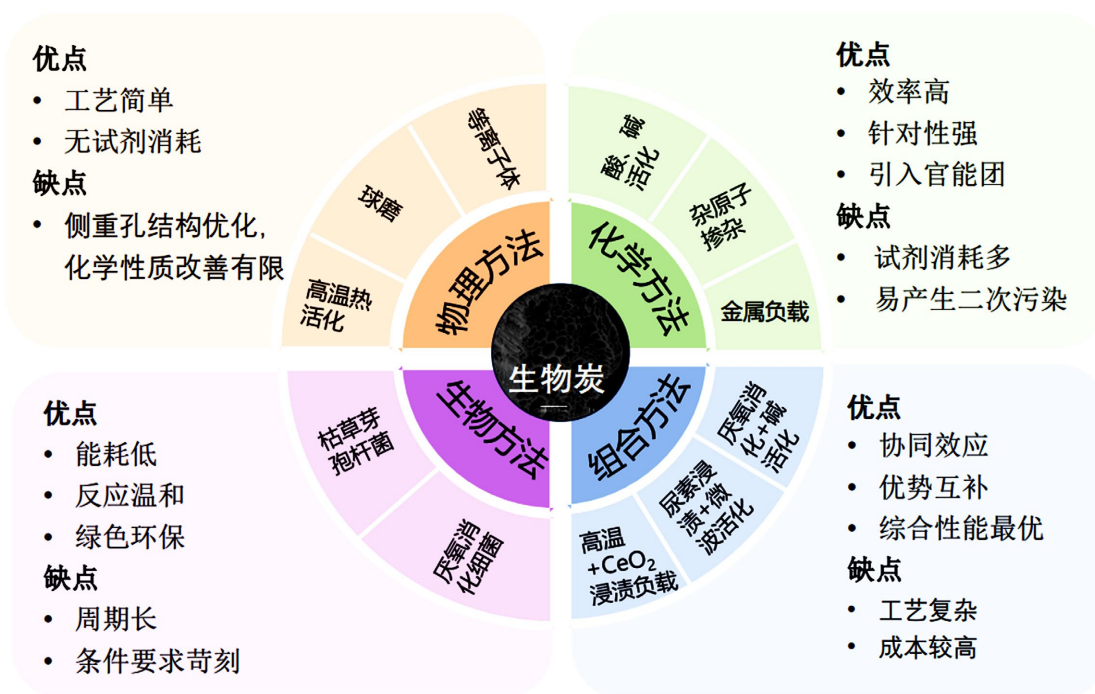


Figure 1. Modification methods and characteristics of biochar

图 1. 生物炭改性方法及特点

2.1. 物理方法

2.1.1. 高温热活化

高温热活化是制备高性能多孔生物炭最常用、最成熟的改性方法，通过惰性或弱氧化气氛下的高温热处理，可精准调控生物炭孔结构与表面化学性质(李桥, 2016) [15]。高温下，生物质中半纤维素、纤维素和木质素发生热分解与缩聚反应，挥发分逸出形成丰富微孔与介孔，显著提升比表面积与孔容；同时促使表面不稳定基团分解，增强炭骨架石墨化程度与结构稳定性，提升吸附耐久性和循环性能。随着活化温度升高，生物炭孔结构持续发育，比表面积和孔隙率先增大后趋于稳定，过高的温度则会对孔结构造成不利影响。适宜温度可将生物炭转化为高效吸附剂，且能调节表面官能团，强化与目标污染物的物

理、化学吸附作用。

2.1.2. 微波法

微波法是一种高效、快速的生物炭改性热处理技术，其加热原理依赖物质与电磁波的相互作用，通过介电加热、传导加热与磁加热三种机制实现快速升温。与传统由表及里的加热方式相比，微波加热具有整体升温、速率快、温度分布均匀且无明显温度梯度的优势，可在温和条件下精准调控生物炭的孔结构与表面性质。Zhang 等人(Zhang et al., 2016) [16]研究发现，微波处理可小幅增大活性炭的微孔比表面积和孔容，对平均微孔孔径影响较小。李立清等人(李立清等, 2014) [17]探究微波改性对活性炭吸附甲醇的影响，结果显示，未改性样品微孔比表面积为 617.40 m²/g，经 700℃微波改性后增至 773.67 m²/g，增幅达 25.0%，虽比表面积和总孔容小幅减小，但微孔发育显著。Nor 等人(Nor et al., 2023) [11]以尿素浸渍棕榈壳活性炭为前驱体，对比不同微波温度的改性效果，发现当温度从 500℃提升至 950℃时，生物炭对 H₂S 的吸附容量从 161.5 mg/g 大幅提升至 356.9 mg/g。综上，微波改性可通过优化孔结构与表面特性强化生物炭吸附能力，且改性效果随温度呈现明显规律。

2.1.3. 等离子体法

等离子体技术是一种高效清洁的生物炭改性手段，可在不破坏生物炭主体结构的前提下，优化其表面特性。在金属氧化物负载型生物炭中，等离子体的高能作用能有效改善负载物在生物炭表面的分散性，减少颗粒团聚，提升活性位点利用率。Ning 等人(Ning et al., 2018) [18]采用非热等离子体改性负载 Fe₂O₃ 的核桃壳生物炭，用于 H₂S 吸附脱除。研究表明，在处理时间 10 min、输出电压 6.8 kV 的条件下，改性生物炭可在 390 min 内维持 100% 的 H₂S 去除效率，远优于原始生物炭的 120 min。其强化机制主要是等离子体增加生物炭表面活性位点，提升与 H₂S 的接触概率，同时促进 Fe³⁺与 H₂S 的氧化还原反应，进而实现 H₂S 高效稳定脱除，彰显了等离子体改性生物炭在气相污染物控制中的应用潜力。

物理活化具有不引入外源化学试剂、无二次污染风险的特点，能显著改善生物炭孔隙结构，提升其吸附能力。然而，物理活化普遍具有能耗较高的缺陷，此外该方法多侧重于孔隙优化，对表面活性官能团调控作用有限。

2.2. 化学方法

2.2.1. 酸碱活化法

酸碱活化是提升生物炭表面活性位点与活性官能团数量、改善孔隙结构的最有效手段(Wu et al., 2024) [3]。Guo 等人(Guo et al., 2007) [12]研究了 40% 的硫酸溶液在室温下对油棕壳生物炭进行活化，用于去除气态硫化氢(H₂S)，发现室温下该生物炭对 H₂S 的吸附容量为 76 mg/g，比二氧化碳(CO₂)活化和水(H₂O)活化的生物炭(吸附容量分别为 46 mg/g 和 53 mg/g)更优。Taskin (Taskin et al., 2016) [19]等人首先采用碳酸钠(Na₂CO₃)溶液处理，随后通过微波法进行热处理，最后经盐酸(HCl)处理，发现与未处理的商品活性炭相比，改性后的活性炭比表面积显著提高，提升幅度达 59%。

2.2.2. 杂原子掺杂法

通过向生物炭中掺杂杂原子(如氮、氧、硫、磷和卤素)，可以改变其表面化学性质，提高对污染物的去除效率(刘璐等, 2023) [20]。Wu 等人(Wu et al., 2024) [3]研究发现，掺杂氮原子可以改变多孔碳的表面电荷分布和极性，产生氮官能团，改善多孔碳表面的范德华力、色散相互作用和静电相互作用，在 H₂S 吸附方面，氮掺杂可使吸附容量提升效果显著；在 VOCs 吸附方面，可使吸附容量提升约 1.4 倍。Pi 等人(Pi et al., 2021) [21]用 NH₃·H₂O 作为活化剂引入氮掺杂剂，微量 CaCl₂ 作为催化剂促进生物炭分级孔的

形成,用于吸附 VOCs,该材料对二氯甲烷和甲苯的联合吸附容量分别为 54.9 mg/g 和 308 mg/g,远高于微孔生物炭的吸附容量,由此可见氮掺杂形成多孔生物炭在吸附 VOCs 方面效果显著。

2.2.3. 金属氧化物负载法

对生物炭进行金属氧化物负载,会增加生物炭表面的含氧官能团,改变生物炭的吸附性能。Zhao 等人(Zhao & Liu, 2022) [10]以废弃铜基类芬顿试剂为改性剂,制备了负载 CuO 的秸秆生物炭用于去除 H₂S,发现在煅烧温度 300℃、反应温度 120℃条件下,改性生物炭对 H₂S 的最大吸附容量达 1000.6 mg/g,废弃铜基类芬顿试剂的改性显著促进了生物炭表面金属活性位点的增加,但导致吸附剂比表面积从 280.07 m²/g 降至 36.06 m²/g,孔容量从 0.1 cm³/g 降至 0.034 cm³/g。KMnO₄是一种强氧化剂,可用于生物炭改性。KMnO₄改性不仅可以增加生物炭表面的含氧官能团,还能引入锰氧化物,这些锰氧化物本身就具有良好的催化性能。研究发现(Rizwan et al., 2020) [22], KMnO₄改性的玉米秸秆生物炭对 Cu²⁺和 Pb²⁺的吸附能力分别提高了 23.07%~82.74%和 16.90%~556.33%,对气态污染物的吸附能力也会相应提高。

化学改性利用化学试剂定向调控生物炭表面官能团和吸附活性位点,可增强对污染物的吸附能力与选择性。其优势为改性的靶向性较强,劣势是部分试剂有腐蚀性、毒性,易造成二次污染。

2.3. 生物改性

传统的物理、化学活化手段多依赖于高能量消耗或化学试剂的利用,这无疑会增加能源和试剂成本,甚至产生二次污染。相较而言,生物法能够实现多孔碳孔结构的精准调控与低成本的定向制备,能够避免额外消耗而更加绿色环保。以 Wang 等(Wang et al., 2023) [23]的研究为例,他们利用枯草芽孢杆菌对甘蔗渣进行靶向分解,通过调控纤维素与木质素的质量比,成功制备出超微孔与介孔比例可调的多孔碳材料,其中 BACs-36 样品在 100 ppm 低浓度条件下对甲苯的动态吸附容量高达 635 mg/g。Pan 等(Pan et al., 2025) [24]通过厌氧消化细菌预处理了果皮与秸秆生物炭,发现生物预处理可显著改善生物炭的性能,使生物炭的比表面积和总孔容分别最大增加约 86 倍和 17 倍,形成具有分级多孔结构的生物炭,提升了对 CO₂ 和苯的吸附能力。Cao 等人(Cao et al., 2025) [8]同样使用厌氧消化微生物预处理了柚子皮生物炭,经生物处理后生物炭比表面积和微孔体积分别提升了 18 倍和 19 倍,且所制备生物炭的 CO₂ 吸附容量较未经过厌氧消化的生物炭提高 59%。生物改性借助微生物/酶调控生物炭孔结构与表面特性,可实现孔结构精准定向制备,具有绿色温和、成本低且无二次污染的优势。由于微生物活性易受环境影响,因此生物改性存在周期长,受温度、pH 等环境因素影响大的特点。

2.4. 组合改性

生物炭改性技术众多,单一的改性技术往往存在一些弊端和不足,制约了改性效果的提升。复合改性技术作为一种新兴策略,通过整合物理、化学和生物多种技术优势,可有效提高生物炭吸附性能,拓宽其在环境修复等领域的应用。以甘蔗糖蜜为前驱体,通过水热碳化耦合高温活化制备的碳酸钙/生物炭复合材料,在介孔数量、比表面积及孔容方面显著提升,展现出优异的吸附性能与循环稳定性(洗学权等, 2025) [25]。组合工艺可以克服许多单一工艺不足,可同步优化生物炭孔隙结构、表面活性与稳定性,是最具潜力的生物炭改性方法。

3. 改性生物炭对不同气态污染物的吸附性能

改性后生物炭孔隙结构与表面化学性质得到优化,对气态污染物的吸附能力得到提升。图 2 展示了改性生物炭对代表性气态污染物的主要吸附机理,表 2 列出了部分改性生物炭对气态污染物的吸附性能。

Table 2. Performance of modified biochar in adsorbing gaseous pollutants
表 2. 改性生物炭吸附气态污染物性能

目标 污染物	生物炭	改性前 比表面积	改性后 比表面积	吸附条件	改性前 吸附量 (mg/g)	改性后 吸附量 (mg/g)	文献
甲苯	小麦秸秆 生物炭	482.36	817.81	固定床吸附、30℃、 浓度400 mg/m ³ 、流量1 L/min	57.4	159.2	(吴凡等, 2025) [5]
对二甲苯	小麦秸秆 生物炭	482.36	817.81	固定床吸附、30℃、 浓度400 mg/m ³ 、流量1 L/min	80.6	204.1	(吴凡等, 2025) [5]
甲醛	稻壳 生物炭	289.22	458.718	固定床吸附、室温、 流量0.5 L/min	128.0	256.0	(Huynh et al., 2026) [26]
氯苯	柚子皮 生物炭	-	2331.19	固定床吸附、40℃、 浓度300 mg/m ³ 、 流量100 mL/min	-	572.5	(He et al., 2026) [27]
甲醛	椰壳炭	1376	1011	固定床吸附、40℃、 流量0.5 L/min	2.54	6.43	(丁佳蓉, 2025) [28]
苯	椰壳炭	1376	1011	固定床吸附、40℃、 流量0.5 L/min	13.41	14.51	(丁佳蓉, 2025) [28]
甲苯	椰壳炭	1376	1011	固定床吸附、40℃、 流量0.5 L/min	7.14	8.70	(丁佳蓉, 2025) [28]
二甲苯	椰壳炭	1376	1011	固定床吸附、40℃、 流量0.5 L/min	8.12	9.39	(丁佳蓉, 2025) [28]
丙酮	椰壳炭	1376	1011	固定床吸附、40℃、 流量0.5 L/min	4.69	6.66	(丁佳蓉, 2025) [28]
苯	椰壳炭	448.62	543.6	静态吸附、30℃	7.27	122.80	(李桥, 2016) [15]
甲苯	椰壳炭	448.62	543.6	静态吸附、30℃	7.98	236.36	(李桥, 2016) [15]
戊烷	酒糟 生物炭	1	331.0	固定床吸附、25℃、 流量25 mL/min	-	269.6	(Gutierrez-Martinez et al., 2025) [29]
己烷	酒糟 生物炭	1	331.0	固定床吸附、25℃、 流量25 mL/min	-	123.5	(Gutierrez-Martinez et al., 2025) [29]
苯	酒糟 生物炭	1	331.0	固定床吸附、25℃、 流量25 mL/min	-	81.2	(Gutierrez-Martinez et al., 2025) [29]
甲苯	酒糟 生物炭	1	331.0	固定床吸附、25℃、 流量25 mL/min	-	36.9	(Gutierrez-Martinez et al., 2025) [29]
甲苯	污泥-木屑 生物炭	-	1640.21	固定床吸附、20℃、 浓度400 mg/m ³ 、流量1 L/min	-	270.8	(任鹏锟等, 2025) [30]
对二甲苯	污泥-木屑 生物炭	-	1640.21	固定床吸附、20℃、 浓度400 mg/m ³ 、流量1 L/min	-	312.86	(任鹏锟等, 2025) [30]

续表

丙酮	小麦秸秆生物炭	-	985.363	静态吸附、25℃	33.64	461.68	(郭萧蒙, 2025) [31]
丙酮	小麦秸秆生物炭	-	985.363	固定床吸附、 流量100 mL/min	13.92	36.54	(郭萧蒙, 2025) [31]
甲苯	小麦秸秆生物炭	-	160.4	固定床吸附、 室温、100 mL/min	80.52	301.24	(Yu et al., 2025) [32]
苯	小麦秸秆生物炭	-	160.4	固定床吸附、 室温、100 mL/min	-	263.44	(Yu et al., 2025) [32]
甲醇	小麦秸秆生物炭	-	160.4	固定床吸附、 室温、100 mL/min	-	144.05	(Yu et al., 2025) [32]
乙酸乙酯	小麦秸秆生物炭	-	160.4	固定床吸附、 室温、100 mL/min	-	214.44	(Yu et al., 2025) [32]
甲苯	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	44.32	(Liang et al., 2025) [33]
苯	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	34.89	(Liang et al., 2025) [33]
丙酮	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	63.78	(Liang et al., 2025) [33]
乙醇	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	88.52	(Liang et al., 2025) [33]
氯仿	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	32.10	(Liang et al., 2025) [33]
乙酸乙酯	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	39.26	(Liang et al., 2025) [33]
环己烷	竹炭沸石复合材料	-	387.05	静态吸附、38℃	-	9.69	(Liang et al., 2025) [33]
SO ₂	稻草秸秆生物炭	3.69	249.03	浓度0.3%、25℃、 气体流速400 mL/min	40.2	288.6	(黄恋涵等, 2019) [34]
H ₂ S	棕榈壳生物炭	937	1000.62	固定床、30℃、 流速200 mL/min	61.14	356.94	(Nor et al., 2023) [11]
NH ₃	玉米芯生物炭	2.82	83.5	25℃、1 bar、流量50 mL/min、 浓度150 ppm	-	6.29	(吴庚桦, 2023) [35]
NH ₃	甘蔗渣生物炭	432.57	1160.77	25℃、1 bar、流量50 mL/min、 浓度150 ppm	-	5.78	(吴庚桦, 2023) [35]
NH ₃	稻草秸秆生物炭	-	739.63	流量100 mL/min、25℃ ± 2℃	-	60.32	(苏明雪, 李宁, 2025) [36]
NH ₃	柚皮生物炭	-	-	浓度1000 ppm、25℃、 流量300 mL/min	2.73	36.19	(王海林, 2021) [37]

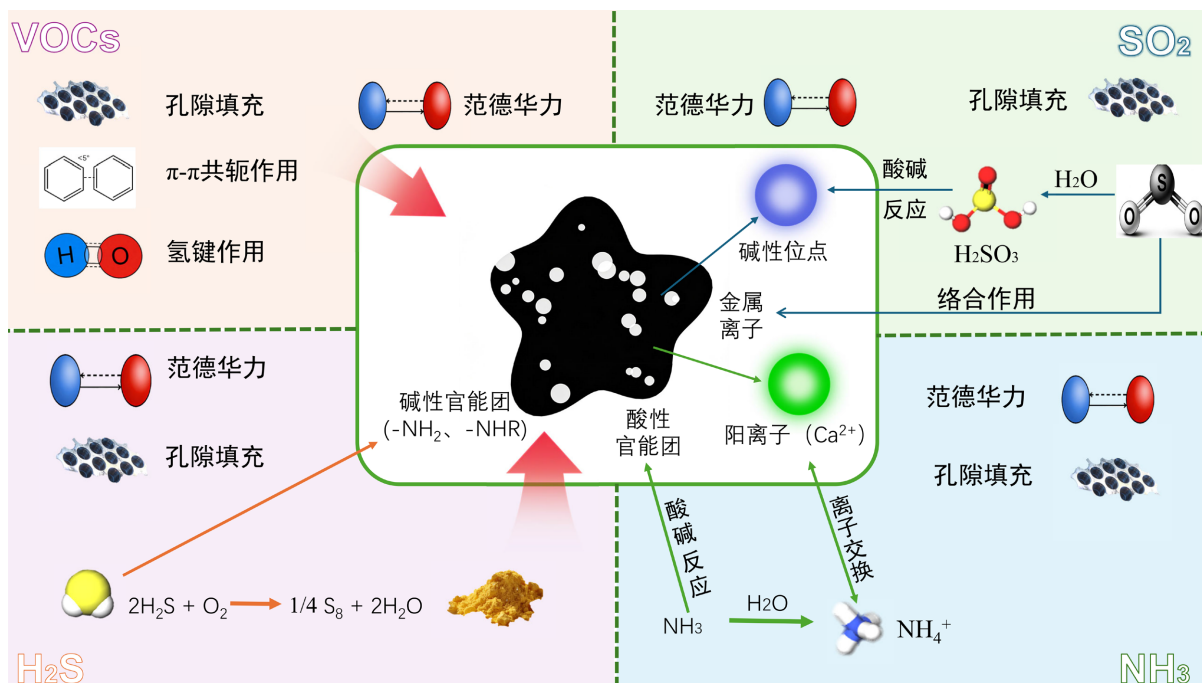


Figure 2. Main mechanisms of modified biochar for adsorbing gaseous pollutants
图 2. 改性生物炭吸附气态污染物主要作用机理

3.1. 改性生物炭吸附 VOCs

挥发性有机物(VOCs)是光化学烟雾与 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要前驱体, 部分具有毒性与致癌性, 严重威胁环境与人体健康(郭萧蒙, 2025) [31]。吸附法因高效、简便、低耗等优点, 成为主流 VOCs 治理技术(程龙生等, 2024) [38]。生物炭是极具潜力的 VOCs 吸附材料, 改性活化可显著提升生物炭比表面积、优化孔结构与官能团, 从而强化 VOCs 吸附性能(Zhang et al., 2017) [39]。

3.1.1. 化学改性生物炭吸附 VOCs

化学改性通过酸碱处理、表面接枝等手段定向调控生物炭结构与化学性质, 是提升其吸附 VOCs 性能的重要方法, 主要包括碱活化、酸氧化、有机官能团接枝、绿色化学改性及复合改性。碱活化(如 KOH)通过高温刻蚀造孔, 显著增加比表面积, 吴凡等(吴凡等, 2025) [5]制备的碱改性生物炭对甲苯等吸附容量提升 2.5 倍以上。酸氧化(如 HNO_3)引入含氧官能团, 有利于增强对极性 VOCs 的吸附能力, 丁佳蓉等(丁佳蓉, 2025) [28]的硝酸改性样品表面酸性官能团增加逾 60%。有机官能团接枝中, 苯甲酸接枝可强化芳香类 VOCs 吸附(吴凡等, 2025) [5]。胺基功能化(如 PEI 接枝)能通过氢键作用提升极性 VOCs 吸附性能, Huynh 等(Huynh et al., 2026) [26]的 PEI 接枝生物炭对甲醛吸附容量翻倍。绿色化学改性规避了高污染活化剂, He 等人(He et al., 2026) [27]的植酸钠- NaOH 联合改性样品对氯苯吸附容量达 572.5 mg/g ; 复合改性通过复合功能组分实现协同增效, 丁佳蓉等(丁佳蓉, 2025) [28]的复合材料对甲醛分配系数提升显著。

3.1.2. 物理改性生物炭吸附 VOCs

物理改性具有不引入外源化学试剂、环境友好、二次污染风险低等特点, 在生物炭改性领域具有独特优势(李桥, 2016) [15]。热活化是最为基础的物理改性方法, 其原理是借助高温热解来推动生物质中木质素、纤维素的分解以及碳骨架的重构, 同时去除挥发分和不稳定的含氧官能团, 进而形成发达的微孔

结构并增大比表面积。随着热解温度的升高,生物炭的芳香性增强、表面极性降低,对非极性 VOCs 吸附能力提高,研究显示(李桥, 2016) [15], 700℃热解的椰壳生物炭对苯、甲苯的吸附容量相较于 400℃热解的生物炭提升 68 倍和 130 倍。蒸汽活化则通过高温水蒸气与碳基质发生气化反应,选择性刻蚀碳骨架、打通闭塞孔道,在保留微孔优势的同时扩宽孔径分布,提升孔道可达性与传质效率(Zhang et al., 2017) [39]。Gutiérrez-Martínez 等(Gutiérrez-Martínez et al., 2025) [29]对龙舌兰酒糟生物炭进行蒸汽活化,改性后材料对烷烃及芳香烃的动态吸附容量显著提升,经 4 次吸附-脱附循环后吸附容量仅下降 8%,再生性能远优于商业活性炭。

3.1.3. 组合技术改性生物炭吸附 VOCs

单一改性技术难以同时优化生物炭孔隙结构与调控表面化学性质,组合技术通过耦合两种及以上物理/化学改性方法,利用协同效应突破单一改性局限,显著提升 VOCs 吸附性能与选择性,成为当前研究热点。多原料共热解-活化耦合利用不同生物质组分热解差异实现协同增效,任鹏锷等(任鹏锷等, 2025) [30]耦合市政污泥与木屑共热解及 KOH 球磨活化,所制材料对甲苯等吸附容量较商业活性炭有所提高,达 270.80 mg/g;富氮原料与外源氮源共热解耦合碱活化,可实现氮原子原位掺杂(李津津等, 2025) [40],增强潮湿环境下芳香烃选择性吸附(Zhu et al., 2017) [41]。物理场辅助-金属负载耦合借助外场强化金属氧化物分散与锚定,Yu 等(Yu et al., 2025) [32]用闪速焦耳加热耦合 CeO₂ 浸渍负载,实现物理吸附与化学氧化协同,吸附性能优于传统样品。界面组装-后处理耦合从分子层面设计异质界面,Liang 等(Liang et al., 2025) [33]通过空气预氧化、静电自组装及高温蒸汽后处理,制备的生物炭-沸石复合材料对极性与非极性 VOCs 均有高效吸附能力,较单一组分吸附剂提升 1.5~4.6 倍。

3.2. 改性生物炭吸附二氧化硫

SO₂ 是典型酸性气态污染物,主要源于化石燃料燃烧和工业冶炼,不仅会形成酸雨腐蚀建筑与农作物,还会危害人体呼吸系统。原始生物炭对 SO₂ 主要依赖物理吸附,吸附容量较低,改性处理可显著提升其吸附性能。常用的改性方法主要有酰氯、胺基、氧化改性等,不同方法对生物炭结构及 SO₂ 吸附性能影响差异显著。

酰氯改性通过酰氯试剂与生物炭表面官能团反应,引入酰氯基团并优化孔隙结构。陈佳利等(陈佳利, 2021) [42]以甘蔗为原料,用甲酰氯改性生物炭,使其比表面积从 253 m²/g 最大提升至 366 m²/g (碳化温度 400℃);平均孔径可增长至 9.78 nm (600℃);对 SO₂ 吸附量从 21.58 mg/g 可增至 28.06 mg/g (450℃),增幅达 1.3 倍,这主要得益于比表面积扩大和表面亲电基团引入的协同作用。胺基改性通过接枝胺基官能团,利用酸碱中和与氢键作用强化吸附。黄恋涵等(黄恋涵等, 2019) [34]用胺基试剂改性稻草秸秆生物炭,比表面积从 3.69 m²/g 增至 249.03 m²/g,SO₂ 吸附量提升至 288.6 mg/g,胺基与 SO₂ 的化学反应及孔隙激活实现物理与化学吸附协同增效。氧化热处理通过高温或化学氧化增加表面含氧官能团,优化孔隙结构。综上,改性生物炭吸附性能提升主要依赖两方面:一是孔隙结构优化提供更多物理吸附位点,二是表面活性官能团增强与 SO₂ 的化学作用,二者协同提升吸附容量与稳定性(武传朋等, 2022) [43]。

3.3. 改性生物炭吸附硫化氢

H₂S 是一种剧毒酸性气态污染物,具有臭鸡蛋气味,广泛存在于天然气开采、石油炼制等多个行业,其排放不仅污染环境,还会腐蚀设备、危害人体安全。原始生物炭对 H₂S 吸附容量低、稳定性差,通过金属负载、物理活化等改性方法可有效改善其吸附性能,其中以金属负载改性为主,物理活化改性也应用广泛。

将金属或金属化合物负载到生物炭表面,一方面生物炭可利用金属活性位点与 H₂S 发生化学反应,

另一方面负载的金属也起到调控生物炭孔隙结构的作用,因此金属负载生物炭可通过以上两种方式实现对 H_2S 的高效吸附。崔帅博(崔帅博, 2022) [44]以稻秆为原料,研究了铜负载生物炭吸附 H_2S ,发现负载后生物炭比表面积有所降低,平均孔径也有所减小,但对 H_2S 的吸附量却高达 1191.149 mg/g 。研究表明,尽管过高的煅烧温度会破坏碳层排列,造成生物炭孔隙结构坍塌,但金属元素的负载却增加了生物炭对 H_2S 的化学吸附能力。除金属负载外,物理与化学活化也能提升生物炭对 H_2S 的吸附能力。马靖元(马靖元, 2021) [45]采用物理活化与化学改性结合的方法处理玉米秸秆生物炭,使其比表面积增至 $201.05 \text{ m}^2/\text{g}$,孔隙体积提升了 3 倍,达到 $0.1355 \text{ cm}^3/\text{g}$ 。对 H_2S 吸附容量达到 15.31 mg/g ,是改性前生物炭的 2.63 倍。此外,阮昊天(阮昊天, 2017) [46]通过 CO_2 和水蒸气活化有效提升了烟秆生物炭对 H_2S 的吸附能力,经 CO_2 活化后生物炭比表面积增至 $699.53 \text{ m}^2/\text{g}$,吸附能力提升至 184.68 mg/g ;经水蒸气活化的生物炭比表面积可达 $606.64 \text{ m}^2/\text{g}$,吸附量达 98.32 mg/g 。改性生物炭除对 H_2S 具有良好的吸附能力外,还可同步脱除 COS 和 CS_2 ,具备多功能吸附优势。

综上,改性生物炭对 H_2S 的吸附依赖物理与化学吸附协同作用,物理吸附取决于比表面积和孔径结构,化学吸附则依赖改性引入的金属等活性组分。适宜的孔径分布可促进 H_2S 分子扩散,提升生物炭对 H_2S 的吸附性能(徐期勇等, 2021) [47]。

3.4. 改性生物炭吸附氨气

NH_3 是典型碱性气态污染物,主要来源于农业养殖、化肥生产等过程,其排放会导致土壤酸化、水体富营养化,还会生成二次气溶胶危害人体健康。原始生物炭对 NH_3 主要依赖物理吸附和酸碱中和作用,吸附容量有限,通过金属改性、磷酸浸渍、温度调控等方法可显著提升其吸附性能。

生物炭通过负载镍、镁、铝等金属化合物,可引入活性位点并优化其孔隙结构,借助化学和物理吸附的双提升增强对 NH_3 的吸附性能。高超(高超, 2022) [13]研究发现,镍改性可使多孔材料(生物炭衍生材料)比表面积从 $914.19 \text{ m}^2/\text{g}$ 提升至 $1112.54 \text{ m}^2/\text{g}$, NH_3 吸附量从 47 mg/g 增至 118.60 mg/g ,增加了 1.52 倍。吴庚桦(吴庚桦, 2023) [35]考察了 MOF 负载玉米芯生物炭对 NH_3 的吸附性能,发现 MOF-5 负载量为 0.6 时,该吸附剂对 NH_3 的吸附量达 6.88 mmol/g ,经 6 次循环实验后对 NH_3 的吸附量仍能达到初始吸附量的 50%,表明该材料具备工程应用潜力。

磷酸浸渍改性通过引入磷酸基团、优化孔隙结构,利用酸碱中和反应能够有效强化吸附性能。郭嘉等(郭嘉等, 2007) [48]采用磷酸浸渍制备了改性生物炭,该吸附材料对 NH_3 的吸附量高达 125.6 mg/g 。此外,研究表明改性温度是影响生物炭结构和吸附 NH_3 性能的关键因素,苏明雪等(苏明雪, 李宁, 2025) [36]考察了 NaOH 改性稻草秸秆生物炭吸附 NH_3 的性能,发现随时改性温度由 350°C 升高到 750°C ,生物炭的孔隙结构不断优化,比表面积由 $24.97 \text{ m}^2/\text{g}$ 增大至 $739.63 \text{ m}^2/\text{g}$,孔体积由 $0.0574 \text{ cm}^3/\text{g}$ 提升至 $0.5148 \text{ cm}^3/\text{g}$,对 NH_3 的吸附量也随之增加,最高达 60.32 mg/g 。

4. 脱附再生技术

吸附气态污染物后的脱附再生是实现吸附剂循环利用、降低应用成本的核心环节,再生性能接决定吸附剂的工程化应用前景(Zhang et al., 2024) [49]。目前主流再生技术可分为热再生、化学再生、生物再生、微波再生等类型,各技术的再生效率、能耗与适用场景差异显著。热再生通过热风、惰性气体加热实现污染物脱附,操作简便、再生彻底,是目前应用最广的方法,但高温易导致生物炭孔结构坍塌、表面活性位点流失,长期循环会降低吸附性能;化学再生利用酸碱溶液、有机溶剂等洗脱吸附质,再生条件温和,对生物炭结构损伤小,却易引入化学试剂造成二次污染,且洗脱液需额外处理。生物再生利用微生物降解吸附的污染物,绿色无二次污染、运行成本低,仅适用于可生物降解的 VOCs 类污染物,且

再生周期长、受环境因素影响大。微波再生依托微波热效应实现快速脱附，加热均匀、再生效率高、耗时短，还能同步修复生物炭孔结构，但其设备成本较高，适配小规模精准再生场景。实际应用中，单一再生技术难以兼顾效率与成本，复合再生技术可实现优势互补，具有更好的应用潜力。

5. 结论

本文围绕改性生物炭吸附典型气态污染物展开文献研究，发现原生生物炭因表面活性位点不足、孔隙结构不完善，对 VOCs、SO₂、H₂S、NH₃ 等气态污染物的吸附容量有限。物理、化学、生物及组合改性可通过调控生物炭的比表面积、孔径分布及表面官能团，显著提升其吸附性能与稳定性。不同改性方法作用机制存在差异，物理改性侧重于优化孔隙结构提升物理吸附能力，化学改性除改善孔结构外还能增强与污染物的化学作用，生物改性绿色温和，组合改性可实现吸附性能协同增效。改性生物炭对四种污染物的吸附均遵循“孔隙优化 + 活性位点增加”的协同机制，二者共同决定吸附效果。当前研究仍存在改性成本较高、吸附机理研究不深入、再生性能欠佳、缺乏标准化工艺等不足，未来需聚焦绿色低碳低成本改性方法开发、吸附机理解析、产业化应用等开展研究，推动改性生物炭在大气污染治理中的产业化发展。

基金项目

江苏省大学生创新创业训练计划项目(XCX2025374)。

参考文献

- [1] Li, Y., Zhang, H.X., Tao, B., Zhang, J.Z. and Li, J.Z. (2023) Adsorption and Adsorption-Photocatalytic Degradation of VOCs Based on Carbon Materials. *China Petroleum Processing & Petrochemical Technology*, **25**, 1-11. (In Chinese)
- [2] 徐曼, 刁刘丽. 新型大气污染治理技术在环境保护工程中的应用研究[J]. 皮革制作与环保科技, 2025, 6(8): 130-132.
- [3] Wu, P., Wang, Y. and Liu, Y. (2024) Recent Advances in Heteroatom-Doped Porous Carbon for Adsorption of Gaseous Pollutants. *Chemical Engineering Journal*, **491**, Article ID: 152142. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.152142>
- [4] Chen, Y., Zhang, X., Chen, W., Yang, H. and Chen, H. (2017) The Structure Evolution of Biochar from Biomass Pyrolysis and Its Correlation with Gas Pollutant Adsorption Performance. *Bioresource Technology*, **246**, 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.138>
- [5] 吴凡, 郝晓霞, 张明美, 等. KOH-苯甲酸改性生物炭吸附芳香类 VOCs 的研究[J]. 现代化工, 2026, 46(3): 175-179+184.
- [6] Shao, J., Zhang, J., Zhang, X., Feng, Y., Zhang, H., Zhang, S., *et al.* (2018) Enhance SO₂ Adsorption Performance of Biochar Modified by CO₂ Activation and Amine Impregnation. *Fuel*, **224**, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.03.064>
- [7] Ogungbenro, A.E., Quang, D.V., Al-Ali, K.A., Vega, L.F. and Abu-Zahra, M.R.M. (2018) Physical Synthesis and Characterization of Activated Carbon from Date Seeds for CO₂ Capture. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**, 4245-4252. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.030>
- [8] Cao, C., Li, R., Dai, H., Zhao, Y., Sun, L., Zhuang, X., *et al.* (2025) Anaerobic Digestion Enhances the Comprehensive Utilization of Shaddock Peel: Methane Production, Biochar Preparation, and CO₂ Capture. *Water, Air, & Soil Pollution*, **236**, Article No. 540. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08169-7>
- [9] Setiawan, H., Sakamoto, M., Fujisaki, T., Lyth, S.M. and Shiratori, Y. (2022) Development of a Sustainable Nitrogen-Doped Biochar Desulfurizer for Solid Oxide Fuel Cell Systems. *Biomass and Bioenergy*, **167**, Article ID: 106631. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106631>
- [10] Zhao, Y. and Liu, Y. (2022) Preparation of Hydrogen Sulfide Adsorbent Derived from Spent Fenton-Like Reagent Modified Biochar and Its Removal Characteristics for Hydrogen Sulfide. *Fuel Processing Technology*, **238**, Article ID: 107495. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2022.107495>
- [11] Nor, N.M., Chung, L.L. and Mohamed, A.R. (2022) Development of Microwave-Assisted Nitrogen-Modified Activated Carbon for Efficient Biogas Desulfurization: A Practical Approach. *Environmental Science and Pollution Research*, **30**, 17129-17148. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20627-x>

- [12] Guo, J., Luo, Y., Lua, A.C., Chi, R., Chen, Y., Bao, X., *et al.* (2007) Adsorption of Hydrogen Sulphide (H₂S) by Activated Carbons Derived from Oil-Palm Shell. *Carbon*, **45**, 330-336. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2006.09.016>
- [13] 高超. 镍改性多孔材料对氨气的吸附机理及应用研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2022.
- [14] 刘明辉, 唐子君, 饶梓凌, 等. 高性能甘蔗基生物炭制备及其对 H₂S 和 NH₃ 吸附[J]. 南昌大学学报(理科版), 2023, 47(4): 374-382.
- [15] 李桥. 生物炭紫外改性及对 VOCs 气体吸附性能与机理研究[D]: [博士学位论文]. 重庆: 重庆大学, 2016.
- [16] Zhang, L., Cui, L., Wang, Z. and Dong, Y. (2016) Modification of Activated Carbon Using Microwave Radiation and Its Effects on the Adsorption of SO₂. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, **49**, 52-59. <https://doi.org/10.1252/jcej.14we081>
- [17] 李立清, 梁鑫, 姚小龙, 等. 微波改性对活性炭及其甲醇吸附的影响[J]. 湖南大学学报(自然科学版), 2014, 41(7): 78-83.
- [18] Ning, P., Liu, S., Wang, C., Li, K., Sun, X., Tang, L., *et al.* (2018) Adsorption-Oxidation of Hydrogen Sulfide on Fe/Walnut-Shell Activated Carbon Surface Modified by NH₃-Plasma. *Journal of Environmental Sciences*, **64**, 216-226. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.06.017>
- [19] Taskin, M.B., Özbek, S., Demirhan, E. and Özbek, B. (2016) BSA Adsorption onto Commercial Activated Carbon Modified by Microwave Assisted Chemical Activation. *Bulgarian Chemical Communications*, **48**, 261-268.
- [20] 刘璐, 胡宇琴, 刘钰铃, 等. 钠盐改性的 N 掺杂多孔碳的制备及其电容性能[J]. 武汉工程大学学报, 2023, 45(6): 647-654.
- [21] Pi, X., Qu, Z., Sun, F., Zhang, Z. and Gao, J. (2021) Catalytic Activation Preparation of Nitrogen-Doped Hierarchical Porous Bio-Char for Efficient Adsorption of Dichloromethane and Toluene. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **156**, Article ID: 105150. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105150>
- [22] Rizwan, M., Lin, Q., Chen, X., Li, Y., Li, G., Zhao, X., *et al.* (2020) Synthesis, Characterization and Application of Magnetic and Acid Modified Biochars Following Alkaline Pretreatment of Rice and Cotton Straws. *Science of the Total Environment*, **714**, Article ID: 136532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136532>
- [23] Wang, Y., Zhu, W., Zhao, G., Ye, G., Jiao, Y., Wang, X., *et al.* (2023) Precise Preparation of Biomass-Based Porous Carbon with Pore Structure-Dependent VOCs Adsorption/Desorption Performance by Bacterial Pretreatment and Its Forming Process. *Environmental Pollution*, **322**, Article ID: 121134. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121134>
- [24] Pan, Z., Qi, G., Zhang, X., Dai, H., Xiang, W., Zhao, Y., *et al.* (2025) Biological Pretreatment through Anaerobic Digestion for Micro-Mesoporous Biochar Production: Characterization and Environmental Remediation Application. *Biore-source Technology Reports*, **29**, Article ID: 102062. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102062>
- [25] 洗学权, 杜芳黎, 龙思宇, 等. 碳酸钙-糖蜜生物炭复合材料的制备及其对 Pb²⁺ 的吸附性能[J]. 农业工程学报, 2025, 41(24): 265-276.
- [26] Huynh, T.L., Dao, B.T.T., Le, M.T., Doan, K.A.T., Nguyen, T.D., Le, H.N., *et al.* (2026) Polyethyleneimine-Modified Activated Biochar Derived from Rice Husk Ash: Material Development and Preliminary Formaldehyde Adsorption Study. *Carbon Research*, **5**, Article No. 5. <https://doi.org/10.1007/s44246-025-00244-2>
- [27] He, D., Wang, J., Deng, W., Xiong, J., Lu, M., Tu, X., *et al.* (2026) Green Preparation of Shell-Based Biochar and Its Adsorption of Multi-Component Chlorinated Volatile Organic Compounds. *RSC Advances*, **16**, 2462-2474. <https://doi.org/10.1039/d5ra07060k>
- [28] 丁佳蓉. 微米壳聚糖-活性炭复合刨花板的甲醛及 VOCs 散发特性研究[D]: [硕士学位论文]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2025.
- [29] Gutierrez-Martinez, J., Flores-Chaparro, C.E. and Rangel-Mendez, J.R. (2025) Superior Dynamic Adsorption-Desorption of a Valorized Lignocellulosic Waste Composite Enhanced with Carbon Nanofibers for Gasoline Emissions Control: Regenerative Fixed Bed and Modeling. *Environmental Science and Pollution Research*, **32**, 26821-26839. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-37118-4>
- [30] 任鹏锟, 仲兆平, 张小霓, 等. 污泥-木屑基活性炭的制备及其对苯系 VOCs 的吸附性能[J]. 化工进展, 2025, 44(6): 3031-3040.
- [31] 郭萧蒙. 农林生物质炭的制备及其对 CO₂ 和 VOCs 吸附性能研究[D]: [硕士学位论文]. 石家庄: 河北科技大学, 2025.
- [32] Yu, L., Pan, K., Tang, Y., Xu, W., Chen, J., Fang, R., *et al.* (2025) Preparation of CeO₂/Biochar Composites by Flash Joule Heating and the Research on Its Efficient Removal Performance of VOCs. *Chemical Engineering Journal*, **521**, Article ID: 166572. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.166572>
- [33] Liang, D., Chang, Y., Zhang, P., Liu, Y., Luo, C., Zhang, Z., *et al.* (2025) Construction of Biochar-Zeolite Composite for Enhanced VOCs Adsorption: Interfacial Reinforcement and Steam-Driven Synergistic Regulation of Pore Formation

- and Dealumination. *Journal of Cleaner Production*, **524**, Article ID: 146481. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.146481>
- [34] 黄恋涵, 夏维清, 陈佳丽, 等. 胺基稻草秸秆生物炭对 SO₂ 气体吸附研究[C]//《环境工程》编委会, 工业建筑杂志社有限公司. 《环境工程》2019 年全国学术年会论文集. 北京: 工业建筑杂志社有限公司, 2019: 230-233+250.
- [35] 吴庚桦. 金属化合物改性生物质炭基复合材料的制备及其 NH₃ 吸附性能和机理研究[D]: [硕士学位论文]. 成都: 四川大学, 2023.
- [36] 苏明雪, 李宁. 热解及改性温度对生物炭吸附氨气性能的影响[J]. 中国水泥, 2025(12): 19-23.
- [37] 王海林. 改性柚皮基生物炭对氨气的吸附性能及其机理研究[D]: [硕士学位论文]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- [38] 程龙生, 陈蓉, 欧继光, 等. 生物质炭的制备、改性以及在挥发性有机物吸附方面的应用[J]. 化学通报, 2024, 87(1): 56-66+35.
- [39] Zhang, X., Gao, B., Creamer, A.E., Cao, C. and Li, Y. (2017) Adsorption of VOCs onto Engineered Carbon Materials: A Review. *Journal of Hazardous Materials*, **338**, 102-123. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.013>
- [40] 李津津, 杨孟依, 岑珂慧, 等. 氮掺杂生物炭制备及其脱除 VOCs/H₂S 的研究进展[J]. 林产化学与工业, 2025, 45(5): 127-138.
- [41] Zhu, M.P., Zhou, K.B., Sun, X.D., Zhao, Z.X., Tong, Z.F. and Zhao, Z.X. (2017) Hydrophobic N-Doped Porous Biocarbon from Dopamine for High Selective Adsorption of p-Xylene under Humid Conditions. *Chemical Engineering Journal*, **317**, 660-672. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.114>
- [42] 陈佳利. 甲酰氯甘蔗基生物炭吸附二氧化硫性能研究[J]. 湖南有色金属, 2021, 37(2): 60-63.
- [43] 武传朋, 李传坤, 杨哲, 等. 固体吸附材料脱除 SO₂ 研究进展[J]. 化工进展, 2022, 41(7): 3840-3854.
- [44] 崔帅博. 秸秆生物炭及其负载铜基吸附剂脱除气态硫化氢的研究[D]: [硕士学位论文]. 镇江: 江苏大学, 2022.
- [45] 马靖元. 农作废物生物炭基材料的制备及对 H₂S 吸附研究[D]: [硕士学位论文]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- [46] 阮昊天. 烟杆基生物炭载体催化剂同时脱除 H₂S、COS 和 CS₂ 的研究[D]: [硕士学位论文]. 昆明: 昆明理工大学, 2017.
- [47] 徐期勇, 梁铭坤, 许文君, 等. 生物炭吸附硫化氢机制与影响因素研究进展[J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5086-5099.
- [48] 郭嘉, 向守信, 桂本, 等. 磷酸浸渍法制备生物质活性炭吸附氨气[J]. 化学工程师, 2007(6): 1-4+19.
- [49] Zhang, X., Xu, H., Xiang, W., You, X., Dai, H. and Gao, B. (2024) Lignin-Impregnated Biochar Assisted with Microwave Irradiation for CO₂ Capture: Adsorption Performance and Mechanism. *Biochar*, **6**, Article No. 22. <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00310-9>