

正电荷胶体(赤铁矿)凝聚动力学 机制的激光散射研究^①

朱龙辉¹, 李航¹, 田锐¹, 熊海灵²

1. 西南大学 资源环境学院, 重庆 400715; 2. 西南大学 计算机与信息科学学院, 重庆 400715

摘要: 赤铁矿胶体是可变电荷土壤的重要组成部分, 其相互作用深刻影响可变电荷土壤团聚体的形成、稳定与分散, 从而深刻影响土壤结构状态与物质迁移过程的发生. 通常的土壤 pH(pH<8)条件下, 赤铁矿带净正电荷, 其凝聚由溶液中的阴离子引发. 目前, 阴离子引发土壤胶体凝聚的相关研究鲜见报道. 本研究以赤铁矿为试验材料, 在 pH=4 的酸性条件下研究了 NaCl 溶液中 Cl⁻ 引发赤铁矿凝聚的动力学特征. 研究发现: 1) NaCl 溶液中, 赤铁矿胶体的临界聚沉浓度为 99.2 mmol/L. 2) NaCl 溶液中, 赤铁矿胶体的凝聚活化能与 NaCl 浓度间满足如下指数关系: $\Delta E = RT \ln\{[0.35f_0/(0.44f_0 - 8.66)]\}$. 3) 当 NaCl 浓度小于 99.2 mmol/L 时, 赤铁矿胶体发生慢速的反应控制凝聚, 即表现出 RLCA 凝聚机制; 当 NaCl 浓度高于 99.2 mmol/L 时, 赤铁矿胶体发生快速的扩散控制凝聚, 即表现出 DLCA 凝聚机制. 本研究发现的带正电荷赤铁矿胶体的凝聚动力学规律对于进一步探索可变电荷土壤团聚体的形成与分散机制具有一定参考价值.

关键词: 平均凝聚速率; 光散射; 胶体凝聚; 赤铁矿

中图分类号: S153.3

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2016)07-0070-06

发生在 1~1 000 nm 尺度上的土壤胶体颗粒间的相互作用会深刻地影响土壤系列微观过程与土壤流失、土壤物质迁移和农田面源污染发生等多种宏观现象^[1-2]. 腐殖质、氧化物和矿物胶体颗粒是土壤颗粒的重要组成部分. 土壤中的胶体颗粒具有极强的热力学不稳定性, 在热力学因素改变的条件下, 土壤胶体颗粒间的总势能发生改变而出现凝聚或者分散. 土壤胶体颗粒的凝聚是土壤结构形成的前提条件, 是土壤表现生态肥力功能的重要原因. 另一方面, 在自然条件下土壤胶体颗粒凝聚形成的团聚体有可能发生分散^[3]. 团聚体破坏后释放的胶体颗粒一旦分散于土壤溶液中, 就可能随土壤水的运动而发生迁移, 并进入自然水体而发生水体污染. 目前研究已经证实, 土壤中养分物质和污染物质都主要随土壤胶体颗粒的迁移而发生迁移. 比如 Kretzschmar 等^[4]的研究表明, 在一定的水文地球化学条件下, 胶体颗粒可作为有毒化学物品(放射性核素、重金属离子、难容难降解有机物)的载体, 在亚表层多孔介质中有效运移. Koh 等^[5]的研究认为污水中的非离子有机污染物如苯、苯酚和甲苯等可以被有机物修饰的矿物胶体有效去除. 土壤胶体颗粒的迁移对重金属离子 Cd, Zn, Pb, Cu 等在土壤-水体中的迁移等有重要影响^[6-10]. 因此, 开展土壤微观机制研究, 揭示水土流失、面源污染和团聚体破裂的宏观机制, 显得尤为重要.

胶体颗粒的凝聚动力学特征可以从两方面进行描述: 1) 扩散控制团簇凝聚(DLCA)机制, 又叫快速凝聚机制, 颗粒碰撞的布朗运动能够克服双电层的排斥势垒, 凝聚速率受到布朗运动控制, 凝聚速率接近 1. 2) 反应控制团簇凝聚(RLCA)机制, 在这种机制下, 颗粒碰撞的布朗运动无法克服双电层的排斥

① 收稿日期: 2014-12-31

基金项目: 国家自然科学基金项目(41271292).

作者简介: 朱龙辉(1988-), 男, 河南开封人, 硕士, 主要从事土壤胶体化学研究.

通信作者: 李航, 教授.

势垒, 凝聚速率在 0—1 之间^[11]. 除此之外速率常数、平均凝聚速率、稳定率和临界聚沉浓度(简称 CCC)、活化能也都可被用于描述凝聚的动力学过程^[12-16].

赤铁矿是土壤无机胶体的重要组成部分, 其水合氧化物表面构成了土壤可变电荷的重要来源, 赤铁矿胶体颗粒之间的凝聚作用势必在土壤微观机制和宏观过程中扮演重要角色. 田锐等^[17]的研究表明, 当分别加入不同浓度的 Ca^{2+} , Cu^{2+} 溶液到带可变电荷的黄壤胶体中时, 由于 Ca^{2+} , Cu^{2+} 在胶体颗粒表面的吸附方式不同, 导致胶体颗粒间发生完全不同的相互作用, 进而影响到胶体的凝聚速率和形成的凝聚体的结构特性. 李兵等^[18]研究了不同 pH 条件下黄壤胶体的凝聚动力学过程, 阐明了黄壤胶体的凝聚机制. 而关于通常 pH 条件下($\text{pH} < 8$)赤铁矿颗粒只带净正电荷, 而仅带有净正电荷的赤铁矿胶体颗粒之间的凝聚动力学鲜有研究. 由于氧化铁胶体在可变电荷土壤团聚与分散过程中扮有重要角色, 因此开展带正电荷的赤铁矿胶体的凝聚动力学对于揭示可变电荷土壤团聚体的形成与分散机制具有一定参考价值. 本研究以赤铁矿为实验材料, 测定其在不同浓度的电解质溶液中的凝聚动力学, 并同时从赤铁矿凝聚体的粒径变化、临界絮凝浓度、总体平均凝聚速率和活化能来表征赤铁矿胶体颗粒的凝聚动力学特征, 阐明赤铁矿凝聚的内在机制.

1 材料与方法

1.1 赤铁矿胶体悬液的制备

赤铁矿($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)采购自合肥艾维纳米科技有限公司, 纯度达 99%, 比表面积为 $51.4 \text{ m}^2/\text{g}$. 赤铁矿胶体的制备步骤为: 首先用 $1 \times 10^{-4} \text{ mol/L}$ HCl 洗赤铁矿 3 次, 制得氯离子的饱和样, 再用超纯水水洗 3 次, 去除体系中的干扰离子, 进而制备得到稳定的赤铁矿胶体悬液. 烘干法测得制备的赤铁矿胶体悬液的颗粒密度为 0.70 g/L . 用 0.01 mmol/L HCl 调节胶体悬液 pH 为 4.0, 此时赤铁矿胶体表面带正电荷. 将调节 pH 后的赤铁矿胶体置于探针型超声波处理器(SCIENTZ-IIID, 宁波新芝生物科技股份有限公司)中, 在 20 KHz 分散处理 5 min, 备用. 选取电解质为 NaCl, 设置浓度分别为: 30.0, 40.0, 50.0, 60.0, 70.0, 80.0, 120, 140, 160 mmol/L.

1.2 动态光散射的测定

本研究采用动态光散射法进行试验研究. 实验所用仪器为美国 Brookhaven 公司生产的 BI-200SM 广角度动态/静态激光散射仪, 数字相关器为 BI-9000AT, 设置仪器功率为 15 mW , 入射光波长为 532 nm , 狭缝为 $100 \mu\text{m}$, 恒温循环器控制温度于 $25 \text{ }^\circ\text{C}$. 激光角度为 90° .

依据前期预备实验, 首先配备不同浓度的电解质溶液, 并依据试验所需的电解质浓度, 依次加入赤铁矿胶体 1 mL、超纯水和适量适宜浓度的电解质溶液于散射瓶中, 保证上机时体系总体积(10 mL)和赤铁矿胶体颗粒密度恒定, 赤铁矿胶体上机测定的最佳颗粒密度为 0.07 g/L . 快速轻摇散射瓶后将其放入样品池中. 激光散射仪每隔 30 s 记录 1 次散射光强、粒径等数据, 连续测定 1 h, 以跟踪凝聚过程中散射光强和颗粒粒径随时间的动态变化. 实验在 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 在进行, 所用试剂均为分析纯.

2 结果与讨论

2.1 供试赤铁矿胶体的粒径分布

图 1 是 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 下颗粒密度为 70.0 mg/L 的赤铁矿胶体悬液的粒径分布. 制备的赤铁矿胶体有效粒径为 $140.0 \pm 10 \text{ nm}$, 粒径分布范围 $60.0 \sim 375.0 \text{ nm}$ 左右而集中分布于 $100.0 \sim 200.0 \text{ nm}$.

2.2 赤铁矿凝聚体有效粒径随时间的变化

图 2 为在光强稳定的范围内凝聚体有效粒径随时间的变化图. 由图可知, 体系的有效粒径随时间增加都有不同程度的增长. 随着电解质浓度的增加, 有效粒径的增长速率越大, 凝聚体有效粒径都是先快速增长而后进入缓慢增长的一个平台最终达到平衡状态. 例如, 凝聚是时间为 30 min, 电解质浓度为 40.0 mmol/L 时, 有效粒径为 480.0 nm , 达到平衡时的粒径为 450.0 nm . 而电解质浓度为 120.0 mmol/L 时, 有效粒径为 850.0 nm , 达到平衡时的粒径为 900.0 nm , 粒径增长速率是前者的 1.8 倍, 平衡时的粒径为前者的 2 倍. 根据 DLVO 理论, 酸性条件下赤铁矿胶体表面带正电荷, 表面

吸附有大量的负电荷, 随着电解质 NaCl 溶液浓度的增加, 氯离子进入双电层的数量增多, 胶体表面双电层的厚度减小, 颗粒之间的排斥势垒降低, 胶体颗粒的凝聚速率随电解质浓度增加而增加. 此时即为 RLCA 凝聚或反应控制凝聚. 随着 NaCl 浓度的进一步增加, 胶体颗粒间的排斥势垒消失, 颗粒一经碰撞就发生凝聚, 凝聚速率趋于最大. 此时进一步增加电解质浓度, 凝聚速率增加很少而进入“凝聚平台”(图 2). 当凝聚进入一个平台时, 表明凝聚进入 DLCA 或者快速凝聚阶段. 在快速凝聚的情况下, 所有的颗粒一经碰撞就立即发生不可逆凝聚, 其结果不仅使单体颗粒浓度迅速减少, 而且凝聚体颗粒的增大又带来布朗移动性的降低, 这两个原因导致颗粒的碰撞频率急剧下降而使凝聚体粒径增长变缓.

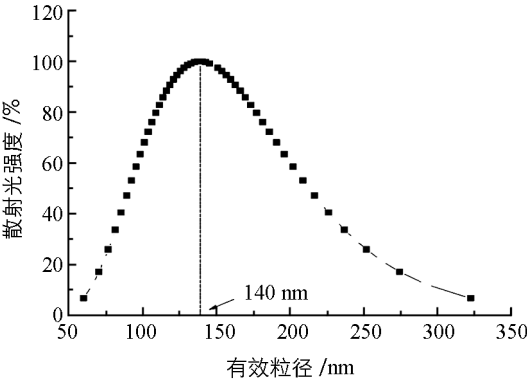


图 1 赤铁矿胶体的粒径分布

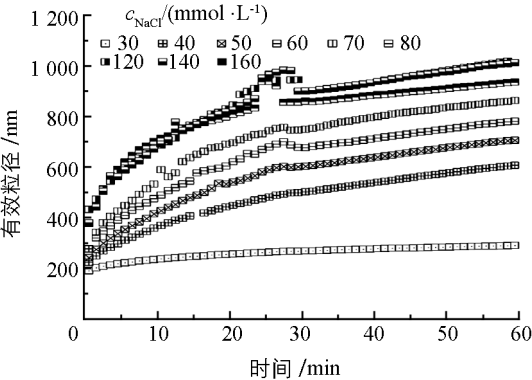


图 2 不同电解质浓度下赤铁矿胶体随时间的增长曲线

2.3 赤铁矿胶体的平均凝聚速率

根据图 2 的实验数据我们可以得到 $\tilde{v}(t)$, $\tilde{v}(t)$ 用粒径随时间的变化表示, 如公式(1)所示, 即可得到平均凝聚速率, 其结果见表 1.

$$\tilde{v}(t, f_0) = \frac{1}{t} \int_0^t v(t) dt = \frac{1}{t} \int \frac{dD(t)}{dt} dt = \frac{D_t - D_0}{t}$$

(1)

式中: $\tilde{v}(f_0)$ (nm/min) 表示从 $t=0$ 到给定时 $t=t_0$ 时间段内的平均凝聚速率, f_0 (mmol/L) 为电解质浓度 D_0 为初始粒径, $D(t)$ 为经过 t 时间的粒径.

表 1 不同电解质浓度下赤铁矿胶体的平均凝聚速率

电解质类型	电解质浓度/(mmol · L ⁻¹)	平均凝聚速率的拟合方程	R ²
NaCl	30	$\tilde{v}(t) = 30.09t^{-0.65}$	0.990
	40	$\tilde{v}(t) = 43.70t^{-0.57}$	0.990
	50	$\tilde{v}(t) = 67.82t^{-0.53}$	0.990
	60	$\tilde{v}(t) = 92.99t^{-0.55}$	0.990
	70	$\tilde{v}(t) = 133.60t^{-0.61}$	0.990
	80	$\tilde{v}(t) = 155.70t^{-0.61}$	0.990
	120	$\tilde{v}(t) = 292.00t^{-0.75}$	0.990
	140	$\tilde{v}(t) = 258.00t^{-0.69}$	0.990
	160	$\tilde{v}(t) = 263.00t^{-0.70}$	0.994

从表 1 可见凝聚速率与凝聚时间之间存在着良好的幂函数关系. 在不加电解质时, 赤铁矿胶体颗粒之间的排斥势垒较高, 赤铁矿胶体颗粒呈分散状态. 当加入电解质后, 胶体颗粒开始凝聚. 随着电解质浓度的增加, 胶体双电层被压缩, 胶体颗粒双电层的排斥势垒迅速降低, 导致平均凝聚速率快速增加. 比如: NaCl 的浓度是 40 mmol/L 和 80 mmol/L 时, 平均凝聚速率分别为 4.20 nm/min 和 12.8 nm/min, 前者是后者的 3.0 倍. 随着电解质浓度的增加, 赤铁矿的平均凝聚速率增加的速度变缓, NaCl 的浓度时 80.0 mmol/L 和 160 mmol/L, 平均凝聚速率分别为 12.8 nm/min 和 13.5 nm/min, 前者是后者的 1.05 倍. 原因是当电解质增加, 双电层压缩而使排斥势垒消失, 而不再随电解质浓度变化, 凝聚过程进入 DLCA 快速凝聚阶段.

将表 1 中的拟合方程代入下式即可得到总体平凝聚速率, 即 TAA 速率^[16]

$$\tilde{v}_T(f_0) = \frac{1}{t_0} \int_0^{t_0} \tilde{v}(t, c_0) dt \quad (2)$$

式中: $\tilde{v}_T(f_0)$ (nm/min) 表示从 $t=0$ 到给定时 $t=t_0$ 时间段内的总平凝聚速率(TAA)。

利用方程 2 得到的 TAA 速率, 可以计算赤铁矿胶体凝聚的临界聚沉浓度值, 既 CCC 值. 它是反应胶体凝聚动力学机制的一个重要参数. 慢速凝聚和快速凝聚之间将存在一个明显的转折点, 而这个转折点所对应的电解质浓度, 此浓度就为电解质的 CCC 值^[18]. 贾明云等^[16]已经建立了一种利用光散射测定多分散悬液体系中不同电解质的 CCC 的方法, 即通计算不同浓度 NaCl 条件下, 一定时间内的平均凝聚速率来确定赤铁矿交替的 CCC 值.

根据碰撞概率理论和临界聚沉浓度的定义, 赤铁矿胶体悬液的临界聚沉浓度为 99.2 mmol/L(图 3). 当电解质浓度小于 CCC 时, 随着体系电解质浓度的增加, 总体平凝聚速率随电解质浓度的升高而增加. 例如, 电解质浓度为 60.0 mmol/L 时, 赤铁矿胶体的总体平均凝聚速率为 17.7 nm/min, 而电解质浓度为 90.0 mmol/L 时, 赤铁矿的平均凝聚速率为 30.9 nm/min, 是前者的 1.7 倍. 出现这种情况的原因是, 当电解质浓度小于 CCC 时, 胶体颗粒间有效碰撞概率小于 1, 胶体经多次碰撞才可能粘在一起, 所以凝聚速率比较低. 但随着加入的电解质质量的增加, 有效碰撞概率增加, 总体平凝聚速率必然增加, 凝聚的粒径达到一定的平台后, 随电解质浓度的增加平均凝聚速率几乎不变. 例如, 电解质浓度为 120 mmol/L 与 140 mmol/L 时, 赤铁矿胶体的平均凝聚速率分别为 35.0 nm/min 和 36.2 nm/min 出现这种情况的原因是, 当电解质浓度大于 CCC 时, 有效碰撞概率达到 1, 颗粒一经碰撞就发生凝聚. 这正好是理论上的最大凝聚速率. 此时凝聚速率不会随着电解质加入量的改变而改变. 因此, CCC 可用来表征电解质溶液中赤铁矿胶体悬浮液的稳定性.

2.4 赤铁矿胶体凝聚的活化能的变化

凝聚活化能是胶体凝聚动力学的又一重要参数, 它反映了胶体凝聚的难易程度. 活化能越高, 胶体越不易凝聚; 在相同 pH 条件下, 凝聚活化能与体系的电解质类型及浓度有关. 基于麦克斯韦速度分布方程、田锐等^[19]建立了胶体颗粒凝聚活化能的计算方法. 当 $f_0 \leq \text{CCC}$ 时, 活化能按下式计算:

$$\Delta E(f_0) = RT \ln \frac{K f_0}{\tilde{v}_T} \quad (3)$$

此时

$$K = \tilde{v}_T(\text{CCC}) / \text{CCC} \quad (4)$$

式中: k_0 (J/K) 是 Boltzmann 常数, T (K) 是绝对温度, 其中 K 是个常数.

根据方程(2), 我们已经得到总平凝聚速率 $\tilde{v}_T(c_0)$ (nm/min), 将得到的 $\tilde{v}_T(c_0)$ (nm/min) 代入(4)式即可得到胶体凝聚过程所需要的活化能与电解质浓度间的数学关系, 其结果表达为方程(5):

$$\Delta E = RT \ln(0.35 f_0 / (0.44 f_0 - 8.66)) \quad (5)$$

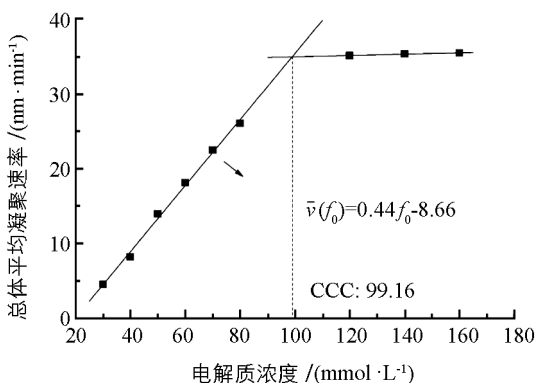


图 3 不同电解质浓度下赤铁矿胶体凝聚的总体平均凝聚速率的变化

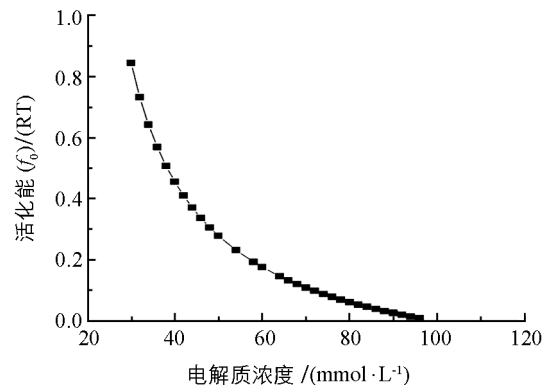


图 4 不同电解质浓度下氧铁胶体凝聚的活化能的变化

方程(5)作图可得其赤铁矿胶体颗粒间活化能随电解质浓度的函数关系(图4).随着电解质浓度增加,赤铁矿胶体颗粒之间的活化能逐渐减小,而且电解质浓度越低,活化能的减少速度越快.例如,当选取NaCl的浓度为40 mmol/L和80 mmol/L时,赤铁矿胶体之间的活化能分别为0.46 RT和0.06RT,离子强度40 mmol/L的活化能是80 mmol/L的7.46倍.将图3与图4比较可以看出,如果凝聚过程中的活化能高,凝聚速率将会很慢甚至凝聚不发生;活化能可以随电解质的加入而降低,凝聚速率会随电解质浓度升高而增大.所以,在电解质没有加入时,赤铁矿胶体悬液为稳定状态,没有凝聚的发生.当电解质溶液加入后,赤铁矿胶体出现凝聚,且随NaCl浓度的提高和凝聚活化能的迅速变小,胶体的平均凝聚速率增大.当然,由于赤铁矿胶体颗粒表面带正电荷,凝聚的产生是由加入的电解质中的氯离子引发的.田锐研究发现,蒙脱石胶体凝聚是由表面带相反电荷的阳离子引起^[20].

3 结 论

利用动态光散射技术,在不同浓度的NaCl条件下通过对赤铁矿胶体凝聚动力学的研究,讨论了正电荷胶体赤铁矿的凝聚动力学机制,并得出以下结论:1) NaCl溶液中,赤铁矿胶体的临界聚沉浓度为99.2 mmol/L. 2) NaCl溶液中,赤铁矿胶体的凝聚活化能与NaCl浓度间满足如下指数关系: $\Delta E = RT \ln\{[0.35f_0 / (0.44f_0 - 8.66)]\}$. 3) 当NaCl浓度小于99.2 mmol/L时,赤铁矿胶体发生慢速的反应控制凝聚,即表现出RLCA凝聚机制;当NaCl浓度高于99.2 mmol/L时,赤铁矿胶体发生快速的扩散控制凝聚,即表现出DLCA凝聚机制.

参考文献:

- [1] SPARKS D L. Environmental Soil Chemistry (Second Edition) [M]. Manhattan: Academic Press, 2003.
- [2] 田 锐,刘艳丽,李 航,等. Zn^{2+} 吸附引发腐殖质分子凝聚的激光散射研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2010, 32(11): 118—123.
- [3] ELFARISSI F, PEFFERKORN E. Fragmentation of Kaolinite Aggregates Induced by Ion-Exchange Reactions Within Adsorbed Humic Acid Layers [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2000, 221(1): 64—74.
- [4] KRETZSCHMAR R, BORKOVEC M, GROLIMUND D, et al. Mobile Subsurface Colloids and Their Role in Contaminant Transport [J]. Advances in Agronomy, 1999, 66(8): 121—193.
- [5] KOH S M, DIXON J B. Preparation and Application of Organo-Minerals as Sorbents of Phenol, Benzene and Toluene [J]. Applied Clay Science, 2001, 18(3): 111—122.
- [6] 肖广全,温 华,魏世强. 三峡水库消落区土壤胶体对Cd在土壤中迁移的影响 [J]. 水土保持学报, 2007, 21(4): 16—20.
- [7] 张桂银,董元彦,李学垣,等. 微量热法在土壤胶体吸附重金属离子研究中的应用 [J]. 华中农业大学学报, 1998, 17(2): 150—153.
- [8] 秦樊鑫,段婷婷. 测定土壤中重金属 Pb, Cd, Cu, Zn, Ni 前处理方法 [J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2005, 23(2): 81—83.
- [9] HUANG Q, CHEN W, XU L. Adsorption of Copper and Cadmium by Cu-And Cd-Resistant Bacteria and Their Composites with Soil Colloids and Kaolinite [J]. Geomicrobiology Journal, 2005, 22(5): 227—236.
- [10] BRADL H B. Adsorption of Heavy Metal Ions on Soils and Soils Constituents [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, 277(1): 1—18.
- [11] KLEIN R, MEAKIN P. Universality in Colloid Aggregation [J]. Nature, 1989, 339(3): 360—392.
- [12] HESTERBERG D, PAGE A L. Critical Coagulation Concentrations of Sodium and Potassium Illite as Affected by pH [J]. Soil Science Society of America Journal, 1990, 54(3): 735—739.
- [13] GROLIMUND D, ELIMELECH M, BORKOVEC M. Aggregation and Deposition Kinetics of Mobile Colloidal Particles in Natural Porous Media [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2001, 191(1): 179—188.
- [14] PUERTAS A M, NIEVES F J D L. Colloidal Stability of Polymer Colloids with Variable Surface Charge [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 1999, 216(2): 221—229.
- [15] 朱华玲,李 兵,熊海灵,等. 不同电解质体系中土壤胶体凝聚动力学的动态光散射研究 [J]. 物理化学学报, 2009, 25(6): 1225—1231.

- [16] JIA M, LI H, ZHU H, et al. An Approach for The Critical Coagulation Concentration Estimation of Polydisperse Colloidal Suspensions of Soil and Humus [J]. Journal of Soils and Sediments, 2013, 13(2): 325–335.
- [17] TIAN R, LI H, ZHU H, et al. Ca^{2+} and Cu^{2+} Induced Aggregation of Variably Charged Soil Particles: A Comparative Study [J]. Soil Chemistry, 2013, 77(3): 774–781.
- [18] 李 兵, 李 航, 朱华玲, 等. 不同 pH 条件下黄壤胶体凝聚的动态光散射研究 [J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 89–95.
- [19] TIAN R, YANG G, LI H, et al. Activation Energies of Colloidal Particle Aggregation: Towards A Quantitative Characterization of Specific Ion Effects [J]. Physical Chemistry Chemical Physics, 2014, 16(19): 8828–8836.
- [20] 田 锐. 土壤胶体凝聚中的离子特异性效应 [D]. 重庆: 西南大学, 2014: 19–39.

Kinetics Mechanism of Aggregation of the Positively Charged Colloid (Hematite) by Laser Scattering Technology

ZHU Long-hui¹, LI Hang¹, TIAN Rui¹, XIONG Hai-ling²

1. School of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. School of Computer and Information Science, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: Hematite colloid is an important component of variable charge soil colloids. The interactions of hematite colloids profoundly influence the formation, stability and dispersion of variable charge soil aggregates, and then strongly affect the transfer process of soil particles. Under the normal soil pH ($\text{pH} < 8$) conditions, the net charge of hematite surface is positive, thus the aggregation of hematite colloids is triggered by the anions in the solution. Currently, there are few reports concerning researches of the aggregation of colloids induced by anions. In this study, the kinetics of aggregation of hematite affected by Cl^- 1 in NaCl solution at $\text{pH} = 4$ was investigated. The critical coagulation concentration of hematite colloids in the NaCl solution was found to be 99.2 mmol/L. The exponential function between the activation energy of hematite colloid aggregation and the NaCl concentration was observed as $\Delta E = RT \ln\{[0.35f_0 / (0.44f_0 - 8.66)]\}$. When the NaCl concentration was lower than 99.2 mmol/L, the reaction of hematite colloid aggregation was slow, an RLCA cohesion mechanism; in contrast, when the NaCl concentration was higher than 99.2 mmol/L, the aggregation showed a rapid diffusion mechanism (DLCA). The aggregation kinetics of hematite colloids with positive charges observed in the present study would provide a possible direction for the study of the mechanism of the formation and dispersion of soil aggregates with variable charges.

Key words: average aggregation velocity; laser scattering; colloid aggregation; hematite

责任编辑 陈绍兰

实习编辑 包 颖

