

莫莫格湿地油田开采区土壤石油烃污染及对土壤性质的影响

王小雨¹, 冯江², 王静¹

(1. 东北师范大学城市与环境科学学院, 长春 130024; 2. 国家环境保护总局湿地与植被恢复重点实验室, 长春 130024)

摘要: 为研究莫莫格湿地油田开采区土壤石油烃污染及对土壤的影响, 分别在油田开采区不同开采年限的油井周围和自然湿地对照区采集土壤样品, 测定了土壤总石油烃、总有机碳、总氮、总磷、pH 值和电导率。结果表明, 所有油田开采区油井周围土壤中总石油烃含量显著高于对照区 ($p < 0.05$), 开采 5、10 和 20 a 的油井周围土壤总石油烃含量分别是对照区土壤的 30、60 和 111 倍。土壤石油污染在莫莫格湿地油田开采区普遍存在。开采 10 a 以上的中长期油井周围土壤是石油烃污染的主要区域, 其平均含量在 $16\,885 \sim 31\,230 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间。土壤总有机碳与总石油烃呈显著正相关 ($r = 0.88, p < 0.05$), 土壤中残留的石油烃导致了土壤总氮和总磷下降, 下降最大值分别为 33% 和 28%。土壤石油烃污染显著增加了碳氮比、碳磷比和 pH 值 ($p < 0.05$), 这种趋势随着油井开采时间增加而增大。土壤石油污染也引起电导率的增加, 但是影响并不显著 ($p > 0.05$)。土壤石油烃污染在很大程度上改变了土壤的性质, 对土壤质量产生了负面影响。

关键词: 污染; 石油烃; 湿地; 营养盐; 土壤

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)08-2394-08

Petroleum Hydrocarbon Contamination and Impact on Soil Characteristics from Oilfield Momoge Wetland

WANG Xiao-yu¹, FENG Jiang², WANG Jing¹

(1. Urban and Environmental Sciences College, Northeast Normal University, Changchun 130024, China; 2. State Environmental Conservation Key Laboratory for Wetland Ecology and Vegetation Restoration, Changchun 130024, China)

Abstract: Momoge Wetland is an important international wetland. Crude oil exploration and production have been the largest anthropogenic factor contributing to the degradation of Momoge Wetland, China. To study the effects of crude oil residuals on wetland soils, the total petroleum hydrocarbon (TPH), total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were examined, as well as for pH and electricity conductivity (EC) from oilfield and uncontaminated area in Momoge Wetland. All contaminated areas had significantly higher ($p < 0.05$) contents of TPH than those of the uncontaminated areas. For 5 a, 10 a and 20 a oil wells, the TPH were 30-fold, 60-fold, and 111-fold of the control sites. Soils from 10 a or over 10 a oil wells in oilfield were the major petroleum contamination area with values ranging from $16\,885 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ to $31\,230 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. There was a significantly positive correlation between TOC and TPH contents in oilfield ($r = 0.88, p < 0.05$). Oil residuals in soil caused the decrease of TN and TP and the maximum of decline were 33% and 28%, respectively. Contaminated sites also exhibited significantly higher ($p < 0.05$) pH values, C:N and C:P ratios. These trends became progressively obvious with the length of time the oil well was in production. Soil petroleum contamination also resulted the increase of the EC, however the impact of TPH on EC were not significant ($p > 0.05$). Collectively, petroleum hydrocarbon pollution has caused some major changes in soil properties in Momoge Wetland.

Key words: contamination; petroleum hydrocarbon; wetland; nutrients; soil

湿地是自然界生产力最高和最具价值的自然生态系统, 在调节气候、涵养水源、分散洪水、净化环境和保护生物多样性等方面起重要的作用。但遗憾的是, 油田资源开发经常发生在敏感的湿地环境。油田开发中的井喷事故、输油管和贮油罐的泄漏对湿地生态安全构成了严重威胁, 已引起研究者和公众的极大关注^[1,2]。我国东北油田大多位于湿地区域, 如辽河油田位于辽河三角洲湿地, 大庆油田和吉林油田位于松嫩平原腹地嫩江下游两岸的湿地区。在辽河油田, 某些土壤表层中油浓度已经高达 $10\,000$

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [3]。

石油开采主要包括测井工程、钻井工程、采油工程和油气集输工程。石油开采工程各阶段产生的钻井岩屑、废弃泥浆、落地原油和油泥等含油废物以及储运过程中泄露的石油可能对湿地产生多种生态影响^[4]。石油污染对湿地生态系统效应的研究多集中

收稿日期: 2008-09-02; 修订日期: 2008-11-05

基金项目: 吉林省科技厅重大项目 (20075014); 东北师范大学分析测试基金项目 (2005~2009)

作者简介: 王小雨 (1967~), 女, 副教授, 主要研究方向为环境污染生态与生物修复, E-mail: wangxy938@nenu.edu.cn

在湿地植物,特别是沿海湿地植物上^[5-7]。事实上,土壤是石油污染物最常见的归宿^[8]。石油中富含反应基,能与土壤无机氮、磷结合并限制硝化作用和脱磷酸作用,从而使土壤有效氮、磷含量减少,影响植物对养分的吸收。Andrade 等^[9]报道了石油污染对沿海湿地的影响,结果表明石油烃改变了土壤的物理和化学性质。然而,很少有研究报道石油烃对内陆湿地土壤的影响^[10]。

莫莫格国家级自然保护区(122°27′~124°04′E, 45°42′~46°18′N)位于吉林省西北部镇赉县境内,总面积 14.4 万 hm^2 ,其中湿地面积占保护区总面积的 80% 以上。莫莫格湿地不仅是我国重要的候鸟繁殖地,也是跨国迁徙鸟类的停歇地。莫莫格湿地在保护珍稀鸟类方面的特殊作用受到了 WWF、GEF 和 ICF 等国际组织的极大关注。然而莫莫格湿地下石油资源也非常丰富,自 1986 年大规模开发以来,吉林油田开采区已经进入莫莫格国家自然保护区部分核心区。石油开发对当地优势植物苔草(*Carex tato*)、小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)和湿地珍稀鸟类构成了极大威胁^[11]。虽然莫莫格石油开发已经过 20 多年,但是有关莫莫格保护湿地石油污染及其对土壤质量影响的研究鲜见报道。

本研究在莫莫格湿地油田开采区采集了不同开采年限油井周围的土壤,测定土壤总石油烃(TPH)含量,分析了不同程度石油烃污染对土壤性质如土壤有机质、总氮、总磷、C:N 和 C:P 以及土壤 pH 值和土壤导电率的影响。本研究结果可为受石油污染土壤的修复提供基础数据。

1 区域概况与研究方法

1.1 研究区域自然概况

莫莫格湿地地处松辽沉降带北段,松嫩平原西部边缘,为嫩江及其支流冲积、洪积低平原,平均海拔 142 m 左右。该区域属温带大陆性季风气候,平均温度 4.2℃,年降水量为 391.8 cm。莫莫格湿地种类多样,包括江河湖泊水域湿地、苔草小叶章湿地、芦苇沼泽湿地和碱蓬碱草湿地。莫莫格湿地列入《国家重点保护野生动物名录》的鸟类有 40 多种,其中丹顶鹤、白鹤、白头鹤、东方白鹤、黑鹳、大鸨、金雕、白尾海雕等 8 种为一级重点保护野生动物。东方白鹤、白鹤在世界珍稀濒危物种保护中具有重要价值。莫莫格湿地是世界范围内东方白鹤唯一的秋季集群地,每年秋天占世界种群数量三分之一的东方白鹤在此聚集。

1.2 研究地点

本研究采样地点位于莫莫格湿地东部嫩江西岸的哈尔挠区(45°50′~46°18′N, 123°55′~124°4′E),占保护区总面积的 25%,是莫莫格湿地自然保护区原有 3 个核心区中的最大一个。在油田开发之前,哈尔挠区是莫莫格湿地最原始的湿地,主要植被为苔草-小叶章沼泽植被,是白鹳繁殖、迁徙、秋季集群的主要分布区。历经 20 多年的开采,哈尔挠区已成为吉林油田主要产油区块,也是莫莫格湿地油污染最严重的区域,油田的开发工程几乎影响到整个哈尔挠核心区,哈尔挠区作为核心区功能已经丧失,2007 年被调整为实验区。

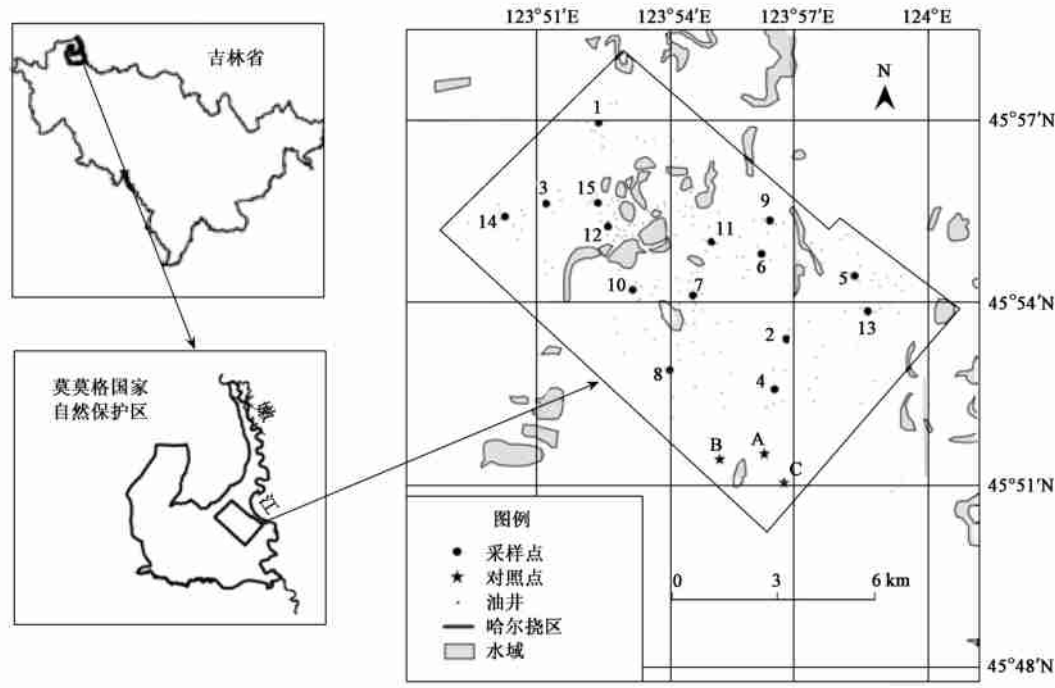
1.3 样品采集与测定

油田开发是滚动开发,即在开采区内的不同开采年限的油井混在一起,而不同开采年限油井周围土壤 TPH 含量可能是不一样的,考虑到这一特点,采样时采用了随机分层采样(stratified random sampling)。采样点分布见图 1。根据油井开采年限不同,把在研究区内的油井分为长期、中期和短期 3 种类型的油井,每种油井随机选择 5 口油井作为代表,总计采样的油井是 15 口。在距每口油井 10 m 范围内随机设采样点 3 个,在每个样点采用梅花采样法采集表层土样(0~20 cm)3 个作为 1 个混合土样,共采集污染土样 45 个。另外,在哈尔挠区西南部没有油井处随机采对照土样 3 个,采样方法同污染区采样方法。采样时采用手持 GPS(Magellan、Promark)定位。

土样经风干后过 2 mm 筛子备用。TPH 采用美国 EPA 3546 推荐土壤中石油烃含量分析方法测定^[12]。测定时首先以正己烷和丙酮(体积比为 1:1)的混合液为萃取剂,采用微波消解法将土样中的 TPH 萃取出来,然后将萃取过滤后用重量法测定 TPH 含量,具体方法见文献[13]。每个 TPH 结果为 3 个平行样品的平均值,结果的相对偏差<5%。土壤全氮(TN)用凯氏消化法;土壤全磷(TP)采用钼锑抗比色法测定;土壤有机碳(TOC)用重铬酸钾外热氧化法测定,具体方法见文献[14];pH 用 pH 计法、电导率 EC 采用电导率仪测定结果。所有样品分析结果均以干重计。

1.4 数据统计分析

数据分析采用 SPSS 14.0 完成。数据进行方差分析之前首先做正态分布检验,如果数据是非正态分布或方差不齐时对数据进行对数转换。采用单因子方差(ANOVA)分析的 Duncan 分析法检验不同开采



图中1~ 5: 开采20 a 的油井; 6~ 10: 开采10 a 的油井; 11~ 15: 开采5 a 的油井; A~ C: 对照点

图 1 采样点分布示意

Fig. 1 Soil sampling locations Momoge wetland, China

年限及对照土样的 TPH、TOC、TN、TP、pH 值和 EC 之间差异. 采用 t 检验比较 C: N、C: P 与土壤中细菌生长需要理想的 C: N 和 C: P 的差异. TPH 和 TOC 之间关系采用 Pearson 相关分析. 显著性水平为 $\alpha=0.05$.

2 结果与讨论

2.1 土壤石油烃污染

2.1.1 土壤石油烃污染特征

所有油田开采区土壤的 TPH 都显著地高于自然湿地(对照)土壤的 TPH ($p < 0.05$), 并且不同开采年限油井周围土壤 TPH 间差异显著(表 1). 在油田开采区, 开采 5、10 和 20 a 的油井周围土壤的 TPH 含量分别为 8479、16 885 和 31 230 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别是对照区土壤 TPH 的 (282.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 30、60 和 111 倍. 这些结果表明, 土壤石油类污染在莫莫格湿地油田区域内是普遍存在的. 采油区湿地土壤的 TPH 含量与油井开采时间有关, 油井开采时间越长, 油井周围土壤的 TPH 值越高(图 2). 开采 20 a 油井周围土壤中 TPH 最高达 50 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

石油是由各种复杂的烃类和非烃类化合物组成的复杂混合物. TPH 浓度是评价土壤石油污染潜在风险的一个有用指标. 由于土壤石油污染程度与土壤类型、组成、石油的种类、石油在土壤中风化程度

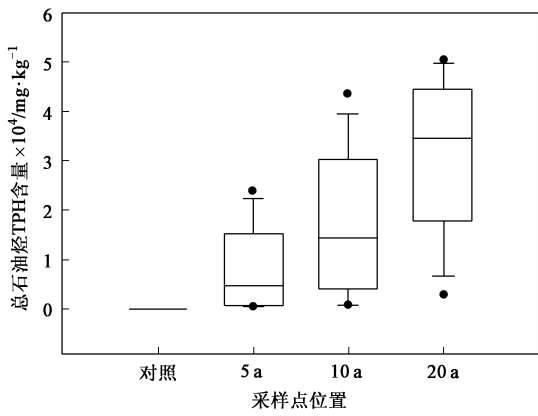


图 2 总石油烃在不同开采年限油井周围土壤含量变化

Fig. 2 Level of total petroleum hydrocarbon in soils from oilfield with different length of time oil well in production

等多种因素有关, 多数国家都没有土壤石油污染的统一标准. 美国德克萨斯州把 TPH 10 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 作为油田开采区污染管理标准^[15]. Bojes 等^[16]的研究结果表明, 就 PAHs 的毒性而言 TPH 10 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 作为污染物清除标准是可信的. 其它研究也表明土壤 TPH 含量低于 10 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时对作物的产量没有影响^[17]. 如果采用土壤中 TPH 10 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 作为污染修复标准, 莫莫格湿地油田开采区开采 10 a 或 10 a 以上的中长期油井附近土壤 TPH

表 1 不同开采年限油井周围土壤、对照土壤中总石油烃 TPH 平均含量及相关土壤指标平均值的多重比较结果¹⁾

Table 1 Mean values of total petroleum hydrocarbon TPH from oilfield soils with different length of time oil well in production and soils from control sites, and the mean values of relative soil parameters based on Duncan test

采样点	TPH / $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	TOC / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	TN / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	TP/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	EC/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	pH
对照土壤	282 c	0.213 b	1.26 a	0.36 a	436.33 a	7.86 b
5 a 油井周围土壤	8479 b	0.246 b	1.17 ab	0.37 a	990.74 a	8.02 b
10 a 油井周围土壤	16885 ab	0.331 ab	0.67 c	0.32 a	748.00 a	8.07 ab
20 a 油井周围土壤	31230a	0.456 a	0.84 c	0.26 a	496.87 a	8.68 a

1) 同一栏中相同的字母表示差异不显著($p < 0.05$)

含量都高于 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

近年来,莫莫格湿地哈尔挠核心区的优势植物苔草(*Carex tato*)、小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)退化严重,苔草面积已经从1986年的 $37\,400\text{ hm}^2$ 下降到2000年的 $28\,340\text{ hm}^2$ ^[11]. 这其中有水位降低等自然因素影响,但是石油开采造成的土壤石油污染也是苔草、小叶章植被退化的重要原因. 石油烃水溶性一般很小,土壤颗粒吸附石油烃后不易被水浸润,不能形成有效的导水通路,透水性降低,透水量下降. 另外,能积聚在土壤中的石油烃组分大部分是高分子,它们附着在植物根系上形成一层粘膜,阻碍根系呼吸与吸收功能,引起根系腐烂^[8],由此影响到上覆植被生物量^[9]. 本研究结果表明,在中长期开采油井区域,土壤石油污染严重. 因此,中长期开采油井周围土壤石油污染应进行修复.

2.1.2 土壤原油污染原因

油田开采区 TPH 含量显著高于自然湿地土壤的 TPH 含量,表明油田开采活动导致了井场周围土壤 TPH 含量的升高,因为在莫莫格湿地哈尔挠区,除油井开采活动外,没有其它工业. 油田开采不可避免地要在油井、集输管线和泵房等处产生原油污染^[20, 21]. 污染物主要来自于油井生产过程和钻井过程中产生的含油废水、钻井岩屑、钻井泥浆以及钻井机械运转过程中使用的各种润滑剂. 原油一旦进入土壤环境,与物理、化学和生物因子相关的复杂的风化作用机制将改变原油的组成^[22]. 风化作用能使石油中易降解的组分分解,而难降解的组分将在土壤中中长期存在. 这些难降解的组分通常是难挥发或半挥发的化合物,它们极易吸附在土壤有机质或土壤粘土颗粒上^[23, 24]. 土壤中原油的风化主要与土壤周围环境条件和油的种类有关. 本研究的土壤是湿地土壤,这种土壤与通常的土壤环境差别之一是湿地土壤多数情况下是缺氧甚至是厌氧的. 在这种缺氧或厌氧条件下,土壤中石油烃类物质的降解比有氧

条件下速率慢^[25]. 油在盐水湿地条件下可以存在 20 a 或更长时间^[26, 27]. 随着时间的推移,风化后的石油残余物可能在土壤中积累并且成为石油烃的污染源^[28].

2.2 原油污染对土壤性质的影响

2.2.1 总有机碳

与 TPH 相似,井场周围湿地土壤中 TOC 高于自然湿地土壤中 TOC,在开采 10 a 以上油井周围 TOC 显著高于对照点 ($p < 0.05$, 表 1). 井场周围湿地土壤中 TOC 的平均值也随着油井开采时间增加而增大(图 3). 在油田开采区,开采 5、10 和 20 a 的油井周围土壤的 TOC 含量分别为 0.246、0.331 和 $0.456\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,而对照区土壤 TOC 平均值为 $0.213\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 开采 20 a 油井周围土壤的 TOC 平均值最高,为对照区土壤 TOC 的 114%.

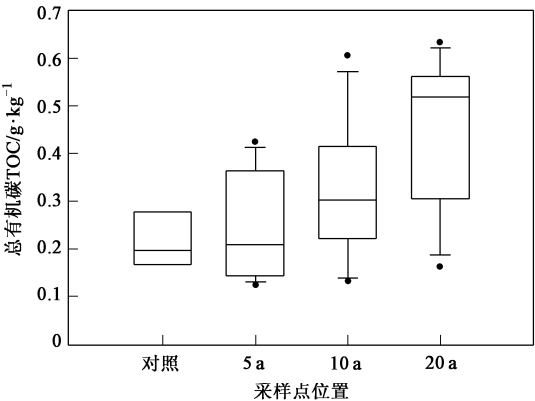


图 3 总有机碳在不同开采年限油井周围土壤含量变化
Fig. 3 Level of total organic carbon in soils from oilfield with different length of time oil well in production

油田开采区土壤中 TOC 变化表明残留的原油污染物对土壤结构产生了影响. Lin 等^[29]研究表明土壤中高浓度的烃能降低植物的生长、茎长、密度、覆盖率和地上部分生物量. 因此,土壤中原油的残留物会降低土壤中自然有机碳的含量,而总有机碳包

括各种形式的有机碳,如石油烃和自然有机物.井场周围 TOC 含量的增加可以归因于土壤中 TPH 的增加.井场周围土壤 TOC 与 TPH 呈显著正相关($r = 0.88, p < 0.05$,图 4).开采 20 a 油井土壤中 TOC 与 TPH 相关系数达到 0.94 ($p < 0.05$).这些结果与 Al-Darwish 等^[30]的研究结果是一致的,同时也说明 TOC 是监测土壤石油烃污染的有用工具^[31],因为 TOC 包括了总石油烃中的各个组分.

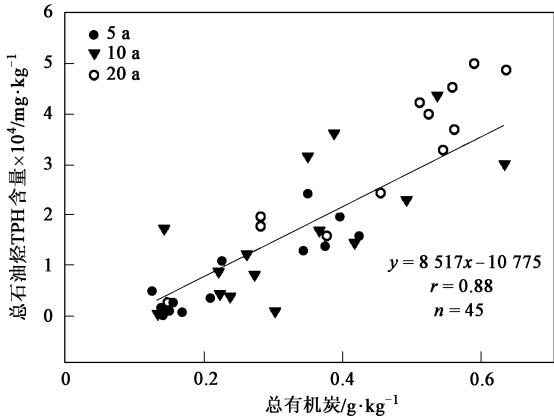


图 4 土壤中总石油烃与总有机碳的相关关系
Fig. 4 Relationship between total petroleum hydrocarbon and total organic carbon in soils from oilfield

2.2.2 营养盐

与 TOC 对土壤 TPH 的污染效应相反,油田开采区湿地土壤中 TN 含量显著低于自然湿地土壤中 TN 的含量(表 1) ($p < 0.05$).随着油田开采时间的增加,油井周围土壤中 TN 含量越来越低(图 5).在开采时间为 5、10 和 20 a 油井周围土壤中 TN 平均含量分别为 1.17、0.67 和 0.84 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,而对照自然湿地土壤中 TN 平均含量为 1.26 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,开采 5、10 和 20 a 油井周围土壤 TN 含量比对照区 TN 含量分别下降了 7%、47% 和 33%.

与 TN 相似,随着油田开采时间的增加土壤中 TP 含量逐渐降低.在开采时间为 5、10 和 20 a 油井周围土壤中 TP 平均含量分别为 0.37、0.32 和 0.26 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,比对照湿地土壤中 TP 含量分别下降了 2.78%、11% 和 28% (图 6).但是与 TN 不同的是,油田开采区湿地土壤中 TP 的含量低于自然湿地土壤中 TP 的含量并不显著($p > 0.05$),见表 1.上述结果表明,土壤石油烃污染越重,土壤营养盐 TN 和 TP 的消耗越多.土壤石油烃污染对总氮的影响比总磷的影响大,石油是由上千种烃类和非烃类物质构成的复杂的碳氢化合物.进入土壤中的石油烃易于被土壤微生物降解.微生物降解石油烃的过程中

需要氮磷等营养物质的参加,因而土壤石油污染常伴随着营养盐的消耗^[32].

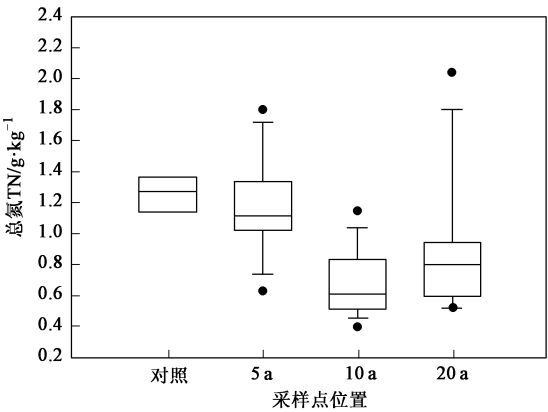


图 5 总氮在不同开采年限油井周围土壤含量变化
Fig. 5 Levels of total nitrogen in soils from oilfield with different length of time oil well in production

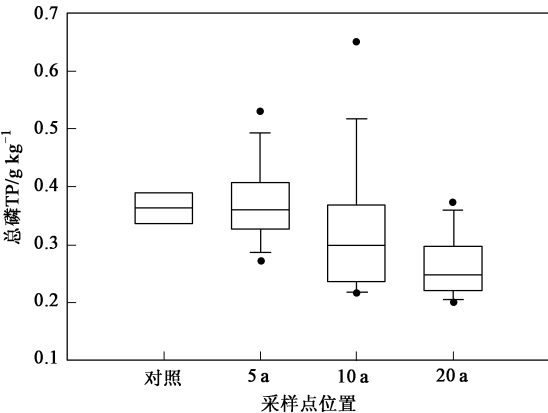
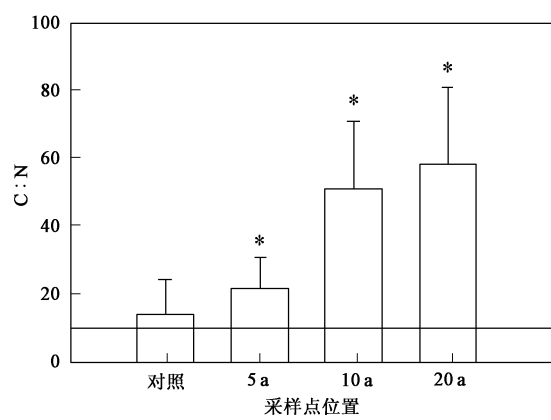


图 6 总磷在不同开采年限油井周围土壤含量变化
Fig. 6 Levels of total phosphorus in soils from oilfield with different length of time oil well in production

土壤中石油烃含量的增加也改变了土壤中 C: N 和 C: P (图 7 和图 8).最高的 C: N 和 C: P 出现在开采 20 a 的油井附近, C: N 和 C: P 分别为 57.98 和 184.25,分别是对照土壤的 4.2 倍和 4.0 倍.土壤石油烃增加能引起土壤有机质的 C: N 和 C: P 的变化,这些影响机制是通过石油烃改变土壤有机质矿化从而影响了土壤营养盐的再矿化速率实现的^[33].一般地,土壤中细菌生长的理想 C: N 和 C: P 是 10 和 30^[32].在本研究中,自然湿地土壤中 C: N (13.74) 和 C: P (46.03) 与细菌生长的理想的 C: N (10: 1) 和 C: P (30: 1) 差异不显著($p > 0.05$).但是在所有油田开采区的 C: N 和 C: P 都显著地高出其对应的值(图 7 和图 8),说明土壤石油烃污染也破坏了湿地土壤原

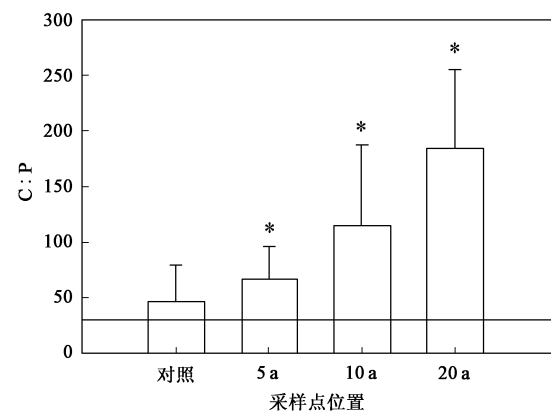
有的 C:N 和 C:P. 这很可能是由于采油活动产生的原油污染导致了土壤碳源的增加, 土壤中微生物在降解原油的过程中消耗了土壤中的氮、磷等营养因而产生了土壤中原有 C:N 和 C:P 的失衡^[34, 35]. 前人的研究表明在石油烃污染地点添加营养盐尤其是氮和少量的磷可以加速石油烃的降解^[36]. 本研究结果为石油烃污染微生物修复需要外加营养盐加快修复速度提供了现场证据.



图中横线碳氮比为 10:1, * 表示差异显著, $p < 0.05$

图 7 碳氮比在不同开采年限油井周围土壤的变化及与土壤中细菌生长需要的理想碳氮比的差异比较

Fig. 7 Variations of carbon: nitrogen ratios in soils from oilfield with different length of time oil well in production



图中横线碳磷比为 30:1, * 表示差异显著, $p < 0.05$

图 8 碳磷比在不同开采年限油井周围土壤的变化及与土壤中细菌生长需要的理想碳磷比的差异比较

Fig. 8 Variations of carbon: phosphorus ratios in soils from oilfield with different length of time oil well in production

2.2.3 土壤 pH 值和电导率

所有油田开采区土壤的 pH 值都高于自然湿地(对照)土壤的 pH 值, 10 a 和 20 a 油井周围土壤 pH 值显著地高于自然湿地 pH 值($p < 0.05$), 见表 1, 并

且随着油井开采年限的增加, 油井附近土壤的 pH 值也逐渐增加(图 9). 开采 5、10 和 20 a 油井附近土壤 pH 值分别为 8.02、8.07 和 8.68 比自然湿地 pH 值高出 2.04%、2.67% 和 10.43%. 这些结果说明土壤石油烃的增加也影响了土壤 pH 值.

土壤 pH 值是影响土壤营养盐有效性的重要因素. 本实验结果表明, 土壤石油烃的增加引起土壤 pH 值的增大, 土壤的 pH 值过高, 一些营养元素会变得难溶, 有效性降低, 从而不能被根系很好地吸收. 另外, 土壤 pH 的增加会引起微生物活性的变化, 因为每种微生物都有最适 pH 值, 土壤碱性增加不利于土壤微生物对石油烃的降解.

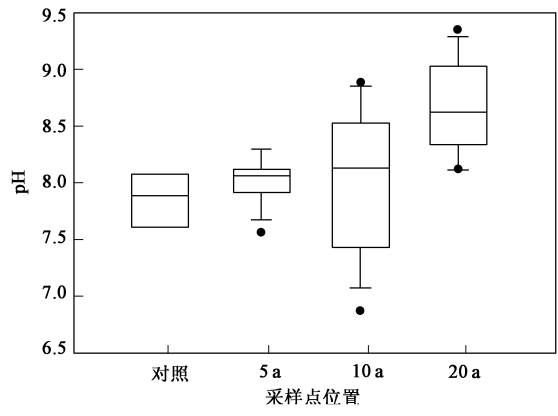


图 9 pH 值在不同开采年限油井周围土壤含量变化

Fig. 9 Levels of pH in soils from oilfield with different length of time oil well in production

油田开采区 5、10 和 20 a 油井附近土壤的 EC 平均值分别为 990.73、747.99 和 496.87 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, 对照区自然湿地土壤 EC 平均值为 436.33 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. 油井周围土壤电导率高于自然湿地土壤电导率, 但是差异并不显著($p > 0.05$), 见表 1. 油井周围土壤电导率的增大很可能是钻井过程中产生的钻井泥浆造成的. 钻井泥浆是含粘土、加重材料、各种化学处理剂、污水及岩屑的多项稳态胶体悬浮体, 通常具有较高的矿化度, 阴阳离子极为丰富. 在油田开采区, 钻井液的处理通常是就地回理, 这就使过多的盐分可能进入井场周围土壤. 盐分在土壤中的行为与石油烃不同, 石油烃可以通过复杂的风化机制而降解, 而盐分却很难被微生物分解, 因此盐分能长期地累积在土壤中. 但是需要指的是, 井场周围土壤 EC 值并没有随油井开采时间增加而增加, 反而是随开采时间的增加而呈降低的趋势(图 10). 这可能是因为随着开采时间的增加, 进入土壤中的盐分可能随着地表径流的冲刷、淋洗向周围土壤扩散或流向水体

的缘故.

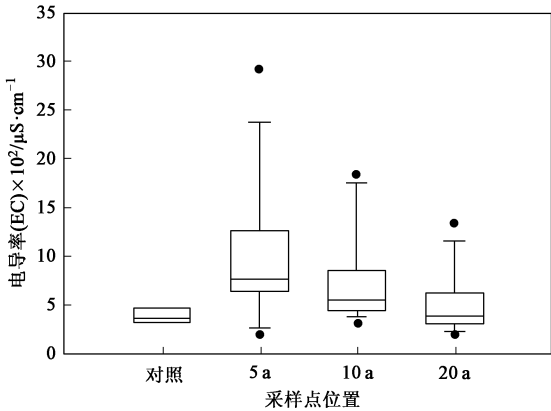


图 10 电导率在不同开采年限油井周围土壤含量变化

Fig. 10 Levels of electronic conductivity in soils from oilfield with different length of time oil well in production

3 结论

(1) 原油开采造成了莫莫格湿地油田开采区土壤的石油污染. 所有油田开采区油井周围土壤中总石油烃含量显著高于对照区($p < 0.05$), 开采 5、10 和 20 a 的油井周围土壤 TPH 含量分别为 8 479、16 885 和 31 230 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是对照区土壤 TPH 含量的 30 倍、60 倍和 111 倍.

(2) 土壤 TPH 污染程度与油井开采时间有关, 开采 10 a 以上的中长期油井周围土壤是石油烃污染的主要区域, 而开采时间较短的油井周围土壤石油污染相对较轻.

(3) 土壤总有机碳与总石油烃呈显著正相关($r = 0.88$, $p < 0.05$), 土壤中残留的石油烃导致了土壤总氮和总磷下降, 最大下降幅度分别为 33% 和 28%. 土壤石油烃污染由于增大的土壤有机碳而降低了营养盐氮和磷的含量, 因而显著提高了碳氮比、碳磷比和 pH 值($p < 0.05$), 这种趋势随着油井开采时间增加而增大. 土壤石油污染也引起电导率的增加, 但是影响并不显著($p > 0.05$).

(4) 总的来说, 土壤石油烃污染对土壤总氮和 pH 值影响较大, 给土壤质量带来了负面影响.

参考文献:

[1] Teal J M, Farrington J W, Burns K A, *et al.* The West Falmouth oil spill after 20 years: fate of fuel oil compounds and effects on animals [J]. Mar Pollut Bull, 1992, **24**(12): 607-614.
[2] Hoff R Z. Responding to oil spills in coastal marshes: the fine line between help and hindrance [R]. Washington USA: Hazardous Materials Response and Assessments Division National Oceanic and

Atmospheric Administration Seattle, 1995 1-4.
[3] 何良菊, 魏德洲, 张维庆. 土壤微生物处理石油污染的研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 1999, **7**(3): 110-115.
[4] Ko J Y, Day J W. A review of ecological impacts of oil and gas development on coastal ecosystems in the Mississippi Delta [J]. Ocean Coast Manage, 2004, **47**(11-12): 597-623.
[5] DeLaune R D, Patrick W H J, Buresh R J. Effect of Crude Oil on a Louisiana *Spartina Alterniflora* Salt Marsh [J]. Environ Pollut, 1979, **20**(1): 21-31.
[6] Ferrell R E, Seneca E D, Linthurst R A. The effects of crude oil on the growth of *Spartina alterniflora* Loisel. and *Spartina cynosuroides* (L.) Roth [J]. J Exp Mar Biol Ecol, 1984, **83**(1): 27-39.
[7] Lin Q, Mendelsohn I A. A comparative investigation of the effects of south Louisiana crude oil on the vegetation of fresh, brackish and salt marshes [J]. Mar Pollut Bull, 1996, **32**(2): 202-209.
[8] Lin Q, Mendelsohn I A. The combined effects of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands [J]. Ecol Eng, 1998, **10**(3): 263-274.
[9] Andrade M L, Covelto E F, Vega F A, *et al.* Effect of the Prestige Oil Spill on Salt Marsh Soils on the Coast of Galicia (Northwestern Spain) [J]. J Environ Qual, 2004, **33**: 1947-1953.
[10] Proffitt C E. Effects and management of oil spills in marsh ecosystems: a review produced from a workshop convened July 1996 at McNeese State University [R]. Louisiana Environmental Research Center McNeese State University, 1998. 1-5.
[11] Pan X, Zhang D, Quan L. Interactive factors leading to dying-off *Carex tato* in Momoge wetland polluted by crude oil, Westem Jilin, China [J]. Chemosphere, 2006, **65**(10): 1772-1777.
[12] US EPA 3546 Microwave Extraction [S]. <http://www.epa.gov/sw846/pdfs/3546.pdf>.
[13] 韩慧龙, 汤晶, 江皓, 等. 真菌-细菌修复石油污染土壤的协同作用机制研究 [J]. 环境科学, 2008, **29**(1): 189-198.
[14] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978. 62-132.
[15] Railroad Commission of Texas (RRC). Clean up of soil contaminated by a crude oil spill [R]. Austin: TX.
[16] Bojes H K, Pope P G. Characterization of EPA's 16 priority pollutant polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in tank bottom solids and associated contaminated soils at oil exploration and production sites in Texas [J]. Regul Toxicol Pharmacol, **47**(3): 288-295.
[17] Salanitro J P, Dom P B, Huesemann M H, *et al.* Crude Oil Hydrocarbon Bioremediation and Soil Ecotoxicity Assessment [J]. Environ Sci Technol, 1997, **31**(6): 1769-1776.
[18] 任磊, 黄廷林. 土壤的石油污染 [J]. 农业环境保护, 2000, **19**(6): 360-363.
[19] 曹文钟, 张凤琳, 李子平. 原油对草原植被的影响 [J]. 油气田环境保护, 1997, **7**(3): 28-32.
[20] Carls E G, Fenn D B, Chaffey S A. Soil Contamination by Oil and Gas Drilling and Production Operations in Padre Island National Seashore, Texas, USA [J]. J Environ Manage, 1995, **45**(3): 273-286.

- [21] Samanta S K, Singh O V, Jain R K. Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation [J]. Trends Biotechnol, 2002, **20**(6): 243-248.
- [22] Barakat A O, Qian Y, Kim M, *et al.* Chemical characterization of naturally weathered oil residues in arid terrestrial environment in Al-Alamein, Egypt [J]. Environ Int, 2001, **27**(4): 291-310.
- [23] Bollag J M. Decontaminating soil with enzymes [J]. Environ Sci Technol, 1992, **26**(10): 1876-1881.
- [24] Cunningham S D, Anderson T A, Schwab A P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants [J]. Adv Agron, 1996, **56**: 55-114.
- [25] Hambrick G A, DeLaune R D, Patrick W H. Effect of estuarine sediment pH and oxidation-reduction potential on microbial hydrocarbon degradation [J]. Appl Environ Microbiol, 1980, **40**(2): 365-369.
- [26] Corredor J E, JM Morrell, Castillo C E D. Persistence of spilled oil in a tropical intertidal environment [J]. Mar Pollut Bull, 1990, **21**(8): 385-388.
- [27] Burns K A, Garrity S D, Levings C. Review: How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic oil spills? [J]. Mar Pollut Bull, 1993, **26**(5): 239-248.
- [28] Nyman J A, Klerks P L, Bhattacharyya S. Effects of chemical additives on hydrocarbon disappearance and biodegradation in freshwater marsh microcosms [J]. Environ Pollut, 2007, **149**(2): 227-238.
- [29] Lin Q, Mendelsohn I A. A comparative investigation of the effects of south Louisiana crude oil on the vegetation of fresh, brackish and salt marshes [J]. Mar Pollut Bull, 1996, **32**(2): 202-209.
- [30] Al-Darwish H A, Abd El-Gawad E A, Mohammed F H, *et al.* Assessment of contaminants in Dubai coastal region, United Arab Emirates [J]. Environ Geol, 2005, **49**(2): 240-250.
- [31] Schreier C G, Walker W J, Bums J, *et al.* Total organic carbon as a screening method for petroleum hydrocarbons [J]. Chemosphere, 1990, **39**(3): 503-510.
- [32] Atlas R M, Bartha R. Stimulated biodegradation of oil slicks using oleophilic fertilizers [J]. Environ Sci Technol, 1973, **7**(6): 538-541.
- [33] Nyman J A. Effect of Crude Oil and Chemical Additives on Metabolic Activity of Mixed Microbial Populations in Fresh Marsh Soils [J]. Microb Ecol, 1999, **37**(2): 152-162.
- [34] Jobson A, McLaughlin M, Cook F D, *et al.* Effect of Amendments on the Microbial Utilization of Oil Applied to Soil [J]. Appl Microbiol, 1974, **27**(1): 166-171.
- [35] Braddock J F, Ruth M L, Catterall P H, *et al.* Enhancement and inhibition of microbial activity in hydrocarbon-contaminated arctic soils: Implications for nutrient-amended bioremediation [J]. Environ Sci Technol, 1997, **31**(7): 2078-2084.
- [36] Sandvik S, Lode A, Pederson T A. Biodegradation of oily sludge in Norwegian soils [J]. Appl Environ Microbiol, 1986, **23**(3-4): 297-301.