

表面活性剂影响下的紫色土氮素垂向迁移风险

陈玉成^{1,2} 杨志敏^{1,2} 蒋玲² 陈庆华^{1,2} 高萌²

(1. 西南大学资源环境学院, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715; 2. 重庆市农业资源与环境重点实验室, 重庆 400716)

摘要:采用模拟淋溶试验,研究了表面活性剂十二烷基苯磺酸钠(SDBS)对紫色土氮素的垂向迁移的影响。SDBS减少紫色土铵态氮的淋溶损失,且SDBS浓度越高,铵态氮损失越少。SDBS促进紫色土硝态氮的淋失,累积淋失量依次为SDBS₁₀₀>SDBS₄₀>SDBS₀>SDBS₅。低浓度SDBS抑制紫色土总凯氏氮(TKN)损失,但高浓度SDBS则显示促进作用,SDBS₄₀、SDBS₁₀₀的TKN累积淋失量分别较SDBS₀增加了16.8%、22.36%。SDBS淋溶影响紫色土氮素的垂向分布,紫色土氮素有明显向下迁移的趋势,且SDBS浓度越高,迁移性越强。

关键词:表面活性剂;铵态氮;硝态氮;紫色土;迁移

中图分类号:X131.3 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)07-1614-05

Vertical Transporting Risk of Nitrogen in Purple Soil Affected by Surfactant

CHEN Yu-cheng^{1,2}, YANG Zhi-min^{1,2}, JIANG Ling², CHEN Qing-hua^{1,2}, GAO Meng²

(1. Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China; 2. Chongqing Key Laboratory of Agricultural Resources & Environment, Chongqing 400716, China)

Abstract: The simulated leaching experiment was conducted to determine the effects of surfactant of sodium dodecyl benzene sulphonate (SDBS) on vertical transporting of nitrogen in purple soil. SDBS could reduce NH₄⁺-N loss from soil, and the higher concentration of SDBS, the less loss. SDBS could increase NO₃⁻-N loss from soil, and the order of accumulation loss is SDBS₁₀₀>SDBS₄₀>SDBS₀>SDBS₅. Lower concentration SDBS decrease TKN loss, but higher concentration SDBS had a reverse effect, and compared with SDBS₀, the accumulation loss TKN of SDBS₄₀, SDBS₁₀₀ increased by 16.8%, 22.36%, respectively. SDBS could affect vertical transporting of nitrogen in purple soil, that is, the significant down-transporting of nitrogen was observed after leaching with SDBS, and the higher concentration of SDBS, the more obviously transporting trend.

Key words: surfactant; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; purple soil; transport

土壤中的表面活性剂有正负2种效应,一方面由于其自身难降解性而构成土壤环境污染物^[1-4],另一方面也是土壤中某些持久性有机物、重金属污染物的修复增效剂^[5-10]。即使作为修复剂的表面活性剂也会对土壤、水环境产生二次污染风险。有研究表明表面活性剂对土壤生物效应及酶活性有毒性作用,必然影响土壤生物、酶进而影响植物营养物(氮、磷、有机质等)的正常转化和利用,然而这方面的研究报道较少^[11,12]。

紫色土是广泛分布于四川、重庆的农业土壤,其风化程度浅,耕种强度大,存在较大的农业面源污染风险,但关于紫色土氮、磷淋失的研究多集中在施肥^[13,14]、耕作^[15-17]、酸雨淋洗^[18]以及聚丙烯酰胺^[19]等。本研究以合成型阴离子型表面活性剂为对象,探讨其对紫色土铵态氮、硝态氮和总凯氏氮(TKN)淋溶迁移的影响,以期为全面认识土壤中表面活性剂的环境行为、评价表面活性剂的生态风险及合理使用表面活性剂提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

土壤为中性紫色土,质地中壤,有机质14.27 g/kg,容重1.19 g/cm³,饱和渗透系数为0.18~8.84 mm/min(K10℃)^[20],采自西南大学试验农场。分别采集0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm的各层土壤,其TKN分别为0.65、0.27、0.22 g/kg,风干过5 mm混匀添加800 mg/kg尿素、200 mg/kg磷酸二氢钾和50 g/kg油枯(有机肥),备用。

表面活性剂为十二烷基苯磺酸钠(SDBS),是一种常用的阴离子型直链烷基苯磺酸盐,购自上海化学试剂站,分子式C₁₈H₂₉NaSO₃,相对分子质量为348.48,临界胶束浓度1.24 mmol/L。

收稿日期:2009-08-27;修订日期:2010-01-08

基金项目:重庆市教育委员会高校骨干教师项目(2003);西南大学生态学重点学科“211工程”基金项目

作者简介:陈玉成(1965~),男,教授,主要研究方向为水污染控制, E-mail:chenyucheng@swu.edu.cn

1.2 淋溶装置

用尼龙布固定 $\Phi 10\text{ cm}$ 、 $H 70\text{ cm}$ 的 PVC 管底部,自下而上依次装入石英砂(1 cm)、尼龙布、分层土壤(60 cm)、尼龙布、石英砂(1 cm)、尼龙布(图 1),自然沉实,以尽量保持田间土壤松紧度,以去离子水浸泡至土壤润湿,持续 1 周。

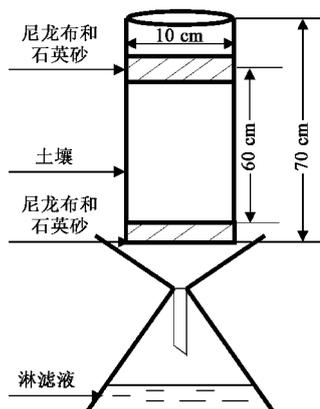


图 1 土柱淋溶试验装置示意

Fig. 1 Experiment device of soil column leaching

1.3 淋溶试验

用去离子水配制好的 0、5、40、100 mg/L SDBS 溶液淋溶土柱(记为 $SDBS_0$ 、 $SDBS_5$ 、 $SDBS_{40}$ 、 $SDBS_{100}$),间隔 3 d 淋溶,共淋溶 12 次,每次淋溶 0.5 L,用 500 mL 三角瓶收集、测定淋滤液中的各指标。淋溶结束后将土柱按原状倒出,间隔 20 cm 分为 3 层,测定各层土样指标。试验重复 3 次,在 $(25 \pm 2)^\circ\text{C}$ 的空调温室进行。

1.4 化学测试

土样铵态氮经 KCl 浸提后,用半微量凯氏法测定,水样澄清后直接测定;土样硝态氮用水浸提后,用酚二磺酸分光光度法测定,水样澄清后直接测定;TKN 经 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-HClO}_4$ 消解后,用半微量凯氏法测定^[21]。

1.5 数据分析

试验重复 3 次,结果表达采用单因子方差分析^[22]。

2 结果与讨论

2.1 SDBS 对紫色土铵态氮垂向迁移的影响

$SDBS_0$ 铵态氮的淋失主要发生在淋溶前、中期,并随着淋溶量的增大,淋失量表现为先增大后减小,而在 SDBS 淋溶下,整个铵态氮淋失量出现 2~3 次峰值,并且不同浓度 SDBS 处理下出现峰值的时间

和大小都不相同(图 2)。SDBS 淋溶下,铵态氮的初始淋失量均高于 $SDBS_0$ 值,但从第 2 次淋溶开始 $SDBS_{100}$ 处理值低于 $SDBS_0$,经过 2~3 次淋溶后 $SDBS_5$ 、 $SDBS_{40}$ 处理也低于 $SDBS_0$,经过相当长的一个淋溶时期,所有处理铵态氮的淋失量均显著低于 $SDBS_0$ ($p < 0.05$),淋溶量达 3.5 L 时,各个 SDBS 处理下铵态氮淋失量值相继出现小的波峰,并间断地出现高于 $SDBS_0$ 。

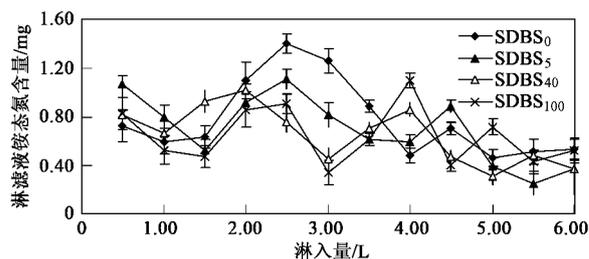


图 2 SDBS 淋溶下土壤铵态氮淋失量的变化

Fig. 2 Change of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in leachate affected by SDBS

尿素施入土壤中后首先转化形成铵态氮,袁平夫^[23]发现低浓度的 SDBS 对脲酶有激活作用,加速对尿素的分解,高浓度 SDBS 则显著抑制脲酶的活性,SDBS 浓度超过 100 mg/kg 以后水稻土、红壤土中的脲酶活性受到抑制。本试验初次淋溶以后,SDBS 各处理土壤中铵态氮的积累量可能较高,所以淋溶初期铵态氮的淋溶量略比 $SDBS_0$ 高。随着淋溶的进行,SDBS 在土壤上的吸附导致土壤表面负电荷增加,为 NH_4^+ 在土壤上的吸附提供更多的吸附位,增强了土壤对 NH_4^+ 的吸附,同时 SDBS 在土壤中的含量增大,也抑制了脲酶的活性,降低了对尿素的分解速度。有研究表明土壤 SDBS 含量超过 5 mg/kg 以后,氨化作用显著降低,并且随着 SDBS 含量的增大,对氨化作用起持续抑制作用^[3]。淋溶中期可能是土壤中 SDBS 含量的增大,一方面抑制了酶和氨化细菌的活性,减少了铵态氮的转化量;另一方面为 NH_4^+ 提供更多的吸附位,增强了其在土壤上的吸附,所以 SDBS 各处理铵态氮的淋失量均明显低于 $SDBS_0$ ($p < 0.05$)。而本试验淋溶后期,SDBS 各处理铵态氮的淋失量变化可能与 SDBS 在土壤上吸附的临界胶束浓度有关,因为在一般情况下,铵离子因带正电荷而易为土壤所吸附,本试验所用淋洗剂为表面活性剂十二烷基苯磺酸钠,使得部分处理的淋滤液铵态氮高于 0.5 mg/L,在表面活性剂聚丙烯酰胺对紫色土氮素淋溶中也观测到了类似的结论^[19],说明表面活性剂确实可使铵离子产生垂直迁移,其中

的原因有待进一步探讨。

淋溶结束后,铵态氮累积淋失量大小顺序为 $SDBS_{100} < SDBS_{40} < SDBS_5 < SDBS_0$, $SDBS_0$ 铵态氮的累积淋失量为 9.3 mg, $SDBS$ 各处理下的值为 8.34、7.84、7.72 mg, 相比 $SDBS_0$ 值降低了 10.32% ~ 16.70%, 说明在 $SDBS$ 淋溶下, $SDBS$ 浓度越高, 铵态氮的淋溶损失越小。

对铵态氮累积淋失曲线进行方程拟合发现, 各处理铵态氮淋失总量 (y) 与淋溶量 (x) 存在较好的线性关系, 其方程分别为: $SDBS_0$, $y = 16.250x + 0.014$, $r^2 = 0.974$; $SDBS_5$, $y = 1.391x + 0.629$, $r^2 = 0.980$; $SDBS_{40}$, $y = 1.303x + 0.557$, $r^2 = 0.981$; $SDBS_{100}$, $y = 1.305x + 0.107$, $r^2 = 0.995$. 线性方程的斜率大小可从侧面反映出铵态氮淋滤液输出能力的大小. 随着 $SDBS$ 浓度的增大, 斜率越来越小. 在 $SDBS$ 淋溶下, 土壤铵态氮的淋失量明显降低, 且每增加单位体积的淋滤液, 高浓度的 $SDBS$ 淋溶下, 铵态氮累积淋失量增加越慢。

2.2 $SDBS$ 对紫色土硝态氮垂向迁移的影响

硝态氮的淋失主要发生在淋溶前、中期, 最大峰值出现在第 4 ~ 5 次淋溶时期, 之后硝态氮的淋失量呈较小的峰谷变化 (图 3). 与 $SDBS_0$ 相比, $SDBS$ 处理下硝态氮的初始淋失量均低于 $SDBS_0$. 从第 2 次淋溶开始, 在 $SDBS_{40}$ 、 $SDBS_{100}$ 处理下, 硝态氮的淋失量高于 $SDBS_0$, 并逐渐达到峰值, 之后其淋失量减小, 大大低于 $SDBS_0$, 在淋溶后期又出现高于 $SDBS_0$; 而在 $SDBS_5$ 的处理下, 硝态氮的淋失量相比 $SDBS_0$ 大致表现为“低-高-低”. 试验结果显示, 在 $SDBS$ 处理下, 无论 $SDBS$ 的浓度高低, 硝态氮的淋失量相比 $SDBS_0$ 大致都表现为“低-高-低”。

淋溶初期进入土壤中的 $SDBS$ 的量较少, 在低浓度的 $SDBS$ 作用下, 对各种酶促反应有一定的刺激作用, 加快了尿素的分解和转化, 同时 $SDBS$ 在土壤中快速吸附^[23], $SDBS$ 占据了土壤黏粒正电荷位点以后, 土壤表面负电荷增加, 促使 NO_3^- 在土壤中更易移动, 所以在淋溶初期随着淋溶量的增加, 各处理硝态氮的淋失量均比 $SDBS_0$ 值高 (图 3). 潘根兴等^[3]发现, $SDBS$ 不仅抑制了氨化作用, 降低铵态氮的来源, 对土壤硝化反应也有显著抑制作用, 土壤中 $SDBS$ 含量超过 5 mg/kg 以后, 可能由于硝化细菌对 $SDBS$ 的耐性高于氨化细菌, 随着 $SDBS$ 浓度的增大, 硝化作用没有表现出持续抑制作用, 但 $SDBS$ 浓度达到 30 mg/kg 以后, 土壤 Eh 降低, 反硝化细菌活性增强, 促进了土壤反硝化过程. 淋溶中期, 在较高

浓度的 $SDBS$ 的抑制作用下, 降低了土壤中硝态氮转化形成量, 所以硝态氮淋失量低于 $SDBS_0$. 而在淋溶后期, 特别是高浓度 $SDBS$ 处理下, 硝态氮的淋失量偶尔又有升高的趋势, 可能与 $SDBS$ 在土壤上吸附的临界胶束浓度有关; 也有可能在高浓度的 $SDBS$ 存在下, 虽然土壤反硝化过程加剧, 但土壤微生物、酶活性受到抑制, 造成对硝态氮的利用率不高的原因。

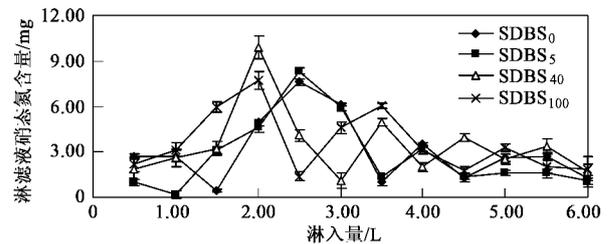


图 3 $SDBS$ 淋溶下土壤硝态氮淋失量的变化

Fig. 3 Change of NO_3^- -N in leachate affected by $SDBS$

淋溶结束后, $SDBS_0$ 硝态氮累积淋失量为 36.87 mg, $SDBS_{100}$ 、 $SDBS_{40}$ 处理比 $SDBS_0$ 增加了 11.76% ~ 16.42%, $SDBS_5$ 则比 $SDBS_0$ 降低了 9.8%. 说明在较高浓度的 $SDBS$ 淋溶下, 土壤硝态氮的淋溶损失增大, 而低浓度的 $SDBS$ 淋溶下, 硝态氮的淋溶损失相对减少。

对硝态氮累积淋失曲线进行方程拟合, 发现硝态氮累积淋失量 (y) 与淋溶量 (x) 之间满足 Logistic 方程 $y = a/(1 + be^{-cx})$, 拟合参数见表 1. 曲线反映出硝态氮的累积淋失量是先缓慢, 后迅速增大的过程, 从参数 a 值可以看出, $SDBS$ 浓度越高, 硝态氮累积淋失量越大。

表 1 $SDBS$ 淋溶下硝态氮累积淋失量随淋溶量变化的拟合参数

处理	a	b	c	r
$SDBS_0$	35.884	20.694	1.161	0.993
$SDBS_5$	31.454	63.301	1.653	0.995
$SDBS_{40}$	41.106	13.767	0.967	0.987
$SDBS_{100}$	42.934	13.474	1.003	0.993

2.3 $SDBS$ 对紫色土 TKN 垂向迁移的影响

$SDBS$ 淋溶下各处理的 TKN 累积淋失量变化曲线差异很大 (图 4), $SDBS_5$ 处理 TKN 的累积淋失量始终低于 $SDBS_0$, 而浓度较高的 $SDBS_{40}$ 和 $SDBS_{100}$ 处理在淋溶初期 TKN 累积淋失量略高于 $SDBS_0$, $SDBS_{40} > SDBS_{100}$, 淋溶量达 3.0 L 时, 超过 $SDBS_0$ 且

SDBS₁₀₀ > SDBS₄₀. 淋溶结束,TKN 的累积淋失量大小顺序为 SDBS₁₀₀ > SDBS₄₀ > SDBS₀ > SDBS₅, SDBS₀TKN 累积淋失量为 53.39 mg,SDBS₄₀、SDBS₁₀₀ 分别较 SDBS₀ 增加了 16.8%、22.36%,而 SDBS₅ 则比 SDBS₀ 降低了 6.04%.

TKN 累积淋失量(y)与淋溶量(x)也有较好的线性关系,即:SDBS₀, $y = 10.103x - 1.671$, $r^2 = 0.952$; SDBS₅, $y = 9.879x - 4.257$, $r^2 = 0.972$; SDBS₄₀, $y = 11.804x - 2.558$, $r^2 = 0.972$; SDBS₁₀₀, $y = 12.66x - 4.088$, $r^2 = 0.972$. 直线斜率 a 能较好反映 TKN 累积淋失量随淋溶量增加而增大的程度,SDBS₅ 的 a 值低于 SDBS₀, 而 SDBS₄₀、SDBS₁₀₀ 处理则高,说明每增加单位体积淋滤液,在较高浓度的 SDBS 淋溶下,土壤 TKN 的淋溶损失量大大增加,而在低浓度的 SDBS₅ 处理下,TKN 淋溶损失略减小,反而提高了土壤对氮素的固定.

由于 TKN 是用基耶达(Kjeldahl)法测定,包括氨氮和在此条件下能转化为铵盐的有机氮.从前面分析可知,SDBS 淋溶抑制了铵态氮的淋溶损失,SDBS 浓度越高,铵态氮淋溶损失量越小,但 TKN 淋溶损失量却大大增加,意味着较高浓度的 SDBS 淋

溶可以促进有机氮化合物的溶出,可能与表面活性剂对有机化合物的增溶增流作用密切相关^[24,25].

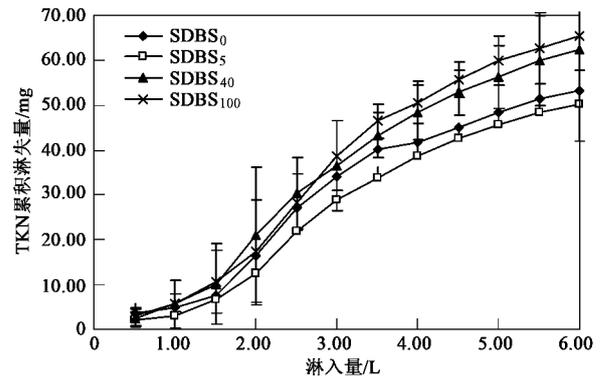


图4 SDBS 淋溶下土壤 TKN 的累积淋失曲线

Fig.4 Curve of TKN accumulative leachate affected by SDBS

2.4 SDBS 对紫色土氮素垂向分布的影响

淋溶结束后,将土柱按原状倒出,间隔 20 cm 分为 3 层,测定各层土样中的铵态氮、硝态氮和 TKN (表 2).可以看出,各处理、各层次土壤 TKN、硝态氮、铵态氮的含量从上到下大致是递减的.

表 2 SDBS 淋溶后各层次土壤氮素的含量

Table 2 Nitrogen content in leached soil by SDBS

氮素	土层/cm	处理			
		SDBS ₀	SDBS ₅	SDBS ₄₀	SDBS ₁₀₀
铵态氮/mg · kg ⁻¹	0 ~ 20	115.82	95.29	81.39	87.45
	20 ~ 40	82.01	78.14	84.41	80.66
	40 ~ 60	80.12	62.57	73.13	65.17
硝态氮/mg · kg ⁻¹	0 ~ 20	76.92	50.54	40.85	43.65
	20 ~ 40	46.29	35.42	30.35	32.58
	40 ~ 60	23.22	25.29	30.22	29.29
TKN/g · kg ⁻¹	0 ~ 20	0.95	0.89	0.67	0.69
	20 ~ 40	0.38	0.43	0.55	0.49
	40 ~ 60	0.32	0.34	0.43	0.46

总体而言,SDBS 淋溶后土壤氮素有明显垂向迁移的趋势,各处理表层土壤 TKN 含量均低于 SDBS₀ ($p < 0.05$),中、底层含量则明显高于 SDBS₀ ($p < 0.05$);表层、底层铵态氮的含量均明显低于 SDBS₀ ($p < 0.05$),中层含量却与 SDBS₀ 无显著差异,可能是大量 SDBS 增强了 NH₄⁺ 在土壤上的吸附,导致铵态氮的迁移总量相对减少;表、中层硝态氮的含量均低于 SDBS₀,底层略高于 SDBS₀,且中、底层硝态氮含量接近,说明 SDBS 淋溶后虽然土壤硝态氮含量减少了,但硝态氮向下迁移的趋势比 SDBS₀ 明显.

不同浓度 SDBS 淋溶下的各处理之间,淋溶完后分层土壤 TKN、铵态氮、硝态氮含量随 SDBS 浓度增大没有明显的规律性变化,但在较高浓度的 SDBS 淋溶下土壤氮素向下迁移量比 SDBS₅ 的条件下大.结果显示,SDBS 淋溶后的土壤铵态氮、硝态氮含量明显减少,硝态氮略有向下迁移的趋势,但土壤 TKN 垂向迁移趋势明显,且 SDBS 浓度越大越明显.本试验结果说明在较高浓度的 SDBS 淋溶下,土壤氮素在土体中垂直迁移量增大,不利于土壤对氮素的保持固定和植物吸收利用,甚至会加快对地下水体的

氮素污染.

3 结论

(1) SDBS 淋溶抑制了土壤铵态氮的淋溶损失, SDBS 浓度越高, 淋溶损失量越小; 硝态氮的淋溶损失相对增大, 累积淋失量依次为 $SDBS_{100} > SDBS_{40} > SDBS_0 > SDBS_5$.

(2) 低浓度的 SDBS 淋溶可抑制土壤 TKN 淋溶损失, 而 SDBS 浓度较高时, 淋溶损失量则大大增加, $SDBS_{40}$ 、 $SDBS_{100}$ 处理 TKN 最大累积淋失量分别较 $SDBS_0$ 增加了 16.8%、22.36%.

(3) SDBS 淋溶影响土壤氮素的垂向分布, SDBS 处理的 0~20 cm 土层铵态氮、硝态氮、TKN 含量均明显低于 $SDBS_0$ ($p < 0.05$), 土壤氮素有明显向下迁移的趋势, 且 SDBS 浓度越高, 迁移性越大.

参考文献:

- [1] McAvoy D C, Eckhoff W S, Rapaport R A, et al. Fate of LAS in the environment [J]. Toxic Chemistry, 1993, 12: 977-987.
- [2] 韩永镜, 潘根兴. 土壤环境中阴离子表面活性剂的分布[J]. 环境科学, 1999, 20(5): 63-65.
- [3] 潘根兴, 韩永镜. LAS 对土壤环境理化性状和生物活性的影响[J]. 环境科学, 2001, 22(1): 57-61.
- [4] 陈庆华. 合成型阴离子表面活性剂在水土环境中的降解[D]. 重庆: 西南大学, 2006.
- [5] Doong R, Wu Y, Lei W. Surfactant enhanced remediation of cadmium contaminated soils [J]. Water Sci Technol, 1998, 37: 65-71.
- [6] Nivas B T, Sabatini D A, Shiao B J. Surfactant enhanced remediation of subsurface chromium contamination [J]. Water Res, 1996, 30: 511-520.
- [7] 陈玉成, 熊双莲, 熊治廷. 表面活性剂强化重金属污染植物修复的可行性[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 243-246.
- [8] 姜霞, 高学晟, 应佩峰, 等. 表面活性剂的增溶作用及在土壤中的行为[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11): 2072-2076.
- [9] 陈静, 王学军, 胡俊栋, 等. LAS 对土壤中多环芳烃吸附行为的影响[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(1): 26-29.
- [10] 张永. 表面活性剂对重金属在土壤-植物系统中环境化学行为的影响[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2007.
- [11] 潘根兴, 韩永镜, 诸清河. 太湖地区土壤环境中 SAS 的分布和降解特点[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 171-174.
- [12] 郭伟, 李培军, 赵天宏, 等. LAS 对人工快滤系统去除 TN 的影响[J]. 辽宁工程技术大学学报, 2008, 27(5): 792-794.
- [13] 汪涛, 罗贵生, 朱波, 等. 施肥对紫色土坡耕地氮素淋失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(4): 716-722.
- [14] 余贵芬, 毛知耘, 石孝均, 等. 氮素在紫色土中的移动和淋失研究[J]. 西南农业大学学报, 1999, 21(3): 228-232.
- [15] 高扬, 朱波, 周培, 等. 紫色土坡地氮素和磷素非点源输出的人工模拟研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1371-1376.
- [16] 李学平, 石孝均. 紫色水稻土磷素动态特征及其环境影响研究[J]. 环境科学, 2008, 29(2): 434-439.
- [17] 易时来, 石孝均. 油菜生长季氮素在紫色土中的淋失[J]. 水土保持学报, 2006, 20(1): 83-86.
- [18] 张华, 杨永奎, 谢德体, 等. 酸雨对紫色土氮磷淋失的影响[J]. 水土保持学报, 2007, 21(1): 22-25.
- [19] 罗在波, 魏世强, 滕玲玲. 聚丙烯酰胺对紫色土氮素淋溶特征的影响[J]. 土壤通报, 2009, 40(3): 585-589.
- [20] 何毓蓉, 郭永明. 四川盆地丘陵区水土流失及水土保持系统建设[J]. 土壤农化通报, 1997, 12(1): 33-36.
- [21] 皮广洁, 唐书源. 农业环境监测原理与应用[M]. 成都: 成都科技大学出版社, 1998.
- [22] 陈玉成, 吕宗清, 李章平. 环境数学分析[M]. 重庆: 西南师范大学出版社, 1998.
- [23] 袁平夫. 表面活性剂在土壤中的吸附解吸行为及其对土壤微生物和酶活性的影响[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2005.
- [24] 杨建, 陈家军, 卢毅. 表面活性剂去除土壤和地下水中 LNAPLs 作用机制研究[J]. 环境科学, 2009, 30(7): 2153-2159.
- [25] 杨卫国, 陈家军, 杨建. 表面活性剂冲洗修复多氯联苯污染土壤多相流研究[J]. 环境工程学报, 2008, 2(8): 1132-1137.