

风沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征影响

王而力, 王嗣淇, 赵晓亮

(辽宁工程技术大学 环境科学与工程学院, 辽宁 阜新 123000)

摘 要:采用平衡吸附法研究了风沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征影响。结果表明,去除腐殖质后的风沙土对氨氮的吸附能力大大降低,其碳标化饱和吸附量 $\Gamma_{\max}$ 和吸附分配系数 K_d 分别只能达到原样的 68.58%和 28.24%,说明腐殖质是影响氨氮在风沙土上吸附特征的主要因素;轻组有机质是一类橡胶态胶体,氨氮在橡胶态胶体上的吸附以分配作用为主,其碳标化吸附分配系数为 81.58;重组有机质对氨氮的吸附起主导作用,其碳标化饱和吸附量为 $3\ 350.55\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;重组有机质是一类玻璃态胶体,氨氮在玻璃态胶体上的吸附除分配作用外,还存在孔隙填充方式的吸附;重组有机组分中的紧结态腐殖质(胡敏素)对氨氮的吸附起关键作用,其碳标化饱和吸附量可达 $6\ 626.30\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,影响机制主要为稳、紧结态腐殖质是形成土壤疏松多孔团聚体结构的重要胶结物质。在其所形成的有机-无机复合体中存在着孔隙填充方式的氨氮吸附。考查土壤对氨氮的吸附能力不但要考虑有机质的含量,更要考虑有机质的存在形态,它也是影响土壤对氨氮吸附特征的重要因素。以重组为基准,轻组有机质、稳结态腐殖质和紧结态腐殖质携带吸附态氨氮可分别按重组的 0.59、1.05 倍和 2.50 倍估算。

关键词:风沙土;有机组分;氨氮;吸附;碳标化吸附分配系数;碳标化饱和吸附量

中图分类号:X131.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)07-1357-08

Effect of Organic Matter Fraction on Sorption of Ammonium Nitrogen on Sandy Soil

WANG Er-li, WANG Si-qi, ZHAO Xiao-liang

(College of Environmental Science and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China)

Abstract: Effect of organic matter fraction on sorption of ammonium nitrogen on sandy soil was investigated by batch experiments of equilibrium adsorption. The results indicated that the sorption capacity on the sandy soil reduced dramatically after humus was removed, normalized sorption capacity and partition coefficient only accounted for 68.58% and 28.24% of original sample, humus was a main factor in the sorption of ammonium nitrogen on sandy soil. On the one hand, light fraction of organic matter was rubber-state colloid, and distribution function was main process in ammonium nitrogen sorption on rubber-state colloid, normalized partition coefficient was 81.58. On the other hand, heavy fraction was glass-state colloid, it played a leading role in the sorption of ammonium nitrogen and the normalized sorption capacity was $3\ 350.55\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The sorption mechanism of ammonium nitrogen on the glass-state colloid was micro-hole function filling except distribution function. Furthermore, normalized sorption capacity of tightly combined humus(humin) of the heavy fraction was $6\ 626.30\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Stably combined humus and tightly combined humus were important adhesive material in the formation of loose and porous structure on sandy soil aggregate. Consequently, there was a micro-hole filling function in ammonium nitrogen sorption on organic and inorganic complexes. Taking into account the adsorption capacity was not only organic matter content, but also existent state of organic matter, and it was also a main factor in sorption characteristic of ammonium nitrogen on sandy soil. When regarding heavy fraction as a basic standard, adsorption state ammonium nitrogen on light fraction of the organic matter, stably combined humus and tightly combined humus were estimated in accordance with 0.59, 1.05 times and 2.50 times.

Keywords: sandy soil; organic matter fraction; ammonium nitrogen; sorption; normalized partition coefficient; normalized sorption capacity

因营养盐通量增加而导致的水体富营养化已构成了对水域生物地球化学循环的威胁。水土流失量和

养分流失量的预测研究^[1]表明,流失土壤携带是养分流失的主要形式,其中,氮素通过土壤携带造成的损失占氮养分流失总量的 90.14%。一些研究^[2-3]表明,土壤流失量与养分流失量呈显著的正相关关系,多数泥沙样中有效养分的含量高于土壤中养分含量。许多研究^[4-17]表明,地表径流中与泥沙结合的吸附态氮浓度

收稿日期:2012-01-28

基金项目:辽宁省教育厅科研项目(20060391)

作者简介:王而力(1954—),男,辽宁阜新人,硕士,教授,主要从事水污染控制理论与技术研究。E-mail: wangerli1954@126.com

远大于溶解态氮的浓度,吸附态氮是氮流失的主要形态。全国土壤侵蚀量估算及其在吸附态氮、磷流失量匡算中的应用研究^[18]表明,吸附态氮的重点流失区包括西辽河区。还有研究表明,沙土氨氮饱和吸附量与土壤有机质含量呈极显著正相关^[19]。有机质可以增加土壤对 NH_4^+ 的吸附量^[20]。三峡库区紫色土养分流失的试验研究^[21]表明,降雨导致坡地养分含量降低,这绝大部分是由泥沙流失引起的。泥沙中 $<0.02\text{ mm}$ 的微团聚体和 $<0.002\text{ mm}$ 的粘粒是养分流失的主要载体。土壤学研究^[22]表明,通常52%~98%的土壤有机质集中在粘粒部分。流失泥沙具有富集粘粒和富集养分的特性^[4,23]。因此,研究风沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征影响,对估算风沙土区吸附态氮素流失量有着特殊意义。本文研究了风沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征影响,为土壤有机组分吸附态氨氮的携带量估算提供依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 采样点位分布

在西辽河流域共采集风沙土样品5个,按上、中、下游划分,其中上游1个样品(1#哈拉道口镇),中游3个样品(2#东风镇、3#治安镇、4#余粮堡镇),下游1个样品(5#角干镇)。西辽河流域风沙土采样点位的平面分布见图1。

1.1.2 土壤样品采集

参考中国东北地区土壤图^[24],按照西辽河流域风沙土的地理分布,选取具有典型性、代表性的样地设置

样方,其面积为 $60\times 100=6\,000\text{ m}^2$,样方内采用蛇形布点方法,采集0~20 cm耕层土壤,取小样50~60个,混合均匀后,用四分法缩分至3~5 kg,带回室内备用。

1.1.3 土壤样品制备

采用相对密度分组法和熊毅-傅积平改进的结合态腐殖质分组法^[25,28]。

轻组样品:称取样品10 g,置于100 mL离心管中,加入相对密度1.8的重液(溴仿与氯仿按1:3.35配制)50 mL,超声波分散10 min,轻组有机物悬浮于重液上部,过滤后收集备用,重组部分沉于管底,重复3次,至样品中无轻组有机物为止,分离后的轻组用95%乙醇冲洗3~5次,再用去离子水冲洗3~5次,风干备用。

重组样品:将用重液分离过程中沉于管底的重组样品用95%乙醇冲洗3~5次,再用去离子水冲洗3~5次,风干备用。此样品中含有松结态腐殖质(H I)、稳结态腐殖质(H II)和紧结态腐殖质(H III)。

稳结态腐殖质(H II)+紧结态腐殖质(H III)样品:称取重组样品5 g,置于100 mL离心管中,加入 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氢氧化钠50 mL,连续提取3次,至提取液无色,提取出松结态腐殖质(H I)。样品中只含有稳结态腐殖质(H II)和紧结态腐殖质(H III),复酸,提取后样品再加入 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 硫酸溶液50 mL,使提取过程中被氢氧化钠破坏的腐殖质恢复原状,然后用去离子水洗至中性,风干备用。

紧结态腐殖质(H III)样品:称取重组样品5 g,置于100 mL离心管中,加入 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氢氧化钠、 $0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 焦磷酸钠混合液50 mL,连续提取3次,至提

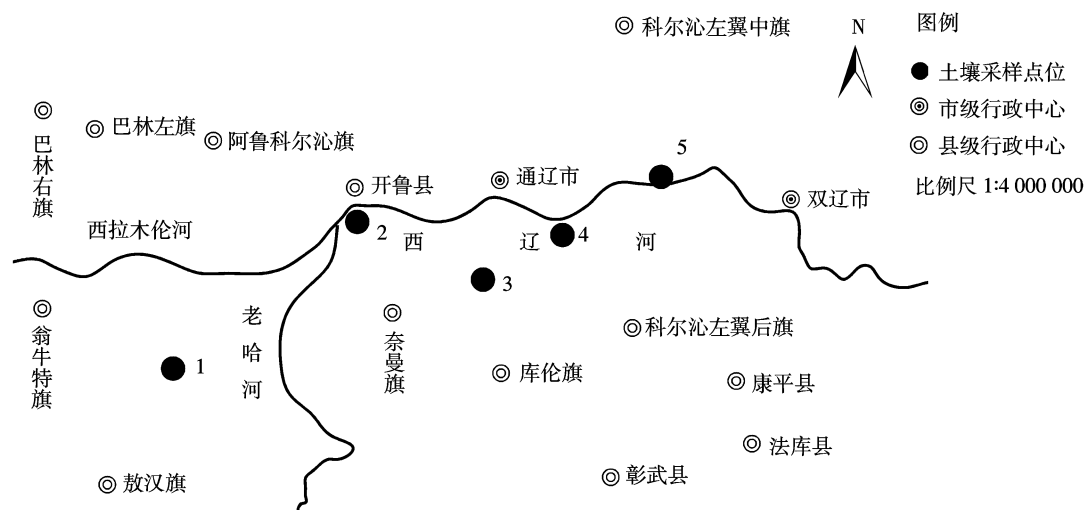


图1 西辽河流域风沙土采样点位平面分布图

Figure 1 Distribution of sampling sites in Western Liao River basin

取液无色,提取出松结态腐殖质(H I)和稳结态腐殖质(H II),样品中仅剩紧结态腐殖质(H III),复酸,提取后样品再加入 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 硫酸溶液 50 mL,使提取过程中被氢氧化钠、焦磷酸钠破坏的腐殖质恢复原状,然后用去离子水洗至中性,风干备用。

全去除腐殖质(H_0)样品^[29-30]:称取重组样品 5 g,置于 100 mL 离心管中,加少量去离子水使之湿润,然后加入 30%过氧化氢 10 mL,连续加入 2 次,超声波分散 10 min,使有机无机复合体充分分散,再加入 30%过氧化氢 10 mL,至样品不再产生气泡。过量的过氧化氢用煮沸法去除。

样品制备完成后重新测定其有机质含量,以此为依据计算样品的碳标化吸附分配系数和碳标化饱和吸附量。

1.2 实验设计

称取制备样品 2.5 g,置于 100 mL 聚乙烯塑料离心管中,分别加入不同浓度氨氮标准溶液(用氯化铵(分析纯)配制;初始氨氮标准溶液浓度序列为 50、100、150、200、250、300、350、400、450、500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)25 mL。振荡吸附 24 h,静止平衡 2 h,上清液通过 0.45 μm 微孔滤膜后,测定氨氮浓度,由初始氨氮浓度与平衡溶液氨氮浓度差值计算得出样品对氨氮的吸附量。

1.3 测试方法

平衡液中氨氮浓度采用纳氏试剂分光光度法测定^[31]。土壤有机组成采用相对密度分组法和熊毅-傅积平改进的结合态腐殖质分组法测定^[25-28]。有机质含量采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定^[25]。

1.4 计算方法

1.4.1 吸附量

由初始氨氮浓度与平衡溶液氨氮浓度的差值计算得出样品对氨氮的吸附量。计算公式如下:

$$\Gamma_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{W} \quad (1)$$

式中: Γ_e 为吸附平衡时吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_0 为初始氨氮浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; C_e 为吸附平衡时氨氮浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为平衡溶液体积, mL; W 为供试样品质量, g。

1.4.2 吸附分配系数

沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征用 Freundlich 吸附方程来定量描述如下:

$$\Gamma_e = k C_e^n \quad (2)$$

式中: Γ_e 为吸附平衡时的吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_e 为吸附平衡时液相中的吸附质浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; k 为吸附分配系

数,在一定平衡溶液浓度条件下,为吸附质在固相和液相中的分配比,为可直观表征吸附剂对吸附质的吸附容量的大小; n 为吸附速率常数,表示随着吸附质溶液浓度的增加,吸附量增加的速度。

$$\text{上式直线化可得: } \ln \Gamma_e = \ln k + \frac{1}{n} \ln C_e$$

以 $\ln \Gamma_e$ 对 $\ln C_e$ 作图,即可求得各特征值。

1.4.3 饱和吸附量

沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征还用 Langmuir 吸附方程来定量描述如下:

$$\Gamma_e = \frac{\Gamma_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (3)$$

式中: Γ_e 为吸附平衡时的吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; Γ_m 为饱和吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;可直观表征吸附剂对吸附质的吸附能力大小; C_e 为吸附平衡时液相中的吸附质浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; b 为吸附作用的平衡常数,也叫做吸附系数。在一定温度下, Γ_m 和 b 对一定的吸附剂和吸附质来说是常数。

上式直线化可得:

$$\frac{C_e}{\Gamma_e} = \frac{1}{b \Gamma_m} + \frac{1}{\Gamma_m} C_e$$

以 C_e/Γ_e 对 C_e 作图,即可求得各特征值。

1.4.4 碳标化吸附分配系数^[30]

$$K_{\alpha} = \frac{K}{W_{\alpha}} \quad (4)$$

式中: K_{α} 为碳标化吸附分配系数; K 为吸附分配系数; W_{α} 为有机质质量分数, %。

1.4.5 碳标化饱和吸附量^[30]

碳标化饱和吸附量用式(5)进行计算。

$$\Gamma_{m\alpha} = \frac{\Gamma_m}{W_{\alpha}} \quad (5)$$

式中: $\Gamma_{m\alpha}$ 为碳标化饱和吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; Γ_m 为饱和吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; W_{α} 为有机质质量分数, %。

2 结果与分析

2.1 供试土壤样品有机组成特征

供试土壤样品有机组成特征见表 1。风沙土中轻组有机质含量较高(平均为 $17.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$),但轻组在土壤中所占比例较小(平均为 0.62%),轻组有机质仅占风沙土有机质总量的 1.43%。重组有机质含量平均为 $13.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,重组有机质占风沙土有机质总量的 98.57%。重组中以紧结态腐殖质(相当于胡敏素)含量最高,占重组腐殖质的 44.27%;其次为稳结态腐殖质,占重组腐殖质总量的 35.01%;松结态腐殖质含量

表 1 供试土壤样品有机组成
Table 1 Organic composition of tested sediments

点位	轻组		重组														Ht/ g·kg ⁻¹
			H I				H II				H III						
	含量/ g·kg ⁻¹	比例/ %	含量/ g·kg ⁻¹	占重组 比例/%	FA		HA		含量/ g·kg ⁻¹	占重组 比例/%	FA		HA		含量/ g·kg ⁻¹	占重组 比例/%	
					含量/ g·kg ⁻¹	比例/ %	含量/ g·kg ⁻¹	比例/ %			含量/ g·kg ⁻¹	比例/ %	含量/ g·kg ⁻¹	比例/ %			
哈拉道口镇	16.0	1.20	2.51	18.38	1.36	54.2	1.15	45.8	3.70	27.21	1.15	31.03	2.55	68.97	7.40	54.41	13.6
东风镇	16.4	1.23	2.70	31.40	1.53	56.8	1.17	43.2	2.50	29.07	0.76	30.32	1.74	69.68	3.40	39.53	8.6
余粮堡镇	16.8	1.34	2.00	17.39	1.17	58.4	0.83	41.6	4.30	37.39	1.39	32.4	2.91	67.6	5.20	45.22	11.5
治安镇	17.6	1.63	3.10	19.87	1.77	57.1	1.33	42.9	5.90	37.82	1.78	30.22	4.12	69.78	6.60	42.31	15.6
角干镇	18.1	1.75	2.70	16.56	1.51	56.0	1.19	44.0	7.10	43.56	2.12	29.79	4.98	70.21	6.50	39.88	16.3
平均	17.0	1.43	2.60	20.72	1.47	56.5	1.17	43.5	4.59	35.01	1.41	30.75	3.18	69.25	5.80	44.27	13.1

注: H I 为松结态腐殖质; H II 为稳结态腐殖质; H III 为紧结态腐殖质; Ht 为腐殖质总量。

最低,占重组腐殖质总量的 20.72%。腐植酸组成特征为:松结态腐殖质以富里酸为主,占松结态腐殖质总量的 56.50%;稳结态腐殖质以胡敏酸为主,占稳结态腐殖质总量的 69.25%。

2.2 风沙土不同有机组分对氨氮吸附特征影响

分别采用 Freundlich 吸附方程(式 2)和 Langmuir 吸附方程(式 3)对氨氮的吸附等温线进行拟合。拟合参数见表 2,结果表明,风沙土不同有机组分对氨氮的吸附特征均符合 Langmuir 吸附等温式,其 R^2 在 0.962~0.999 之间。该吸附特征也符合 Freundlich 吸附等温式,其 R^2 在 0.860~0.998 之间。不同有机组分对氨氮的饱和吸附量(Γ_m)由大到小排序为: H III 组(3 620.67 mg·kg⁻¹)>H II +H III 组(2 802.43 mg·kg⁻¹)>重组(H I +H II +H III)(2 638.78 mg·kg⁻¹)>轻组(2 600.06 mg·kg⁻¹)>H₀ 组(1 763.77 mg·kg⁻¹)。吸附分配系数(K)由大到小排序为:轻组(138.27)>H III 组(89.90)>重组 H I +H II +H III (67.55)>H II +H III 组 (56.41)>H₀ 组(31.01)。

西辽河流域风沙土对氨氮的吸附行为研究^[19]表明,风沙土对氨氮的饱和吸附量在 573.81~3 666.16 mg·kg⁻¹ 之间,平均为 1 733.83 mg·kg⁻¹。H III 组的氨氮饱和吸附量接近其最大值(3 666.16 mg·kg⁻¹),全去除腐殖质的 H₀ 组的氨氮饱和吸附量接近其平均值(1 733.83 mg·kg⁻¹),符合风沙土有机质含量较低的特点。

2.3 风沙土不同有机组分碳标化拟合参数分析

不同有机组分的吸附分配系数和饱和吸附量经碳标化计算^[20]后,等于把不同形态的有机质对氨氮吸附特征影响放在同一基点上进行比较,有利于说明有机组分对氨氮吸附特征的影响。应用式(4)和式(5),

不同有机组分的碳标化吸附分配系数(K_∞)和碳标化饱和吸附量(Γ_{mc})计算结果见表 3。

以重组的碳标化吸附分配系数为基准,表 3 结果表明,轻组有机组分的碳标化吸附分配系数相当于重组的 78.18%。稳结态+紧结态腐殖质的碳标化吸附分配系数相当于重组的 31.48%,紧结态腐殖质的碳标化吸附分配系数相当于重组的 61.91%,腐殖质被“完全”去除后,其碳标化吸附分配系数只能达到重组的 28.24%。以重组的碳标化饱和吸附量为基准,表 3 结果表明,紧结态腐殖质的碳标化饱和吸附量相当于重组的 2.50 倍,稳结态+紧结态腐殖质的碳标化饱和吸附量相当于重组的 1.05 倍,腐殖质被“完全”去除后,其碳标化饱和吸附量只能达到重组的 68.58%,降低了氨氮的饱和吸附量。可见,紧结态腐殖质对氨氮的饱和吸附量影响最大,其次为稳结态腐殖质。

3 讨论

有机质含量对棕壤表面电荷及 NH₄⁺ 的吸附解吸特性的影响研究^[20]表明,有机质可以增加土壤对 NH₄⁺ 的吸附量。根据双模式理论^[32-34],天然土壤有机质组分可分为无定形的橡胶态和紧密交联的玻璃态两部分。轻组有机质即为无定形的橡胶态有机质组分,重组有机质即为紧密交联的玻璃态有机质组分。张先明等研究^[35]表明,菲在橡胶态组分区域内的吸附是通过分配作用实现的,在玻璃态组分区域内的吸附只有一部分是通过分配作用,另一部分则是通过孔隙填充方式实现的。

3.1 轻组有机组分吸附机理探讨

以重组的碳标化吸附分配系数为基准,表 3 结果表明,轻组有机组分的碳标化吸附分配系数相当于重

表 2 吸附等温线拟合参数
Table 2 Relevant parameters for ammonium nitrogen sorption

有机组成	点位	Langmuir 吸附方程		Freundlich 吸附方程	
		$\Gamma_m(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	R^2	K	R^2
轻组	哈拉道口镇	2 341.16	0.995	100.28	0.993
	东风镇	2 800.50	0.997	183.54	0.968
	余粮堡镇	2 752.88	0.998	135.69	0.954
	治安镇	3 240.22	0.997	149.40	0.991
	角干镇	1 865.54	0.995	122.42	0.969
	平均值	2 600.06	0.996	138.27	0.975
	标准差	519.59		31.12	
重组 H I +H II +H III	哈拉道口镇	2 206.25	0.987	57.55	0.930
	东风镇	3 201.02	0.999	80.68	0.860
	余粮堡镇	3 165.41	0.962	54.81	0.947
	治安镇	2 477.91	0.975	80.29	0.949
	角干镇	2 143.31	0.995	64.41	0.948
	平均值	2 638.78	0.984	67.55	0.927
	标准差	512.81		12.32	
H II +H III	哈拉道口镇	2 800.83	0.997	56.25	0.982
	东风镇	1 975.49	0.999	105.68	0.965
	余粮堡镇	3 119.02	0.965	34.17	0.981
	治安镇	2 970.00	0.962	19.65	0.991
	角干镇	3 146.81	0.994	66.30	0.991
	平均值	2 802.43	0.984	56.41	0.982
	标准差	482.37		33.06	
H III	哈拉道口镇	3 341.96	0.993	84.25	0.980
	东风镇	3 337.00	0.999	110.20	0.972
	余粮堡镇	3 431.32	0.995	108.08	0.965
	治安镇	4 088.41	0.979	86.97	0.998
	角干镇	3 904.65	0.998	60.01	0.983
	平均值	3 620.67	0.993	89.90	0.980
	标准差	351.22		20.47	
H ₀	哈拉道口镇	1 756.43	0.995	34.21	0.987
	东风镇	1 738.35	0.995	27.40	0.990
	余粮堡镇	1 890.94	0.996	28.50	0.996
	治安镇	1 733.42	0.992	35.59	0.974
	角干镇	1 699.71	0.994	29.34	0.987
	平均值	1 763.77	0.994	31.01	0.987
	标准差	73.99		3.65	

组的 78.18%。稳结态+紧结态腐殖质的碳标化吸附分配系数相当于重组的 31.48%，紧结态腐殖质的碳标化吸附分配系数相当于重组的 61.91%，腐殖质被“完全”去除后，其碳标化吸附分配系数只能达到重组的 28.24%。可见，轻组有机组分对氨氮在固、液两相间的分配比影响最大，其次为紧结态腐殖质，再次为稳结态腐殖质。氨氮在橡胶态组分区域内的吸附以分配

作用为主。以重组的碳标化饱和吸附量为基准，轻组的碳标化饱和吸附量只相当于它的 58.77%。

3.2 重组有机组分吸附机理探讨

Martin 等^[36]认为，河流沉积物主要来源于流域的土壤。Mackin 等^[37]研究发现，沉积物对氨氮的吸附系数与沉积物孔隙度有明显的相关关系。Boatman 等^[38]研究也发现、在富含有机质的沉积物中，有机质或有

表 3 吸附等温线碳标化拟合参数
Table 3 Normalized carbon relevant parameters for ammonium nitrogen sorption

有机组成	点位	Langmuir 吸附方程		Freundlich 吸附方程	
		$\Gamma_{mc}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	占重组比例/%	K_{∞}	占重组比例/%
轻组	哈拉道口镇	1 463.23	66.32	62.68	76.83
	东风镇	1 707.62	53.35	111.91	143.90
	余粮堡镇	1 638.62	51.77	80.77	34.03
	治安镇	1 841.03	74.30	84.89	80.54
	角干镇	1 030.69	48.09	67.64	55.61
	平均值	1 536.24	58.77	81.58	78.18
	标准差	313.71	11.08	19.26	41.19
重组 H I +H II +H III	哈拉道口镇	3 000.50	100	77.77	100
	东风镇	2 752.88	100	237.32	100
	余粮堡镇	3 640.22	100	105.40	100
	治安镇	3 865.54	100	121.64	100
	角干镇	3 493.59	100	100.00	100
	平均值	3 350.55	100	128.43	100
	标准差	460.80	0	62.87	0
H II +H III	哈拉道口镇	2 523.20	114.37	50.67	65.15
	东风镇	3 348.52	104.61	64.44	27.15
	余粮堡镇	3 283.13	103.72	20.34	19.30
	治安镇	2 375.95	95.89	11.16	9.17
	角干镇	2 313.71	107.95	36.63	36.63
	平均值	2 768.90	105.31	36.65	31.48
	标准差	505.56	6.72	21.71	21.36
H III	哈拉道口镇	4 516.31	204.71	113.86	146.41
	东风镇	9 815.92	306.65	67.20	28.32
	余粮堡镇	6 598.31	208.45	64.33	61.03
	治安镇	6 194.22	249.98	49.41	40.62
	角干镇	6 006.75	280.26	33.15	33.15
	平均值	6 626.30	250.01	65.59	61.91
	标准差	1 949.17	44.45	30.20	48.86
H ₀	哈拉道口镇	1 756.43	79.61	34.21	43.99
	东风镇	1 738.35	54.31	27.40	11.55
	余粮堡镇	1 890.94	59.74	28.50	27.04
	治安镇	1 733.42	69.95	35.59	29.26
	角干镇	1 699.71	79.30	29.34	29.34
	平均值	1 763.77	68.58	31.01	28.24
	标准差	73.99	11.40	3.65	11.51

机-无机复合体控制着沉积物对氨氮的吸附。农田暴雨径流侵蚀泥沙对氮、磷的富集机理研究^[9]表明,土壤和侵蚀泥沙氮、磷养分主要是存在于不同粒径的土壤团聚体中。土壤学研究^[2]表明,有机物质是土壤中重要胶结物质,在团聚体的形成过程和稳定性方面起着重要作用,对土壤的许多物理化学性质有重大影响。氨氮在稳、紧结态腐殖质,特别是紧结态腐殖质的

碳标化饱和吸附量大,其根本原因就在于在稳、紧结态腐殖质中存在孔隙填充方式的氨氮吸附。表 3 结果表明,稳结态+紧结态腐殖质的碳标化饱和吸附量相当于重组的 1.05 倍,紧结态腐殖质的碳标化饱和吸附量相当于重组的 2.50 倍,稳结态腐殖质和紧结态腐殖质携带的吸附态氨氮可分别按重组的 1.05 倍和 2.5 倍估算。

4 结论

(1)通过过氧化氢去除有机质后的风沙土对氨氮的吸附能力大大降低,碳标化饱和吸附量 Γ_{mox} 值只能达到重组的 68.58%, 碳标化吸附分配系数只能达到重组的 28.24%, 进一步说明有机质是影响氨氮在风沙土上吸附的主要因素。其主要原因是有机质的去除破坏了土壤疏松多孔微团聚体结构而产生的影响。

(2)土壤有机组分中的轻组有机质是一类橡胶态胶体,氨氮在橡胶态胶体上的吸附以分配作用为主。

(3)土壤有机组分中的重组有机质对氨氮的吸附起主导作用,它不但碳标化饱和吸附量大($3\ 350.55\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),而且占土壤有机质总量的比例大。重组有机质是一类玻璃态胶体,氨氮在玻璃态胶体上的吸附除分配作用外,还存在孔隙填充方式的吸附。

(4)风沙土重组有机组分中的紧结态腐殖质对氨氮的吸附起关键作用,其碳标化饱和吸附量可达 $6\ 626.30\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其影响机制主要为稳、紧结态腐殖质特别是紧结态腐殖质是形成土壤疏松多孔团聚体结构的重要胶结物质。

(5)考查土壤对氨氮的吸附能力不但要考虑有机质的含量,更要考虑有机质的存在形态,它也是影响土壤对氨氮吸附特征的重要因素。以重组为基准,轻组有机质、稳结态腐殖质和紧结态腐殖质携带吸附态氨氮可分别按重组的 0.59、1.05 倍和 2.50 倍估算。

参考文献:

- [1] 胡宏祥,洪天求,刘路. 水土流失量和养分流失量的预测[J]. 环境科学研究, 2009, 22(3):356-361.
HU Hong-xiang, HONG Tian-qiu, LIU Lu, et al. Prediction of soil erosion and nutrient loss quantity [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(3):356-361.
- [2] 康玲玲,朱小勇,王云璋,等. 不同雨强条件下黄土性土壤养分流失规律研究[J]. 土壤学报, 1999, 36(4):536-543.
KANG Ling-ling, ZHU Xiao-yong, WANG Yun-zhang, et al. Research on nutrient loss from a loessial soil under different rainfall intensities[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(4):536-543.
- [3] 白红英,唐克丽,陈文亮,等. 坡地土壤侵蚀与养分流失过程的研究[J]. 水土保持通报, 1991, 11(3):14-19.
BAI Hong-ying, TANG Ke-li, CHEN Wen-liang, et al. Studies on the process of soil erosion and nutrient loss in the sloping lands[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 1991, 11(3):14-19.
- [4] 黄满湘,章申,唐以剑,等. 模拟降雨条件下农田径流中氮的流失过程[J]. 土壤与环境, 2001, 10(1):6-10.
HUANG Man-xiang, ZHANG Shen, TANG Yi-jian, et al. Nitrogen losses from farm runoff under simulated rainfall conditions [J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(1):6-10.
- [5] 赵亮,唐泽军,冯绍元,等. 旱作农业土壤水蚀条件下氮素流失效应试验研究[J]. 水土保持学报, 2010, 24(5):79-82.
ZHAO Liang, TANG Ze-jun, FENG Shao-yuan, et al. Experimental study on effect of nitrogen loss under water erosion in dry farmland soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(5):79-82.
- [6] 梁涛,王红萍,张秀梅,等. 官厅水库周边不同土地利用方式下氮、磷非点源污染模拟研究[J]. 环境科学学报, 2005, 25(4):483-489.
LIANG Tao, WANG Hong-ping, ZHANG Xiu-mei, et al. Simulation study of non-point source pollution under different land use in Guanting Reservoir watershed [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(4):483-489.
- [7] Alberts E E, Neibling W H, Moldenhauer W C. Transport of sediment nitrogen and phosphorus in runoff through cornstalk residue strips[J]. *Journal of the Soil Science Society of America*, 1981, 46:1177-1184.
- [8] Bardgett E D, Anderson J M, Behan-Pelletier V, et al. The influence of soil biodiversity on hydrological pathways and the transfer of materials between terrestrial and aquatic ecosystem[J]. *Ecosystems*, 2001, 4:421-429.
- [9] McIsaac G F, Hirschi Mitchell J K. Nitrogen and phosphorus in eroded sediment from corn and bean tillage systems[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1991, 20:663-670.
- [10] Wit M, Behreend H. Nitrogen and phosphorous emissions from soil to surface water in the Rhine and Elbe basin[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39:109-116.
- [11] Srinivasan R, Engel B A. A spatial decision on support system for assessing agricultural non-point source pollution[J]. *Water Resources Bulletin*, 1994, 30(3):441-452.
- [12] Srinivasan R, Ramannarayanan T S, Arnold J C, et al. Large area hydrologic modeling and assessment part II: Model application[J]. *Journal of American Water Resources Association*, 1998, 34(1):91-101.
- [13] Wifiam F R, Adel Shirmohammadi. Agricultural non point source pollution watershed management and hydmlgy[M]. Boca Raton: Lewis Publishers, 2001:135-168.
- [14] Ventura M, Scandellari F, Ventura F, et al. Nitrogen balance and losses through drainage waters in an agricultural water-shed of the Po Valley (Italy)[J]. *European Journal of Agronomy*, 2008, 29(2):108-115.
- [15] Reddy K R, Patrick W H. Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediments[J]. *Crit Rev Envir Control*, 1984, 13:273-309.
- [16] Salmons W. Sediment and water quality[J]. *Environ Technol Lett*, 1994, 6:95-99.
- [17] Garban B, Ollivon D, Roulin M, et al. Exchanges at the sediment-water interface in the river seine, downstream from Paris[J]. *Water Res*, 1995, 29(2):473-481.
- [18] 杨胜天,程红光,步青松,等. 全国土壤侵蚀量及其在吸附态氮、磷流失量匡算中的应用[J]. 环境科学学报, 2006, 26(3):366-374.
YANG Sheng-tian, CHENG Hong-guang, BU Qing-song, et al. Estimation of soil erosion and its application in assessment of the absorbed nitrogen and phosphorus load in China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(3):366-374.
- [19] 王而力,王嗣淇,王亮. 西辽河流域沙土对氨氮的吸附行为研究

- [J]. 环境科学与技术, 2011, 34(Suppl1):102-106.
- WANG Er-li, WANG Si-qi, WANG Liang. Sorption behavior of ammonium nitrogen on sandy soil in Western Liao River Basin[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(Suppl1):102-106.
- [20] 崔桂芳, 关连珠, 孙琳, 等. 有机质含量对棕壤表面电荷及 NH_4^+ 的吸附解吸特性的影响[J]. 土壤肥料, 2006(1):17-20.
- CUI Gui-fang, GUAN Lian-zhu, SUN Lin, et al. Effect of organic matter content on surface electric charge and NH_4^+ adsorption-desorption characteristics in brown soil[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2006(1):17-20.
- [21] 黄丽, 丁树文, 董舟, 等. 三峡库区紫色土养分流失的试验研究[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1998, 4(1):8-21.
- HUANG Li, DING Shu-wen, DONG Zhou, et al. Study on nutrient losses of purple soil in Three Gorges Reservoir Region [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1998, 4(1):8-21.
- [22] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:39-46.
- HUANG Chang-yong. Soil science[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000:39-46.
- [23] 胡宏祥, 洪天求, 马友华, 等. 土壤及泥沙颗粒组成与养分流失的研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(1):26-29.
- HU Hong-xiang, HONG Tian-qiu, MA You-hua, et al. Study on soil and sediment particle size distribution and nutrient loss[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(1):26-29.
- [24] 中国科学院林业土壤研究所. 中国东北土壤 [M]. 北京: 科学出版社, 1980.
- Chinese Science Academy of Soil Institute. Soil in Northeast China[M]. Beijing: Science Press, 1980.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:106-282.
- LU Ru-kun. Agricultural chemical analysis of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:106-282.
- [26] Christensen B T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52(3):345-353.
- [27] Elliott E T, Cambardella C A. Physical separation of soil organic matter [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1991, 34:407-419.
- [28] Turchenek L W, Oades J M. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques[J]. *Geoderma*, 1979, 21(4):311-343.
- [29] 刘振宇, 郭会琴, 何欢, 等. 苯噻草胺在土壤中的吸附与解吸行为研究[J]. 环境科学, 2009, 30(6):1756-1761.
- LIU Zhen-yu, GUO Hui-qin, HE Huan, et al. Sorption and desorption behavior of the herbicide mefenacet on soils [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(6):1756-1761.
- [30] 焦文涛, 蒋新, 余贵芬, 等. 土壤有机质对镉在土壤中吸附-解吸行为的影响[J]. 环境化学, 2005, 24(5):545-549.
- JIAO Wen-tao, JIANG Xin, YU Gui-fen, et al. Effects of organic matter on cadmium adsorption-desorption in three soils[J]. *Environmental Chemistry*, 2005, 24(5):545-549.
- [31] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002:276-280.
- Ministry of Environmental Protection the People's Republic of China. Standard methods for water and wastewater monitoring and analysis (4th edition)[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002, 276-280.
- [32] Xing B, Pignatello J J, giotti I B. Competitive sorption between atrazine and other organic compounds in soils and model sorbents[J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30(8):2432-2440.
- [33] Xing B, Pignatello J J. Dual-mode sorption of low-polarity compounds in glassy poly(vinyl chloride) and soil organic matter[J]. *Environ Sci Technol*, 1997, 31(3):792-799.
- [34] Leboeuf E J, Weber W J. A distributed reactivity model for sorption by soil and sediments. 9. Sorbent organic domains: Discovery of a humic acid glass transition and an argument from a polymer-based model[J]. *Environ Sci Technol*, 1997, 31(6):1697-1702.
- [35] 张先明, 潘波, 刘文新, 等. 天然土壤中非菲的解吸行为特征研究[J]. 环境科学, 2007, 28(2):272-277.
- ZHANG Xian-ming, PAN Bo, LIU Wen-xin, et al. Desorption behavior characteristics of phenanthrene in natural soils[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(2):272-277.
- [36] Martin J M, Meybeck M. Elemental mass balance of material carried by world major rivers[J]. *Marine Chemistry*, 1979, 7(3):173-206.
- [37] Mackin J E, Aller R C. Ammonium adsorption in marine sediment[J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, 29(3):250-257.
- [38] Boatman C D, Murray J W. Modeling exchangeable NH_4^+ , adsorption in marine sediments: Process and controls of adsorption[J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, 27:99-110.
- [39] 黄满湘, 章申, 晏维金. 农田暴雨径流侵蚀泥沙对氮磷的富集机理[J]. 土壤学报, 2003, 40(2):306-310.
- HUANG Man-xiang, ZHANG Shen, YAN Wei-jin. Sediment enrichment mechanisms of nitrogen and phosphorus under simulated rainfall conditions[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(2):306-310.