厌氧环境下Cr(VI)的微生物还原能力

李松,曲东

(西北农林科技大学 资源环境学院,陕西 杨凌 712100)

[摘 要] 通过接种土壤微生物的混合培养及土壤泥浆培养试验,测定了厌氧培养过程中Cr(VI)和Fe(II)浓度的变化,研究了不同浓度铬酸盐的微生物还原能力及不同浓度铬酸盐对水稻土中氧化铁还原的影响,结果表明,由水稻土中提取的微生物虽然能够直接还原Cr(VI),但其还原速率和还原程度有限,且Cr(VI)浓度越高,微生物的还原能力越差;不同来源的土壤微生物对Cr(VI)的还原能力有所差异,其中四川水稻土中微生物对Cr(VI)的还原能力均大于江西水稻土;在厌氧培养的水稻土中,添加的Cr(VI)可以较迅速地还原,其中土壤氧化铁的微生物还原过程对Cr(VI)还原具有明显的促进作用;Cr(VI)的存在导致Fe(II)生成的时间出现滞后,且Cr(VI)浓度越大生成Fe(II)的滞后时间越长;Fe(II)产生滞后的时间与Cr(VI)还原结束的时间具有一致性。

[关键词] 微生物Cr(VI)还原; 异化Fe(III)还原; 水稻土

[中图分类号] S153; X53 [文献标识码] A

[文章编号] 1671-9387(2006)10-0107-06

将Cr(VI)还原为低毒、微溶的Cr(III)是对铬污 染环境修复的一个有效过程[1-2]。土壤中存在某些兼 性和严格厌氧的细菌可以将Cr(VI)作为直接电子 受体^[3]. 或通过特定的细胞色素或酶还原 Cr(VI)^[4-5]。从重铬酸盐污染土壤中分离出的耐铬微 生物对Cr(VI)有较高的抗性,其中一些菌株可以高 效还原Cr(VI),其微生物生长和还原Cr(VI)的最适 温度为30 ,最佳pH 值为7.0,且土壤中的有机质 含量越高, Cr(VI)还原速率越快, 对铬的还原强度 也越大[6-9]。目前,对铬微生物还原的研究大多是通 过纯培养试验进行,一般并未考虑土壤中其他共存 组分的影响。然而,在厌氧水稻土体系中同时存在着 诸如硝酸盐还原、硫酸盐还原及Fe(III)还原等氧化 还原过程,其与铬还原过程是否存在电子受体之间 的竞争或产物之间的相互反应, 已成为土壤污染修 复中的热点问题^[10]。已有研究^[11-12]表明, Cr(VI)可 被异化铁还原中产生的Fe(II)还原为Cr(III),同时 Fe(II)被重新氧化成Fe(III),从而使系统中存在Cr(III)-Fe(III)混合物,铁还原菌能循环利用Fe(III), 通过连续的生物-非生物还原反应,加速对Cr(VI) 的还原,铁在Cr(VI)微生物的还原中起到"催化"作 用。由此可知,在厌氧土壤中,异化铁还原可以作为 铬污染的一种重要的解毒方式[13-14]。因此,深入探讨 Fe(III)-Cr(VI)体系的竞争还原机理无疑具有重要 的理论和实际意义。本研究拟通过Fe(III)-Cr(VI)体 系的混合培养试验,探讨不同来源的微生物和Fe(III)对Cr(VI)还原的影响,以期为进一步明确Fe(III)-Cr(VI)体系的竞争还原机理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试水稻土分别采自四川省邛崃市迥龙镇(用 "SC '表示)和江西省安福县竹江乡店上村(用"JX" 表示)。土壤样品自然风干,磨纯。四川和江西水稻 土的基本理化性状如下:有机质含量分别为48 9和 23 9 g/kg,全铁含量分别为34 2和19 5 g/kg,无定 型铁含量分别为3 08和1.94 g/kg,游离铁含量分 别为11.7和6 48 g/kg,pH 分别为7.34和4 84。

1.2 土壤接种液

分别将风干后过1mm 土壤筛的2种土样按m (土) v(去离子水)= 1 9的比例于30 下淹水7 d 后,700 r/m in 离心10m in,取上清液用作微生物 接种液。

1.3 试验设计与测定方法

1.3.1 液体混合培养试验中Cr(VI)的微生物还原

能力 分别在10 mL 血清瓶加入除菌后的5 g/L 氯

[收稿日期] 2006-02-22

2

[基金项目] 国家自然科学基金项目(40271067);教育部博士学科点专项科研基金项目(20020712009)

[作者简介] 李 松(1979-), 女, 天津市人, 在读硕士, 主要从事环境化学研究。

[通讯作者] 曲 东(1960-), 男, 河南陕县人, 教授, 博士, 主要从事土壤环境化学研究。E-m ail: dongqu@nw suaf edu cn

© 1994-2010 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

化铵溶液 25 mmol/L 磷酸缓冲液 5 g/L 葡萄糖溶 液 铬酸钾溶液和接种液各 1 mL,使混合液中 Cr(VI)的终浓度分别为0(对照),0 05,0 10,0 20 和0 40 mmol/L。每处理平行11 份。盖紧橡胶塞,充 氮气5 m in 除氧后密封,置30 恒温培养箱中厌氧 培养,分别于培养的0,1,3,5,9,13,17,22,29,36 和 46 d 采样。每次采样取出各处理1 瓶,充分摇匀后吸 取1 0 mL 培养液,加到盛有4 0 mL 蒸馏水的具塞 离心管中,30 下静置浸提1 h^[14],重复3 份。提取液 用0 45 μ m 滤膜过滤,采用二苯碳酰二肼分光光度 法^[15](DPC 比色法)测定滤液中的Cr(VI)浓度。

1.3 2 水稻土泥浆培养试验中Cr(VI)的微生物还 原能力 分别称取水稻土样品3000g置于10mL 的血清瓶中,各添加铬酸钾溶液1mL及蒸馏水2 mL制得 $m(\pm)$ V(液)=1 1的土壤泥浆。使土壤 泥浆中添加的Cr(VI)终浓度分别为0(对照),100, 150,200和250mg/kg。每处理平行9份。盖紧橡胶 塞,充氮气5min除氧后密封,置于30 恒温培养箱 中厌氧培养30~33d,定期采样。每次采样取出各处 理1瓶,摇匀,用加样器吸取泥浆04mL于46mL 蒸馏水中,30 下静置浸提1h,重复3份。提取液用 045 μ m 滤膜过滤,用DPC比色法测定Cr(VI)浓 度。

1.3.3 添加不同浓度Cr(VI)对水稻土泥浆培养试验中Fe(III)还原的影响 试验设计和培养方法同 1.3.2, 厌氧培养时间为48~58 d。试验目的在于比较不同浓度Cr(VI)对水稻土泥浆培养试验中 Fe(III)还原的影响,并探讨Fe(III)-Cr(VI)体系间 的竞争还原关系。每次采样取出各处理1瓶,摇匀, 用加样器吸取泥浆04mL置于46mL浓度为05 mol/L的盐酸溶液中,重复3次,在30 下静置浸提 24 h^[16]。提取液过022 µm 滤膜,滤液中的Fe(II)浓 度采用邻菲啰啉分光光度法测定^[17]。

2 结果与分析

2 1 液体混合培养试验中Cr(VI)的微生物还原 能力

在以Cr(VI)为唯一电子受体的混合培养试验 中.2 种来源的土壤微生物对不同浓度铬酸盐的还 原能力见图1。由图1 可知,在相同的培养时间,接种 四川水稻土微生物对0 10,0 20 和0 40 mm ol/L Cr (VI)的还原速率较接种江西水稻土微生物的高。在 接种四川水稻土微生物的处理中,005,010和 0 20 mmol/L 的Cr(VI)分别在9,22 和46 d 全部被 还原, 0 40 mm ol/L Cr(VI) 处理的还原效果也很明 显,还原率为36 54 %;在接种江西水稻土微生物的 处理中,0 05 和0 10 mm ol / Cr(VI) 还原结束的时 间分别为9 和36 d, 0 20 和0 40 mmol/L Cr(VI)处 理至培养的 46 d 均未被全部还原, 且0 40 mm o 1/LCr(VI)处理的还原量明显较低,还原率仅为 14,44 %。由此可知,在相同培养时间,温度和体系养分组 成的条件下,添加相同浓度的Cr(VI),四川水稻土 中的微生物对Cr(VI)的还原能力较江西水稻土强, 表明不同来源水稻土中的微生物对Cr(VI)的还原 有不同的影响。



由表1 可知, 当Cr(VI) 浓度为0 05 mmol / 1 时, 两种土壤微生物对Cr(VI)的还原速率差异较小.但 均高于0 10,0 20 和0 40 mmol/L 的Cr(VI)处理。 当Cr(VI)浓度分别为0 10.0 20 和0 40 mmol/L 时,四川水稻土的微生物还原速率分别较江西水稻

土高0 105,0 104 和0 155 mg/(L · d)。在试验设置 的Cr(VI)浓度范围内,四川水稻土微生物的Cr(VI)还原速率变幅较小,而江西水稻土微生物的Cr(VI) 还原速率在 $0.40 \,\mathrm{mmol}$ $L \,\mathrm{Cr}(\mathrm{VI})$ 处理中显著减小。

表1	不同浓度 $Cr(VI)$ 对微生物还原能力的影响

Table 1 Effects of Cr(VI) of different concentrations on the reduction of microorganisms

Cr(VI)/(mmol·L ⁻¹)	Cr(VI)还原反应结束时间/d Teminating time of Cr(VI) reduction		平均还原速率/(mg·L ⁻¹ ·d ⁻¹) A verage reduction rate	
	SC	JX	SC	JX
0 05	9	9	0 285	0 314
0 10	22	36	0 231	0 126
0 20	46		0 247	0 143
0 40	—		0 224	0 069

注:"—"表示Cr(VI)还原反应没有结束。

Note: "- "denoting the Cr(VI) reduction has not finished

2 2 水稻土泥浆培养试验中Cr(VI)的微生物还原 能力

不同浓度Cr(VI)在四川水稻土中的还原效果 见图 2。从图 2 可以看出,在四川水稻土中添加的 100, 150, 200 和250 mg/kg 的Cr(VI) 均可被完全还 原,且完全还原所需时间也相对较短,说明水稻土中 Cr(VI)的生物还原过程较混合培养试验有明显增 强

图3为不同浓度Cr(VI)在江西水稻土中的还原





对比图2和图3可以看出,在四川和江西水稻土 中分别添加100,150,200 和250 mg/kg Cr(VI),Cr (VI)还原结束时间分别为6,11,19和30d(图2)及8, 15,23 和33 d(图3)。这可能是由于四川水稻土的微 生物活性、有机质和铁含量均高于江西水稻土、因而 Cr(VI)完全被还原所需时间也少于江西水稻土。在 效果。由图3 可知,不同浓度的Cr(VI)在江西水稻土 中也可以被完全还原,并且还原效果较混合培养更 加显著,其结果与四川水稻土相似。

水稻土中的微生物种类及数量繁多,同时还含 有丰富的有机质作为电子供体,必然会导致Cr(VI) 还原能力的增加,并且土壤自身还含有一定量的易 还原氧化铁,而氧化铁作为厌氧体系中的优势电子 受体易发生微生物还原反应,产生的Fe(II)作为还 原剂,其对Cr(VI)的还原有一定促进作用。





四川水稻土中, Cr(VI)的还原趋势曲线比较平缓, 始终保持着一个比较稳定的还原速率: 而在江西水 稻土中,反应初期Cr(VI)的还原速率较大,5 d 后速 率减小,曲线趋于平缓,其原因可能是四川水稻土中 有机质和易还原氧化铁比较丰富,可以不断提供并 满足Cr(VI)还原过程的需要,而这两者是影响Cr

© 1994-2010 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

(VI)还原的重要因素。江西水稻土中的有机质和游 离氧化铁含量仅为四川水稻土的48 9%和55.4%, 因此其在反应初期无法满足Cr(VI)还原的需要,导 致反应初期的还原速率较低。

110

2 3 添加不同浓度Cr(VI)对水稻土中Fe(III)还原 的影响

水稻土中添加不同浓度Cr(VI)后,Fe(II)生成 量的变化如图4和图5所示。由图4和图5可知,厌 氧培养结束时不同土壤中Fe(II)的生成量有一定 差异,其中四川水稻土中的Fe(II)累积含量可达





由图4和图5还可看出,当Cr(VI)浓度较低时, 除Fe(II)累积时间出现滞后以外,其Fe(II)的产生 速率与不添加Cr(VI)的对照基本一致,且Fe(II)的 累积量与对照相同。高浓度的Cr(VI)可导致Fe(II) 产生速率的显著降低。

影响Fe(II)累积的原因可能有两个方面,一方 面是具有毒性的Cr(VI)可能会对土壤中的微生物 产生毒害作用,从而影响铁还原微生物对土壤氧化 铁的还原过程,导致Fe(II)产生速率降低和数量减 少;另一方面,土壤体系中的Fe(II)稳定性可能受 到共存物质制约,具有氧化性的物质可使Fe(II)发 生化学氧化作用。当土壤中添加一定量的Cr(VI) 后,Fe(II)可与Cr(VI)发生化学氧化还原反应, Cr(VI)被还原为Cr(III)的同时Fe(II)被重新氧化 成Fe(III)。所以,当体系中存在Cr(VI)时将会"抑 制'Fe(II)的累积,直至体系中的Cr(VI)被完全还 原。由此也可以说明,水稻土中微生物还原产生的 Fe(II),在Cr(VI)还原过程中充当着"化学还原剂" 的重要角色,土壤中氧化铁的氧化还原过程对 Cr(VI)的还原解毒具有重要的意义。 7 m g/g,而江西水稻土中的Fe(II)累积含量大约为 4 m g/g,这一差异主要是由于土壤中的氧化铁矿物 类型和数量不同所致。水稻土中添加Cr(VI)后,可 使Fe(II)生成时间滞后,且添加的Cr(VI)浓度越大 其生成Fe(II)的滞后时间越长。当Cr(VI)浓度分别 为 100, 150, 200 和 250 m g/kg 时,四川水稻土中 Fe(II)开始大量累积的时间分别为 6, 11, 19 和 25 d,江西水稻土中Fe(II)开始大量累积的时间分别 为 8, 15, 23 和 28 d,这与土壤中相应的Cr(VI)还原 结束时间基本一致。



图 5 添加不同浓度 Cr(N)对江西水稻土中铁还原的影响 Fig. 5 Effects of adding Cr(N) of different concentrations on iron reduction in Jiangxi paddy soil

3 讨论

关于微生物对Cr(VI)的解毒机理研究一直都 颇具争议,但都是围绕微生物的直接作用和间接作 用展开的。直接作用是指通过驯化、筛选、诱变、基因 重组等技术得到可以直接还原Cr(VI)的微生物,通 过生物还原反应,将Cr(VI)还原为 $Cr(III)^{[18]}$ 。其中, 一种形式是将Cr(VI)作为直接的电子受体,通过利 用有机质或添加的培养基质进行代谢活动,将电子 转移给Cr(VI)使其还原为Cr(III)^[19]:另一种是利用 具有某些特定酶的微生物,如腐臭假单胞菌的还原 酶和阴沟肠杆菌的细胞色素C^[20],直接通过酶促还 原反应将Cr(VI)转化为Cr(III),这种还原方式在Cr(VI)的微生物还原过程中占有主要地位^[2]。从本研 究的液体混合培养试验可知,从水稻土中提取的微 生物虽然能够直接还原Cr(VI),但其还原速率和还 原程度有限,且Cr(VI)浓度越高,微生物的还原能 力越差。其原因是否是具有毒性的Cr(VI)部分抑制 了微生物活性、阻碍了其生物代谢过程所致,还有待 进一步探讨。同样,能否从水稻土中分离获得高效还 原Cr(VI)的微生物,以及在自然环境中如何调控和 Cr (VI)的间接生物还原是指环境中的某些物 质通过微生物代谢生成还原性产物,如厌氧沉积物 及渍水土壤中的氧化铁被铁还原微生物还原为 Fe(II)、硫酸盐被硫酸盐还原微生物还原为硫化 物,这些还原性的代谢产物能够与Cr(VI)发生化学 氧化还原^[20-23],形成了一种生物还原和非生物还原 相结合的过程。由本研究的土壤泥浆试验可以看出, 土壤中Cr(VI)的还原比较迅速且还原比较彻底。对 液体混合培养和土壤泥浆试验中添加的Cr(VI)数 量和还原率进行比较,液体混合培养时在反应瓶中 的Cr(VI)含量为 13~ 104 μ g,其最大浓度下的 Cr(VI)还原率在46 d 时为36 54% (SC)和14 44% (JX); 土壤泥浆试验时反应瓶中的Cr(VI)含量为 300~750 μ g, 其最大浓度下的Cr(VI)还原率分别在 30 d(SC)和33 d(JX)达到100%。土壤泥浆试验中添 加的Cr(VI)含量为液体混合培养试验的23~7.2 倍, 表明土壤中添加的Cr(VI)能够较好地被还原。 这是因为土壤中包含大量的易还原Fe(III),可作为 优势电子受体进行微生物铁还原反应,产生的Fe (II)强化了Cr(VI)的还原过程。但在Fe(III)和Cr (VI)同时作为电子受体而存在竞争还原时,土壤微 生物对氧化铁的生物还原过程将占据主导地位。因 此,由Fe(II)促进的Cr(VI)还原可能是厌氧水稻土 中Cr(VI)还原解毒的重要方式。同时也表明,利用 铁还原的生物修复过程将存在巨大的研究潜力。

[参考文献]

- [1] Singh IB, Singh D R. Influence of dissolved oxygen on aqueous Cr(VI) removal by ferrous ion[J]. Environ Technol, 2002, 23(12): 1347-1353
- [2] Tokunaga T K, W an J, Hazen T C, et al Distribution of chrom ium contamination and microbial activity in soil aggregates [J]. Environ Qual, 2003, 32(2): 541-549.
- [3] Erdem M, Altundogan H S, Ozer A, et al Cr(VI) reduction in aqueous solutions by using iron sulphide[J]. Environ Technol, 2001, 22 (10): 1213-1222
- [4] Loyaux-Lawniczak S, Lecom te P, Ehrhardt J J. Behavior of hexavalent chromium in a polluted groundwater: redox processes and immobilization in soils[J]. Environ Sci Technol, 2001, 35(7): 1350-1357.
- [5] H shen, W ang Y T. Modeling hexavalent chromium reduction in *Escherichia coli* 33456[J]. Biotechnology and Bioengeering, 1994, 4(4): 293-300
- [6] Cam argo F A O, Bento F M, Keke B C O, et al Chromate reduction by dhrom ium-resistent bacteria isolate from soils contam inated with dichromate[J]. Environ Qual, 2003, 32(4): 1228-1233
- [7] PalA, PaulA K Aerobic chromate reduction by chromium-resistant bacteria isolated from serpentine soil[J]. M icrobiol Res, 2004, 159 (4): 347-354
- [8] 张定一,林成谷,阎翠萍,土壤有机质对六价铬的还原解毒作用[J] 农业环境保护,1990,9(4):29-31.
- [9] Tokunaga T K, Jiam in W, Firestone M K, et al In situ reduction of Cr(VI) in heavily contaminated soils through organic carbon amendment[J]. Environ Qual, 2003, 32(5): 1641-1649.
- [10] T seng J K, Bielefeldt A R. Low-temperature chrom ium (VI) biotransformation in soil with varying electron acceptors[J]. Environ Qual, 2002, 31(5): 1831-1841.
- [11] Lovely D R. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction[J]. M icrobial Rev, 1991, 55(2): 259-287.
- [12] Anderson R T, Lovely D R. Influence of dissin ilatory metal reduction on fate of organic and metal contaminants in the subsurface[J]. Hydrogeology Journal, 2000, 8(1): 77-88
- [13] Wielinga B, Mizuba M M, Hansel C M, et al Iron promoted reduction of chromate by dissimilatory iron-reducing bacteria [J]. Environ Sci Technol, 2001, 35(3): 522-527.
- [14] 曲 东, 毛 晖, 曾 辰 添加铬、铁及葡萄糖对土壤中异化铁还原的影响[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2004, 32(10): 43-46
- [15] 周 琦 环境保护国家标准汇编-水质六价铬的测定(GB 7467-87)[S] 北京: 中国标准出版社, 1990: 216-219.
- [16] Schnell S, Ratering S Simultaneous determination of iron (III), iron (II), and manganese (II) in environmental samples by ion chromatography [J]. Envirn Sci Technol, 1998, 32: 1530-1537.
- [17] 鲍士旦 土壤农化分析[M] 北京: 中国农业出版社, 2000: 225-227.
- [18] Pattanapip itpaisal P, Brown N L, M acaskie L E Chromate reduction and 16S rRNA identification of bacteria isolated from a Cr (VI)-contam inated site[J]. App1M icrobio1B iotechnol, 2001, 57 (1-2): 257-261.
- [19] 汪 频, 李福德, 刘大江 硫酸盐还原菌还原铬(VI)的研究[J]. 环境科学, 1993, 14(6): 1-4
- [20] 夏北成 环境污染物生物降解[M].北京:化学工业出版社, 2002: 41.

7

- [21] Puzon GJ, Roberts A G, Kramer DM, et al Formation of soluble organo-chrom ium (III) complexes after chromate reduction in the presence of cellular organics[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(8): 2811-2817.
 - © 1994-2010 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

- [22] Lan Y, Deng B, Kin C, et al Catalysis of elemental sulfur nanoparticles on chromium (VI) reduction by sulfide under anaerobic conditions[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(7): 2087-2094
- [23] A rias Y M, Tebo B M. Cr(VI) Reduction by sulfidogenic and nonsulfidogenic m icrobial consortia[J]. Appl Environ M icrobiol, 2003, 69 (3): 1847-1853.

Reduction capabilities of m icrobial Cr(VI) in anaerobic environment

L I Song, QU D ong

(College of Resources and Environment, Northwest A & FUniversity, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The changes of Cr(VI) and Fe(II) concentration were measured during Co-culture experiment and slurry experiments. The microbial reducing ability of different chromate concentrations and the effect of chromate on dissimilatory iron reduction in paddy soil were investigated. The result indicated that, although microorganism from paddy soil could directly reduce Cr(VI), the reducing rate and efficiency were limited; the higher Cr(VI) concentration was, the less reducing ability the microbial showed; the microbe from different paddy soils had different effects on Cr(VI) reducing abilities; The reducing ability of the microbe from Sichuan paddy soil was higher than that from Jiangxi paddy soil Cr(VI) added could be rapidly reduced in paddy soil under anaerobic incubation, moreover, the process of dissimilatory iron reduction of soil could obviously promote the Cr(VI) reduction. The existent of Cr(VI) could delay the appearance of Fe(II); the higher Cr(VI) concentration was, the later Fe(II) appeared. The delayed time of Fe(II) appearance was in accordance with the ending time of Cr(VI) reduction.

Key words: m icrobial Cr(VI) reduction; dissim ilatory iron reduction; paddy soil

(上接第106页) Abstract D: 1671-9387(2006)10-0101-CA

Effects of benzene analogs as sole carbon source on dissimilatory iron reduction

L IU Shuo, QU Dong

(College of Resources and Environment, Northwest A & FUniversity, Yangling, Shaanxi, 712100, China)

Abstract: The paddy soil extraction was incubated anaerobically as inoculum and dissimilatory iron reduction was investigated during anaerobic co-culture containing ferrihydrite as sole electron acceptor, benzene analogs (toluene, aniline, phenol, benzoic acid) as sole carbon source, under suitable supplies of inorganic N, P and K nutrition. The results indicated that, the microbe in the paddy extraction could transfer electrons to Fe (III), utilizing benzene analogs as sole carbon source when microbe was degraded; the iron reduction rates were different, the maximal reduction was 53 99% with benzoic acid as carbon source and the minimum reduction was 19, 55% with toluene as carbon source; the reduction level with benzene analogs as carbon source was less than that with glucose as carbon source (71, 16%); different concentrations of benzene analogs, dissimilatory iron reduction depending upon the microorganism activities could be strengthened, how ever, there was a trend that iron reduction was to be suppressed when the concentration of benzene analogs was too high. The addition of anthraquione-2, 6-disulfonate during co-culture could obviously increase Fe (II) level with 2 0 mmol/L of benzene analogs as carbon source. This showed that anthraquione-2, 6-disulfonate could promote the transference of electrons from the benzene analogs to ferrihy-drite

Key words: dissimilatory iron reduction; benzene analogs; paddy soil; anthraquione-2, 6-disulfonate