

doi: 10.19388/j.zgdzdc.2024.03.07

引用格式: 韩政, 张佳瑶, 马孟科, 等. 河床底泥对氨氮的吸附特性——以卫河新乡段为例[J]. 中国地质调查, 2024, 11(3): 51–58. (Han Z, Zhang J Y, Ma M K, et al. Study on the adsorption characteristics of ammonia nitrogen by the riverbed sediment: Taking Xinxiang section of Wei River as an example[J]. Geological Survey of China, 2024, 11(3): 51–58.)

河床底泥对氨氮的吸附特性

——以卫河新乡段为例

韩政¹, 张佳瑶^{1*}, 马孟科¹, 高天琦¹, 鱼丽源²

(1. 河南省地质局地质灾害防治中心, 河南 郑州 450003; 2. 中国水利水电科学研究院, 北京 100038)

摘要: 为研究卫河流域河流-地下水系统中污染物迁移转化, 采用静态吸附实验探究卫河底泥对水体中特征污染物的吸附特性。采集卫河新乡段河床沉积物样品作为土壤介质, 模拟河流渗滤系统对特征污染物氨氮的吸附作用, 得出特征污染物各组分的吸附动力学特征和热力学特征, 并探讨温度、pH值等因素对研究区河床底泥吸附氨氮污染物的影响。研究表明: 在[0, 10] mg/L 浓度范围内, 研究区河床底泥释放氨氮污染物, 呈现解吸特性; 在[10, 50] mg/L 浓度范围内, 研究区河床底泥则呈现吸附特性; 在[0, 60] min 振荡时间内, 随时间的增加, 研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附量逐渐上升, 60 min 后基本达到平衡; 通过对氨氮吸附热力学和吸附动力学研究发现, 研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附更符合 Freundlich 吸附模型及一级动力学模型; pH值在[2, 8] 范围内, 随着 pH 值的增大, 研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附量增加; 研究区河床底泥对氨氮污染物的最大吸附容量随温度的升高而减小。研究成果可为研究区河道黑臭水体的治理提供技术支撑, 同时为高效控制卫河黑臭河道内源氮的释放提供技术参考。

关键词: 河床底泥; 氨氮污染物; 吸附热力学; 吸附动力学; pH 值; 温度

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 2095–8706(2024)03–0051–08

0 引言

卫河是海河流域在河南省境内最大的河流。随着近年来经济的快速发展, 卫河已成为沿线城市主要的废水排污河^[1]。从水文地质单元、含水层岩性、地下水埋深、水文地质循环等特征来看, 卫河新乡段在整个卫河流域具有一定的代表性^[2]。据调查, 卫河新乡段有卫河和共产主义渠两条主要河流, 水质常年为劣 V 类水标准, 从而导致河道出现常年性或季节性的黑臭现象, 严重影响了城市形象、生态环境和市民身心健康^[3]。其中, 水体内较高浓度的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 污染物在氧化分解过程中耗氧速率大于复氧速率, 导致水体溶解氧浓度降低, 水

体转化成缺氧或厌氧状态, 是河水局部发黑发臭的主要原因^[4]。根据河南省生态环境厅 2016 年和 2022 年《河南省生态环境状况公报》^[5–6] 可以看出, 随着近些年研究区内河道治理工作的开展, 卫河整体水质级别从 2016 年的重度污染状况转变为 2022 年的轻度污染, 卫河水质状况向好转变, 但根据本研究前期调查显示, 新乡市区西北卫河与共产主义渠交汇河段河道仍存在乌黑发臭, 两侧土壤发黑现象, 表明该地仍存在污染。而对黑臭河道的治理主要集中于解决氨氮超标问题^[7]。

河道中的氨氮污染物来源可分为外源和内源, 外源主要来自农药、化肥、工业废水、生活污水等人类活动排放, 内源主要来自沉积底泥中的含氮物质释放。目前, 由于人们外界排污源头的控制, 致使

收稿日期: 2023–11–02; 修订日期: 2024–01–04。

基金项目: 河南省自然资源厅科技攻关项目“卫河流域水土生态系统中污染物迁移转化机理与修复模式研究(编号: 2022–豫自然资函[2021]157号–8)”资助。

第一作者简介: 韩政(1981—), 高级工程师, 主要从事水文地质与工程地质方面的研究工作。Email: 617124658@qq.com。

通信作者简介: 张佳瑶(1993—), 工程师, 主要从事水文地质与工程地质方面的研究工作。Email: 2419682961@qq.com。

河道中外部输入的氨氮已相对减少^[8-9],而河床底泥对氨氮污染物的吸附解吸过程是生物地球化学中内部氮循环的重要环节^[10],当外界环境变化时,河道内氨氮污染物的主要来源为河床底泥向水体释放的氮,则内源氮成为河道氮污染的主要因素^[11-12]。因此,对于河床底泥对氨氮污染物吸附去除能力的探究,是目前河流水体中氨氮污染物净化的关键步骤。为此,本研究以卫河新乡段河床底泥为研究对象,从河底底泥对氨氮污染物的吸附特性来探究河床底泥释放内源氮的行为,总结出氨氮污染物在河床底泥中的迁移转化规律,这对预防水体黑臭现象发生,强化卫河河道的深度净化是至关重要的。

1 研究区概况

卫河新乡段地处太行山前冲洪积平原与黄河冲积平原区,地势平坦,地表岩性多为粉土、粉质黏土及粉砂,易于接受大气降水。地下水含水介质为粗细相间的细砂、粉细砂和粉土、粉质黏土,含砂比例一般为 20%,现状地下水位埋深为 2~12 m。研究区地下水流向基本与地形倾斜一致,为西北向东南,卫河与共产主义渠在新乡市区西北部交汇,地下水污染物易于积累并沿地下水流向扩散(图 1)。

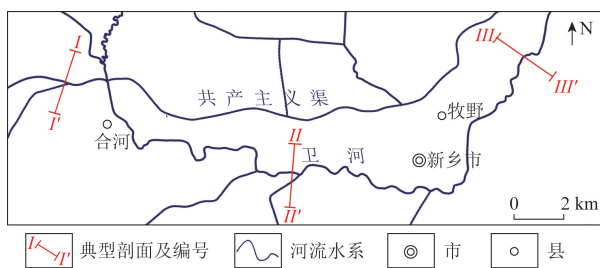


图 1 研究区范围及剖面位置

Fig. 1 Location of the study area and the profile

2 材料与方法

2.1 样品的采集与处理

实验用土为柱状采样器采集研究区某黑臭河道河床表层 10~20 cm 的新鲜底泥,每个取样点取约 10 kg,如图 1 所示,分别选取 3 个剖面(剖面 I-I'、剖面 II-II'、剖面 III-III')进行取样,底泥采集回来后自然风干,去除碎石、草根等杂物,用破碎机打碎土样,后用 1~2 mm 孔径尼龙筛筛分,并将土

样混合均匀。混匀后的土壤再次充分风干装入自封袋备用。

2.2 实验方法

2.2.1 河床底泥氨氮吸附热力学实验

称取 10 g 为一份的若干份风干供试土样,放于 250 mL 锥形瓶内,分别加入 200 mL 不同浓度氨氮标准液(0 mg/L、2 mg/L、4 mg/L、5 mg/L、10 mg/L、20 mg/L、30 mg/L、40 mg/L、50 mg/L、60 mg/L、70 mg/L、80 mg/L、90 mg/L、100 mg/L),混匀,盖紧瓶塞,室温下(约 25 °C)于 240 r/min 振荡器上振荡 180 min,静置,取上清液于离心机上 4 000 r/min 进行离心分离 15 min,另外设定 1 组空白样品,空白样 0: 不加土样,放入各浓度氨氮标准工作液。当混合溶液充分分离后,采用《HJ 535—2009 水质氨氮的测定·纳氏试剂分光光度法》^[13]测定上层离心液氨氮浓度值。

2.2.2 河床底泥氨氮吸附动力学实验

为确定吸附达到平衡所用时间,称取 10 g 风干后的供试土样,放入 250 mL 锥形瓶中,并加入 200 mL 配制好的 10 mg/L 的 NH_4Cl 标准工作液,混匀。另外设定 2 组空白样品,空白样 0: 不加土样,放入 200 mL 氨氮标准工作液;空白样 1: 将标准工作液换成蒸馏水。将上述锥形瓶在 25 °C 下置于振荡器内以 240 r/min 进行振荡,时间分别为 3 min、5 min、7 min、10 min、20 min、30 min、40 min、60 min、70 min、90 min、120 min、180 min。达到设定的振荡时间后立即取样离心,在 4000 r/min 的转速下离心 15 min。当混合溶液充分分离后,测得上层离心液氨氮浓度值,计算土样不同振荡时间下对氨氮的吸附量,记录数据,绘制时间-氨氮吸附量曲线。

2.2.3 不同 pH 值条件下河床底泥氨氮吸附特性

pH 值是决定表层沉积物吸附特征的关键因子^[14],为研究 pH 值对氨氮吸附量的影响,用氨氮的标准储备液配制 50 mL 初始浓度为 10 mg/L 的背景电解质溶液 7 份,用 0.100 mol/L 的 NaOH 溶液和 0.100 mol/L 的 HCl 溶液将各背景电解质溶液的 pH 值分别调至为 2、3、4、5、6、7、8。取 1 g 风干土样置于 100 mL 锥形瓶内,加入 20 mL 不同 pH 值的氨氮溶液,封口,在振荡器上以 240 r/min 的速度在 (25 ± 0.5) °C 条件下振荡 180 min,静置取上清液离心,当混合溶液充分分离后,取上层离心液测各锥形瓶中氨氮值,另外设定一组空白样

品,空白样0:取不同pH值的 NH_4^+ 背景电解质溶液20 mL放于100mL锥形瓶中,不加土样,振荡离心,测定氨氮值;计算土样不同振荡时间下对氨氮的吸附量,记录数据,绘制pH值-氨氮吸附量曲线。

2.2.4 不同温度条件下河床底泥氨氮吸附特性

用氨氮的标准储备液配制50 mL初始浓度为10 mg/L的背景电解质溶液3份,取1 g风干土样置于50 mL锥形瓶内,加入20 mL浓度为10 mg/L的氨氮溶液,封口,在振荡器上以240 r/min速度振荡180 min,分别控制恒温振荡器的温度为 $(25 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ 、 $(30 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ 、 $(45 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ 。静置取上清液离心,当混合溶液充分分离后,取上层离心液测氨氮值,另外设定一组空白样品,空白样0:取3份 NH_4^+ 背景电解质溶液20 mL放于100 mL锥形瓶中,不加土样,置于相同温度中振荡离心,取上层离心液测定氨氮值,计算土样不同温度下对氨氮的吸附量,记录数据,绘制温度-氨氮吸附量曲线。

3 实验结果与讨论

3.1 河床底泥对氨氮的吸附热力学

调整3个剖面底泥中 NH_4Cl 溶液浓度,分别设定氨氮标准液浓度为0 mg/L、2 mg/L、4 mg/L、5 mg/L、10 mg/L、20 mg/L、30 mg/L、40 mg/L、50 mg/L、60 mg/L、70 mg/L、80 mg/L、90 mg/L、100 mg/L,得出不同浓度下底泥对氨氮污染物的吸附量,确定达到最大吸附量时对应的氨氮污染物初始浓度(图2)。

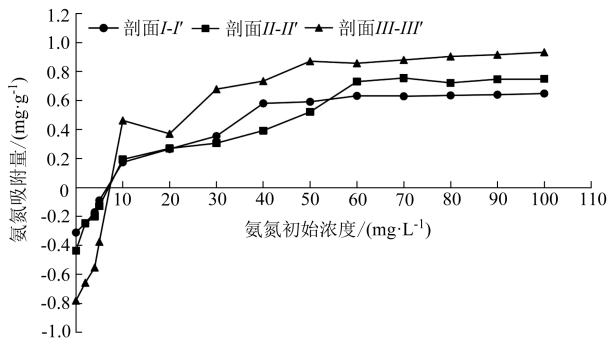


图2 研究区不同剖面河床底泥对氨氮的热力学吸附特性
Fig.2 Thermodynamic adsorption characteristics of ammonia nitrogen by riverbed sediments in different sections of the study area

由图2可以看出,随着加入的 NH_4Cl 溶液浓度等梯度升高,3个剖面河床底泥对氨氮污染物的吸附量整体上升,这表明研究区河床底泥具有较强的氨氮污染物吸附潜力,这可能与研究区河床底泥中含有较多的阳离子交换量有关^[15],随着研究区河床底泥中氨氮污染物浓度的增加,吸附量增加,当阳离子交换量达到饱和状态,吸附量将不再增加。整体来看,研究区河床剖面III-III'、研究区河床剖面I-I'和研究区河床剖面II-II'的解吸和吸附能力更强,其中,在 $[0,10)$ mg/L的浓度范围内,3个研究区河床剖面底泥基本是在向水体中释放氨氮,所以这个浓度范围主要表现为解吸过程;而在 $[10,50)$ mg/L的中高浓度区,氨氮污染物吸附量在逐渐增加,研究区河床底泥对溶液中的氨氮呈现吸附过程,且吸附量在逐渐增加;在 $[50,100]$ mg/L的高浓度区域,研究区河床底泥对溶液中的氨氮吸附量不再增加,达到吸附平衡,该结果与王娟等^[10]、Wim等^[16]关于沉积物对氨氮的吸附特性研究基本一致。

另外,采用Langmuir和Freundlich吸附等温模型分别对实验数据进行拟合。Langmuir模型方程^[17]为

$$Q = (kQ_e C)/(1 + kC) \quad (1)$$

式中: Q 为氨氮吸附量,mg/g; C 为平衡液浓度,mg/L; k 为吸附强度因子,无量纲; Q_e 为氨氮最大吸附量,mg/g。

利用origin软件求得 Q_e 、 k 及 R^2 值(图3,表3)。

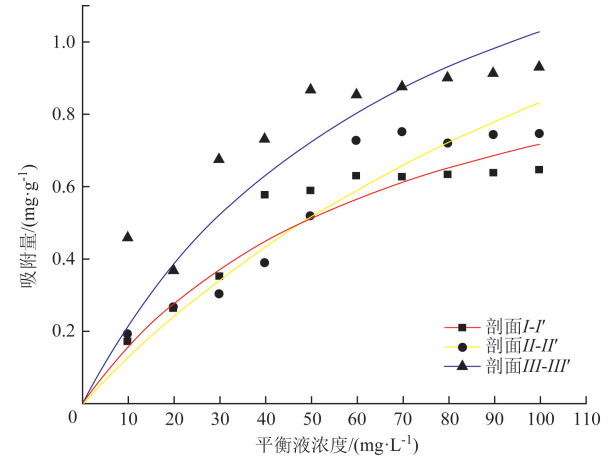


图3 研究区 Langmuir 模型拟合曲线
Fig.3 Isotherm adsorbing curve fitted by Langmuir model in the study area

表 3 研究区河床底泥对氨氮 Langmuir 吸附等温线拟合参数

Tab.3 Fitting parameters of the Langmuir adsorption isotherm of ammonia nitrogen by the riverbed sediment in different sections of the study area

剖面位置	Langmuir 模型		
	k	Q_e	R^2
剖面 I-I'	0.015	1.200	0.853
剖面 II-II'	0.006	2.168	0.870
剖面 III-III'	0.014	1.764	0.695

Freundlich 模型方程^[18]为

$$Q = KC^b \quad , \quad (2)$$

$$\ln Q = \ln K + b(\ln C) \quad . \quad (3)$$

式中： Q 为氨氮吸附量,mg/g； C 为平衡溶液浓度,mg/L； K 为分配系数,无量纲； b 为吸附强度,无量纲,取值为 0.2~0.7。

方程(3)为方程(2)两边取对数修改

$\ln K$ 为截距, b 为斜率, $\ln C$ 与 $\ln Q$ 二者呈线性关系(图 4,表 4)。

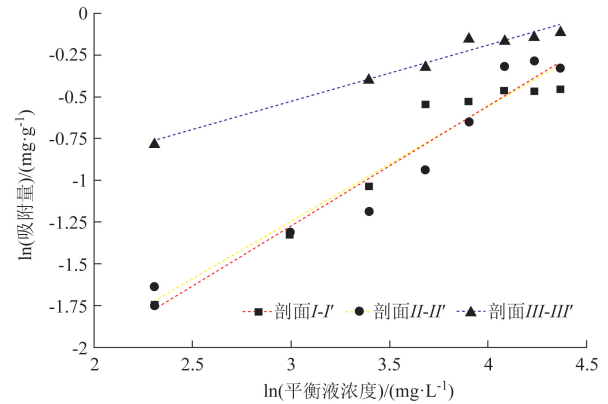


图 4 研究区 Freundlich 模型拟合曲线

Fig.4 Isotherm adsorbing curve fitted by Freundlich model in the study area

表 4 研究区河床底泥对氨氮 Freundlich 吸附等温线拟合参数

Tab.4 Fitting parameters of the Freundlich adsorption isotherm of ammonia nitrogen by the riverbed sediment in the study area

剖面位置	Freundlich 模型			
	直线方程	k	b	R^2
剖面 I-I'	$y = 0.6858x - 3.3091$	0.037	0.686	0.940
剖面 II-II'	$y = 0.7138x - 3.4216$	0.033	0.714	0.934
剖面 III-III'	$y = 0.3348x - 1.5293$	0.217	0.335	0.974

由上述结果可以看出, Freundlich 模型描述研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附特性比 Lang-

muir 模型更为精确($R^2 > 0.9$),表明研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附为多分子层吸附行为^[19]。另外,在 Freundlich 模型中, b 值处于 0.1~1,吸附反应相对较容易进行^[7]。由表 4 中的拟合方程得到的 b 值 < 1 ,说明这 3 个剖面研究区河床底泥对氨氮的等温吸附过程较易进行,且剖面 III-III' 的吸附容量较强。

3.2 河床底泥对氨氮污染物的吸附动力学

调整 NH_4Cl 溶液振荡时间,分别为 3 min、5 min、7 min、10 min、20 min、30 min、40 min、60 min、70 min、90 min、120 min、180 min。计算不同研究区剖面河床底泥样品在不同振荡时间下对氨氮的吸附量,确定吸附达到平衡所用时间(图 5)。

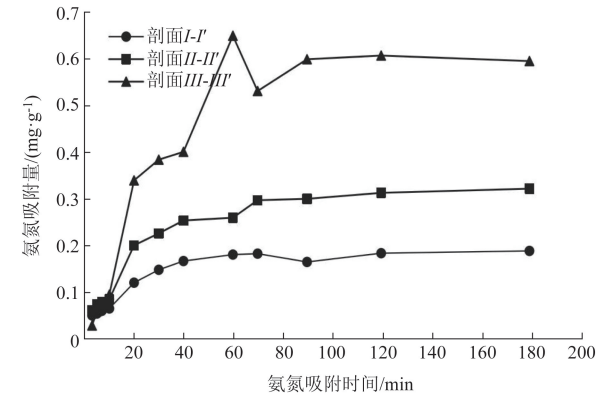


图 5 研究区不同剖面河床底泥对氨氮的动力学吸附特性

Fig.5 Dynamic adsorption characteristics of ammonia nitrogen by the riverbed sediment in different profiles of the study area

从图 5 可以看出,在实验振荡 60 min 内,随着振荡时间的增加,剖面 I-I'、剖面 II-II' 和剖面 III-III' 河床底泥对溶液中氨氮的吸附量均在逐渐上升,且在前 30 min 内,底泥快速吸附氨氮,吸附量分别达到 0.147 mg/g、0.226 mg/g、0.386 mg/g。在振荡的前 30 min,河床底泥对氨氮的快速吸附是由于氨氮污染物刚开始附在土壤表面,在向大孔隙扩散的过程中,受到的阻力相对较小,且起初土壤样品上的吸附点位较多,易发生吸附^[20]。在振荡(60,180] min,氨氮污染物吸附量基本处于平衡状态,氨氮平衡浓度分别为 0.188 mg/g、0.314 mg/g、0.612 mg/g。在相同的吸附时间下,剖面 III-III' 较剖面 I-I'、剖面 II-II' 氨氮吸附量大,且增加速率较快,这可能与剖面

III-III'处于下游,一般河流中下游段比降较小,水流趋于平缓,沉积物较细,比表面积较大,吸附电位相对较多。

为进一步探究本实验的吸附动力学特征,分别采用一级动力学模型和二级动力学模型对氨氮吸附动力学过程进行拟合。一级动力学方程^[21]和二级动力学方程^[22]为

$$Q = Q_e - \exp(\ln Q_e - kt) \quad , \quad (4)$$

$$Q = t/[(1/kQ_e^2 + t/Q_e)] \quad 。 \quad (5)$$

式中: Q 为氨氮吸附量,mg/g; Q_e 为最大氨氮吸附量,mg/g; t 为吸附时间,min; k 为吸附强度,无量纲。

利用 origin 软件求得 Q_e 、 k 及 R^2 值(图 6,表 5)。

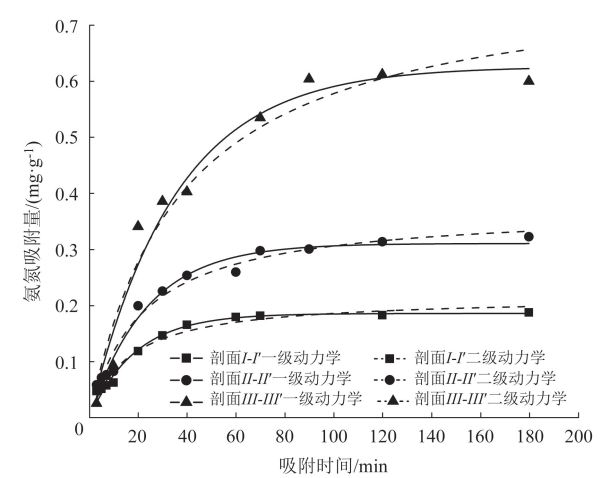


图 6 研究区河床底泥对氨氮吸附动力学模型曲线
Fig.6 Ammonia nitrogen adsorption kinetic model curve by the riverbed sediment in the study area

表 5 研究区河床底泥对氨氮动力学吸附模型拟合参数
Tab.5 Fitting parameters of ammonia nitrogen adsorption kinetic model by the riverbed sediment in the study area

剖面位置	一级动力学方程			二级动力学方程		
	k	Q_e	R^2	k	Q_e	R^2
剖面 I-I'	0.053	0.19	0.978	6×10^{-4}	0.216	0.965
剖面 II-II'	0.043	0.311	0.976	0.002	0.372	0.975
剖面 III-III'	0.029	0.626	0.973	0.013	0.791	0.958

由图 6、表 5 可知,一级动力学模型和二级动力学模型的 R^2 值 > 0.9 ,而一级动力学模型 R^2 值略高于二级动力学模型,由此可以看出,通过一级动力学模型拟合,求得 3 个剖面的氨氮污染物平衡吸附量 Q_e 分别为 0.19 mg/g、0.311 mg/g、0.626 mg/g,这与图 5 中各剖面曲

线对应的平衡吸附量接近,从而印证了一级动力学模型更符合本实验研究区河床底泥氨氮污染物吸附动力学过程。有研究表明^[23-24],如果一级动力学能够更好地拟合实测值,证明该研究的反应过程不涉及太多复杂的中间体,因此,本研究区河床底泥对氨氮污染物的吸附动力学过程较为简单,不涉及复杂的中间体,且主要为物理吸附。

3.3 pH 值对河床底泥吸附氨氮特性

调整 NH_4Cl 溶液的 pH 值分别为 2、3、4、5、6、7、8,研究河床底泥氨氮污染物吸附量随着 pH 值的变化规律(图 7)。

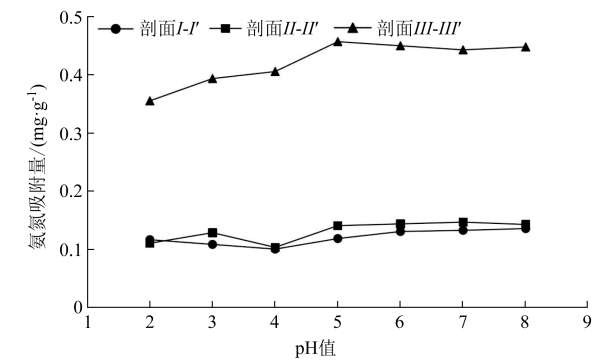


图 7 溶液 pH 值对研究区河床底泥氨氮吸附影响
Fig.7 Effect of solution pH value on ammonia nitrogen adsorption by the riverbed sediment in the study area

从图 7 可以看出,pH 值为[2,8]时,pH 值越大,河床底泥对氨氮污染物的吸附量越多,且剖面 III-III'的吸附量明显高于剖面 I-I'和剖面 II-II'。剖面 III-III'河床底泥对氨氮污染物吸附量随着 pH 值的增大逐渐增加,当 pH=5 时,最有利于河床底泥吸附氨氮污染物,最大吸附量为 0.456 mg/g,随后氨氮污染物吸附量趋于平衡,这可能由于 pH 值的增加,减小了 H^+ 与 NH_4^+ 的吸附点位的竞争,促进 NH_4^+ 吸附反应的进行,但随着 pH 值继续升高, NH_4^+ 的吸附点位达到饱和,吸附量不再增加。这与 Barrow 等^[25]研究结果一致: pH 值的升高会降低土壤中可变电荷的表面静电位,结果使土壤对水体中氨氮污染物的吸附量增加。另外,剖面 I-I'河床底泥、剖面 II-II'河床底泥中 pH 值变化对氨氮污染物吸附影响较小,由此说明上游河床底泥对氨氮污染物吸附较弱,这可能与上游河床底泥颗粒较下游粗,且上游底泥中微生物含量较少有关。

3.4 温度对河床底泥吸附氨氮特性研究

在温度不同的情况下,最大氨氮吸附量的变化

过程如图 8。

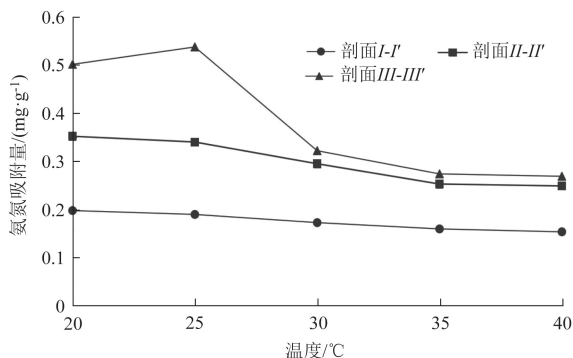


图 8 溶液温度对研究区河床底泥对氨氮吸附的影响

Fig.8 Effect of solution temperature on ammonia nitrogen adsorption by the riverbed sediment in the study area

从图 8 中可看出,3 个河道剖面的河床底泥对水体中氨氮污染物的最大吸附容量随温度的升高而减小。有研究表明温度的升高会降低底泥中硝化细菌等微生物的活性,导致氨氮污染物的转化率降低,吸附量减小^[26]。当温度在 25 °C 以上时,剖面 I-I'、剖面 II-II' 和剖面 III-III' 对应的最大氨氮吸附量值随着温度的升高而减小。剖面 III-III' 最大氨氮吸附容量随温度的上升开始急剧下降,而剖面 I-I' 和剖面 II-II' 下降趋势较弱。这可能由于剖面 III-III' 处于河道下游,氨氮污染物富集,氨氮污染物浓度越高,温度对其影响越显著。整体来看,河床底泥对水体氨氮吸附特性是随着水体温度的升高,对氨氮最大吸附量的增加是不利的。徐祎璠等^[27]等的研究表明升高温度不利于土壤对氨氮的吸附。

4 结论

(1) 在 [0, 10) mg/L 浓度范围内,卫河新乡段河道河床底泥对氨氮污染物呈现解吸特性;在 [10, 50) mg/L 浓度范围内,河床底泥吸附氨氮污染物,且吸附量随氨氮浓度升高而逐渐增加;在 [50, 100] mg/L 浓度范围内,吸附达到平衡。在 [0, 60] min 振荡时间内,随着时间的增加,河床底泥对氨氮的吸附量逐渐上升,60 min 后基本达到平衡。Freundlich 模型适用于描述卫河新乡段河道河床底泥的热力学吸附现象,一级动力学模型较适于描述卫河底泥的氨氮动力学吸附过程。

(2) 水体中 pH 值为 [2, 8] 时, pH 值越大,卫河

新乡段河道河床底泥对氨氮污染物的吸附量越多;当温度在 25 °C 以上时,研究区河床底泥中氨氮最大吸附容量随着温度的升高而减小。在相同 pH 值和温度下,3 个剖面河床底泥对氨氮的吸附能力比较:剖面 III-III' > 剖面 II-II' > 剖面 I-I',河道下游河床底泥对氨氮污染物的吸附降解能力更强。

(3) 为了加强对卫河新乡段河道治理效果,建议采取源头控制,控制人类活动等污染源的产生。适当采取调节该河段河道 pH 值及温度等措施,提高河床底泥对氨氮的吸附量,从而减弱河道内源氨氮的释放,降低水体中氨氮污染物浓度,有效改善卫河新乡段河道黑臭等环境问题。

(4) 实验存在探究的污染物较为单一、未分析河流与地下水的补给关系等不足,后期应进一步分析多元素污染物之间的相互影响,依据河流水质、河水与地下水的补给关系,研究水体中主要污染物从地表至含水层扩散能力、范围、衰减规律等,提出不同的修复模式,分析其对污染河流保护修复效果。

参考文献 (References):

- [1] 张彦,邹磊,李平,等. 卫河流域河南段水体污染物时空差异性特征分析[J]. 农业环境科学学报,2022,41(1):132-143.
Zhang Y, Zou L, Li P, et al. Characteristics of spatio-temporal differences of water pollutants in the Henan section of the Wei River Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(1):132-143.
- [2] 李跃鹏. 污染河流对地下水水质影响及保护修复模式研究——以河南卫河为例[D]. 西安:长安大学,2017.
Li Y P. Study on the Influence on Groundwater Quality and the Protection and Remediation of Polluted River—Groundwater System by the Puluted River: A Case Study of Wei River in Henan Province[D]. Xi'an: Chang'an University, 2017.
- [3] 冯卫,孟春芳,冯利,等. 卫河水系新乡段历年不同水期水质变化分析[J]. 灌溉排水学报,2019,38(8):121-128.
Feng W, Meng C F, Feng L, et al. The tendency and changes of water quality in Xinxiang section of the Wei River Basin at different periods[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2019, 38(8): 121-128.
- [4] 张媛. 试论中国黑臭水体治理及修复技术[J]. 工程技术与管, 2019, 3(8): 121-123.
Zhang Y. Discussion on treatment and repair technology of black and smelly water body in China[J]. Engineering Technology and Management, 2019, 3(8): 121-123.
- [5] 河南省生态环境厅. 2016 年河南省环境状况公报[R]. 郑州:

- 河南省生态环境厅,2017.
Department of Ecology and Environment of Henan Provincial. Bulletin on Environment of Henan Province in 2016[R]. Zhengzhou: Department of Ecology and Environment of Henan Provincial, 2017.
- [6] 河南省生态环境厅. 2022 年河南省生态环境状况公报[R]. 郑州:河南省生态环境厅,2023.
Department of Ecology and Environment of Henan Provincial. Bulletin on Ecological Environment of Henan Province in 2022[R]. Zhengzhou: Department of Ecology and Environment of Henan Provincial,2023.
- [7] 李志洪,沈叔云,何岩,等. 城市黑臭河道底泥氨氮吸附解吸性能研究[J]. 上海化工,2014,39(5):1-3.
Li Z H, Shen S Y, He Y, et al. The adsorption and desorption of ammonia - nitrogen in sediment of urban malodorous river[J]. Shanghai Chemical Industry, 2014, 39(5): 1-3.
- [8] 何岩,沈叔云,黄民生,等. 城市黑臭河道底泥内源氮硝化 - 反硝化作用研究[J]. 生态环境学报,2012,21(6):1166-1170.
He Y, Shen S Y, Huang M S, et al. Research of nitrification - denitrification regarding endogenous nitrogen from urban malodorous river sediments; a review[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(6): 1166-1170.
- [9] He Y, Chen Y X, Zhang Y F, et al. Role of aerated turbulence in the fate of endogenous nitrogen from malodorous river sediments[J]. Environmental Engineering Science, 2013, 30(1): 11-16.
- [10] 王娟,王圣瑞,金相灿,等. 长江中下游浅水湖泊表层沉积物对氨氮的吸附特征[J]. 农业环境科学学报,2007,26(4):1224-1229.
Wang J, Wang S R, Jin X C, et al. Ammonium adsorption characteristics onto the sediments from shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. Journal of Agro - Environment Science, 2007, 26(4): 1224-1229.
- [11] Kristensen E. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals[J]. Hydrobiologia, 2000, 426(1): 1-24.
- [12] 汪森,王圣瑞,焦立新,等. 滇池沉积物内源氮释放风险及控制分区[J]. 中国环境科学,2016,36(3):798-807.
Wang M, Wang S R, Jiao L X, et al. The risk and control division of endogenous nitrogen release in Dianchi lake sediment[J]. China Environmental Science, 2016, 36(3): 798-807.
- [13] 环境保护部. HJ 535 - 2009 水质氨氮的测定纳氏试剂分光光度法[S]. 北京:中国环境科学出版社,2010.
Ministry of Environmental Protection. HJ 535 - 2009 Water Quality - Determination of Ammonia Nitrogen - Nessler's Reagent Spectrophotometry[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2010.
- [14] 李慧. 氨氮在黄土包气带中吸附解吸特征和影响因素探讨[D]. 西安:长安大学,2014.
Li H. The Characteristic and Influence Factors of Ammonia - Nitrogen Adsorption Desorption in the Loess[D]. Xi'an: Chang'an University, 2014.
- [15] 姜桂华. 铵态氮在土壤中吸附性能探讨[J]. 长安大学学报(建筑与环境科学版),2004,21(2):32-34,38.
Jiang G H. Discussion about NH_4^+ - N adsorptive ability in soils[J]. Journal of Chang'an University (Architecture & Engineering Science Edition), 2004, 21(2): 32-34, 38.
- [16] Van Raaphorst W, Malschaert J F P. Ammonium adsorption in superficial North Sea sediments[J]. Continental Shelf Research, 1996, 16(11): 1415-1435.
- [17] Langmuir I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum[J]. Journal of the American Chemical Society, 1918, 40(9): 1361-1403.
- [18] Freundlich H Z. [J]. Phys. Chem., 1906, 385(57): 265-284.
- [19] 徐明岗,孙本华. 陕西省主要土壤磷吸附动力学和热力学特征研究[J]. 西北农业学报,1998,7(1):67-71.
Xu M G, Sun B H. Kinetic and thermodynamic characteristics of phosphate adsorption by soil[J]. Acta Agriculturae Boreali - Occidentalis Sinica, 1998, 7(1): 67-71.
- [20] 李世清,谢恩波,刘玉明. 灌漠土的磷吸附特性与供磷缓冲能力的初步研究[J]. 甘肃农业大学学报,1990,25(2):184-190.
Li S Q, Xie E B, Liu Y M. Primary studies on the phosphorus sorption characteristics and buffering capacity of phosphorus supply in irrigated - desert soil[J]. Journal of Gansu Agricultural University, 1990, 25(2): 184-190.
- [21] Lagergren S. About the theory of so - called adsorption of soluble substances[J]. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, 1898, 24(4): 1-39.
- [22] Weber W J Jr, Morris J C. Kinetics of adsorption on carbon from solution[J]. Journal of the Sanitary Engineering Division, 1963, 89(2): 31-59.
- [23] 隋淑梅,尹志刚,姜利国,等. 考虑地下水温度的土壤吸附氨氮动力学行为研究[J]. 水资源与水工程学报,2016,27(3):217-220,225.
Sui S M, Yin Z G, Jiang L G, et al. Study on dynamic behavior of ammonia nitrogen adsorbed by soil considering groundwater temperature[J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2016, 27(3): 217-220, 225.
- [24] 孙大志,李绪谦,潘晓峰. 氨氮在土壤中的吸附/解吸动力学行为的研究[J]. 环境科学与技术,2007,30(8):16-18,111.
Sun D Z, Li X Q, Pan X F. Ammonia absorption/desorption behavior in soil[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 30(8): 16-18, 111.
- [25] Barrow N J. Testing a mechanistic model. IV. Describing the effects of pH on zinc retention by soils[J]. Journal of Soil Science, 1986, 37(2): 295-302.
- [26] 聂发辉,李娟花,刘占孟. 鄱阳湖湿地土壤对氨氮的吸附性能研究[J]. 华东交通大学学报,2015,32(2):136-142.
Nie F H, Li J H, Liu Z M. Study on wetland soil adsorption of ammonia nitrogen in Poyang lake[J]. Journal of East China Jiaotong University, 2015, 32(2): 136-142.
- [27] 徐玮瑛,孙方园,郭亚馨,等. 不同盐碱化土壤对 NH_4^+ 吸附特

性研究[J]. 农业环境科学学报,2020,39(10):2345-2353.
Wu Y F, Sun F Y, Guo Y X, et al. NH_4^+ adsorption characteristics

of different saline soils[J]. Journal of Agro-Environment Science,2020,39(10):2345-2353.

Study on the adsorption characteristics of ammonia nitrogen by the riverbed sediment: Taking Xinxiang section of Wei River as an example

HAN Zheng¹, ZHANG Jiayao¹, MA Mengke¹, GAO Tianqi¹, YU Liyuan²

- (1. Geological Hazard Prevention Center of Henan Provincial Bureau of Geology, Henan Zhengzhou 450003, China;
2. China Institute of Water Resource and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: In order to study the migration and conversion of pollutants in river – groundwater system of Wei River Basin, the authors adopted the static adsorption experiment to explore the adsorption characteristics of the feature pollutants in Wei River by the riverbed sediment. The river bed sediment samples in Xinxiang section of Wei River were collected as the soil medium, and the adsorption effect of the river adsorption system on the feature pollutants ammonia nitrogen was simulated. The adsorption thermodynamics and kinetics characteristics of each component in the feature pollutants were obtained, and the effects of temperature, pH value and other factors on ammonia nitrogen pollutants adsorption by the riverbed sediment in the study area were explored. The results show that ammonia nitrogen pollutants is released from the riverbed sediment in the study area at [0,10) mg/L, showing desorption characteristics, and that the riverbed sediment shows adsorption characteristics in the study area at [10,50) mg/L. In the oscillation time of [0,60] min, the adsorption capacity of ammonia nitrogen by the river sediment in the study area gradually increases with the increase of time, and it reaches equilibrium after 60 min. The adsorption thermodynamics and kinetics of ammonia nitrogen pollutants adsorption show that the adsorption of ammonia nitrogen the river sediment in the study area is in accordance with the Freundlich adsorption model and the first – order kinetic model. In the pH value range of [2,8], the adsorption capacity of ammonia nitrogen pollutants by the riverbed sediment in the study area increases with the increase of pH value. The maximum adsorption capacity of ammonia nitrogen pollutants by riverbed sediment in the study area decreases with the increase of temperature. This research could provide technical support for the treatment of black and odorous water bodies in river channels, and technical reference for the efficient control of ammonia and nitrogen in black and odorous river channels.

Keywords: riverbed sediment, ammonia nitrogen pollutants, adsorption thermodynamics, adsorption kinetics, pH value, temperature

(责任编辑: 王晗)