

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2015.0755

郭冬楠, 臧淑英, 赵光影, 等. 2016. 排水造林对小兴安岭湿地土壤溶解性有机碳生物降解和淋溶的影响[J]. 环境科学学报, 36(7): 2631-2637

Guo D N, Zang S Y, Zhao G Y, et al. 2016. Effect of wetland drainage on dissolved organic carbon biodegradation and leaching in Xiaoxing' an Mountains [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(7): 2631-2637

排水造林对小兴安岭湿地土壤溶解性有机碳生物降解和淋溶的影响

郭冬楠¹, 臧淑英¹, 赵光影^{1,*}, 王丽岩²

1. 黑龙江省普通高等学校地理环境遥感监测重点实验室, 哈尔滨师范大学, 哈尔滨 150025

2. 中国气象影视制作中心, 北京 100081

收稿日期: 2015-11-01 修回日期: 2015-11-18 录用日期: 2015-11-18

摘要:以小兴安岭湿地为研究对象, 分析了不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤溶解性有机碳 (DOC) 含量变化及生物降解特征, 探讨了排水造林时间对土壤 DOC 及无机氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) 淋溶动态变化的影响。结果表明: ①排水造林时间对土壤 DOC 含量变化影响显著 ($p < 0.05$)。2003 年 (PS03)、1992 年 (PS92)、1985 年 (PS85) 排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤 DOC 含量均低于未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地 (XATC), 且排水造林时间越长, 土壤 DOC 含量越少。②在生物降解过程中, 土壤 DOC 的变化趋势表现为初期降解速率较快, 而后逐渐减慢并趋于稳定。其中周转时间为 1 d 的易降解 DOC 所占比重表现为: $\text{PS92} > \text{XATC} > \text{PS03} > \text{PS85}$, 表明排水时间达到一定阈值后, 易降解 DOC 部分可能会转化为难降解部分。③在淋溶过程中, 随着淋溶次数的增加, 淋出液中 DOC 含量呈现为先增加后减小的趋势, 淋溶 1 d 后, 不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤 DOC 的淋失率表现为: $\text{PS85} > \text{PS92} > \text{PS03} > \text{XATC}$, 表明排水造林时间越长, 土壤 DOC 淋失率越大, 因此长时间的排水造林改造可能进一步影响土壤养分的贮量及其有效性。

关键词: 溶解性有机碳; 排水造林; 生物降解; 淋溶

文章编号: 0253-2468(2016)07-2631-07 中图分类号: X144 文献标识码: A

Effect of wetland drainage on dissolved organic carbon biodegradation and leaching in Xiaoxing' an Mountains

GUO Dongnan¹, ZANG Shuying¹, ZHAO Guangying^{1,*}, WANG Liyan²

1. Key Laboratory of Remote Sensing Monitoring of Geographic Environment, College of Heilongjiang Province, Harbin Normal University, Harbin 150025

2. Meteorological Film and Television Production Center in China, Beijing 100081

Received 1 November 2015; received in revised form 18 November 2015; accepted 18 November 2015

Abstract: Taking the wetland soil in Xiaoxing' an Mountains as the test object, this study analyzed the change of dissolved organic carbon (DOC) content and its biodegradable characteristics in forest swamp wetland with different drainage afforestation time. The effect of drainage afforestation time on the leaching dynamic variation of DOC and inorganic nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) was investigated. Results indicated that drainage afforestation time significantly impacted the DOC content in soil ($p < 0.05$). Compared with the DOC content of larch gmelini wetland after drainage afforestation in 2003, 1992, and 1985, natural larch gmelini sedge wetland was higher. With the increasing of drainage afforestation time, DOC content gradually decreased. During the process of biodegradation, DOC degradation rate was high in the initial period, then gradually slowed down and kept in stable. The proportion of easily degradable DOC in one day showed the following sequence: $\text{PS92} > \text{XATC} > \text{PS03} > \text{PS85}$. When drainage afforestation time reached a certain threshold, biodegradable DOC may transform into uneasily degradable sections. In the process of leaching, with the increase of leaching number, DOC content in the leaching solution increased at first and then declined. After one day's leaching, leaching rate of forest swamp wetland in different drainage afforestation time showed the following sequence: $\text{PS85} > \text{PS92} > \text{PS03} > \text{XATC}$, which indicated that the leaching rate increased with the drainage afforestation time. Therefore the progress of drainage afforestation may affect the storage of soil nutrient and its effectiveness in a large extent.

Keywords: dissolved organic carbon; drainage afforestation; biodegradation; leaching

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 41301082, 4157012165); 黑龙江省博士后资助项目 (No. LRB13-200)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41301082, 4157012165) and the Postdoctoral Project in Heilongjiang Province (No. LRB13-200)

作者简介: 郭冬楠 (1991—), 女, E-mail: 18346552692@163.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: zhaoguangying2004@126.com

Biography: GUO Dongnan (1991—), female, E-mail: 18346552692@163.com; * **Corresponding author**, E-mail: zhaoguangying2004@126.com

1 引言(Introduction)

土壤溶解性有机碳(DOC)是由一系列大小、结构不同的分子组成,且能通过 0.45 μm 微孔滤膜,溶于水的有机物总称(Kalbitz *et al.*, 2000).虽然 DOC 占土壤有机碳的比例很小,它却是有机碳库中最活跃的组成部分,参与土壤中很多物理化学和生物过程,其大小和周转对全球生态系统碳循环具有重要意义(Ghani *et al.*, 2003).一方面,土壤中 DOC 的变化与 CO_2 排放有着密切的联系.DOC 作为微生物生长和分解活动的重要能量来源,直接影响微生物活性和温室气体排放(Stutter *et al.*, 2007; Höll *et al.*, 2009).另一方面,全球每年经河流输送到海洋的有机碳为 0.45×10^{15} g,其中溶解性有机碳占 55%,因此 DOC 是陆地生态系统中碳和养分向水域系统传输的主要形式.

目前,国内外针对土壤 DOC 已经开展了很多研究,主要集中在不同时间和空间尺度上土壤 DOC 的影响因子(Nelson *et al.*, 2000; 柳敏等, 2007)、动态变化(Chu Ying *et al.*, 2013; Freeman *et al.*, 2004)以及测定方法和应用(吕国红等, 2006; 银莲等, 2015; Gielen *et al.*, 2011),关于不同土地利用方式下土壤 DOC 的研究也多集中在天然的森林生态系统、农田、裸地以及荒地(Sanderman *et al.*, 2008; 卫东等, 2011; 宇万太等, 2007),而对于土壤 DOC 的生物降解特性和淋溶动态的研究很少且多集中于农田生态系统(汪景宽, 2008; 高忠霞, 2010).小兴安岭是我国寒区森林湿地的集中分布区,固碳潜力巨大,其平均碳密度高于黑龙江省天然林碳密度及全国森林植被碳密度水平(李婉姝等, 2010).20 世纪 70 年代以来,小兴安岭森林湿地深受人类活动的影响,其中排水造林是湿地遭受到的主要干扰方式.湿地排水后,土壤的温度、水文条件和氧化还原特征发生显著改变,进而会影响到土壤 DOC 的变化.本文选择小兴安岭具有代表性的天然落叶松苔草沼泽湿地、不同年代排水造林后的人工落叶松沼泽湿地为对象,研究不同类型和深度下土壤 DOC 的含量变化趋势,明确土壤 DOC 的生物降解和结构特征对排水造林时间的响应,揭示不同排水造林时间对土壤 DOC 淋失率的影响,以期为深入理解 DOC 在湿地生态系统碳循环中的作用提供科学依据.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 研究区概况

研究地点位于小兴安岭中段,黑龙江省东北部伊春市友好林业局永青林场,地理坐标为 $48^\circ 03' 53'' \sim 48^\circ 17' 11'' \text{N}$, $128^\circ 30' 36'' \sim 128^\circ 45' 00'' \text{E}$.平均海拔为 260~500 m,属温带大陆性湿润季风气候,受海洋气团和西伯利亚寒流影响,气温波动较大,冬季干冷而漫长,夏季多雨且短暂.年平均气温约 0.4°C ,年积温为 2000~2500 $^\circ\text{C}$,年平均降雨量为 630 mm.全年有两个降水高峰期,一个是冬季降雪,另一个是每年 7 到 8 月间的降雨,高峰期降水占全年降雨量的 70%.无霜期约为 110 d,最早霜期在九月上旬,最晚霜期在次年的 5 月中旬结束,霜期长达 6 个月.研究区有沼泽湿地 4302 hm^2 ,占林业用地的 25.6%,包括天然沼泽湿地和人工沼泽湿地两大部分,天然沼泽湿地包括森林沼泽、灌丛沼泽、草丛沼泽、藓类沼泽和泥炭沼泽等,而人工沼泽湿地主要包括 20 世纪 70 年代开展湿地排水造林后,以栽植兴安落叶松为主的森林沼泽湿地.

2.2 样品采集与处理

2015 年 5 月,在伊春市友好林业局永青林场进行采样,分别选取以兴安落叶松苔草为主要植被类型的天然沼泽湿地,以 2003 年、1992 年、1985 年排水造林后的兴安落叶松为主要植被类型的人工沼泽湿地以及农田 5 种不同类型的土壤进行采集.设置采样点(图 1),去掉表面的枯枝落叶后,分别按 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 分层采集土壤,用样



图 1 研究区和采样点位置图

Fig.1 Study area and sampling point locations

品袋装好,密封.取回样品后,新鲜土壤过 2 mm 孔径筛,剔除草根及其他杂物后均匀混合,一部分放置于 4 °C 保鲜柜中冷藏,用于 DOC、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

及硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)的测定,一部分风干后用于测定理化性状,每个采样点每个处理设置 3 个重复.供试土壤的基本理化性质见表 1.

表 1 土壤基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of soils

土壤类型	全磷/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全氮	有效磷/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机碳/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	容重/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	pH
XATC	19.00±2.00 ^a	10.53%±0.08% ^a	0.93±0.31 ^a	149.07±16.25 ^a	1.8±0.18 ^a	4.97±0.03 ^a
PS03	68.00±2.00 ^b	7.57%±0.10% ^b	7.10±0.10 ^c	85.39±11.17 ^b	2.39±0.10 ^b	5.11±0.06 ^{ab}
PS92	75.33±1.53 ^b	5.15%±0.16% ^c	3.97±0.15 ^b	48.78±2.87 ^{bc}	2.12±0.13 ^{ab}	5.49±0.16 ^{ab}
PS85	99.33±10.50 ^c	4.30%±0.29% ^c	6.83±0.57 ^c	36.94±3.22 ^c	1.94±0.08 ^{ab}	5.86±0.10 ^b
NT	121.00±11.14 ^d	11.92%±1.87% ^a	11.16±0.75 ^d	22.85±7.67 ^c	2.38±0.03 ^b	5.31±0.39 ^{ab}

注:1)表中数据为:均值±标准误差,土壤深度为 0~10 cm;2)表中不同字母表示在 0.05 水平上差异显著.

2.3 样品分析方法

土壤 DOC 的提取和测定:称取 10 g 各类型各层新鲜土壤放置于 250 mL 的三角瓶中,加入 50 mL 重蒸馏水,常温下震荡 30 min,用高速离心机以 4000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 15 min,上清液过 0.45 μm 滤膜(上海市新亚净化器件厂生产,使用前用重蒸馏水淋洗滤膜,以淋洗滤膜上可能残留的有机组分),用 Multi N/C 2100 TOC 仪(德国耶拿)测定,通过浸提液中总碳浓度和无机碳浓度的差值计算土壤 DOC 浓度(孔范龙等,2013).

土壤 DOC 的生物降解特性:①称取 10 g 各类型 0~10 cm 表层土壤,按水土比 5:1 浸提,充分振荡,制备好接种液,25 °C 条件下培养 24 h,接种前将悬液静置 30 min.②称取过 2 mm 筛各类型 0~10 cm 表层土壤 50 g,按水土比 5:1 加入重蒸馏水,振荡提取 30 min,离心后过 0.45 μm 滤膜获得滤液,将 150 mL 滤液置于 250 mL 三角瓶中,并加入上述土壤悬液 2 mL 进行接种.在 25 °C 条件下培养 42 d,并在 1、2、7、21、35、42 d 取样测定 DOC 含量,并用 Lambda35 型紫外/可见分光光度计(美国帕金埃尔默)测定滤液在 280nm 处紫外光的吸收值(汪景宽等,2008).

土壤 DOC 的淋溶动态变化:称取 50 g 各类型 0~10 cm 表层土壤,装入直径为 7 cm、高为 20 cm 的 PVC 管中,管的下端设有可调节开关的阀门,用于收集淋出液.土层底部铺有 4 层玻璃丝网,其上覆盖 100 g 石英砂,为减少淋溶过程中淋洗液对土柱表面的冲刷,土柱表面上覆 2 层密孔玻璃丝网.装置所用材料事先均经过 10% 稀盐酸处理,以除去材料表面所附的可溶性有机物质.淋溶开始前,将管下端的阀

门设置为关闭状态,将 200 mL 重蒸馏水小心注入各土柱中,静置 24 h,然后打开阀门收集淋出液,分别在淋溶开始后的 1、2、7、21、35、42 d 淋洗土柱,收集到的淋出液过 0.45 μm 滤膜后,测定 DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量(焦坤等,2005).

2.4 数据处理分析

采用 SPSS18.0 软件进行数据的统计分析,用 Excel2010 和 origin7.0 软件制作图表.

3 结果与分析(Results and analyses)

3.1 土壤 DOC 含量变化特征

未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田土壤 DOC 含量差异显著($p<0.05$).其中,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤 DOC 平均含量比未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地分别减少 18.03%、31.37%、48.23%,但森林沼泽湿地土壤 DOC 含量均高于农田.未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤 DOC 平均含量比农田分别高 129.58%、88.17%、57.55%、18.84%.此外,方差结果也表明,不同森林沼泽湿地和农田的土壤 DOC 含量剖面分布也存在明显差异($p<0.05$),其中天然兴安落叶松苔草湿地,2003 年、1992 年、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田底层(20~40 cm)土壤 DOC 含量比表层(0~10 cm)分别减少 45.11%、48.42%、45.93%、31.25%、24.97%,表明土层深度越深,土壤 DOC 含量越少(图 2).

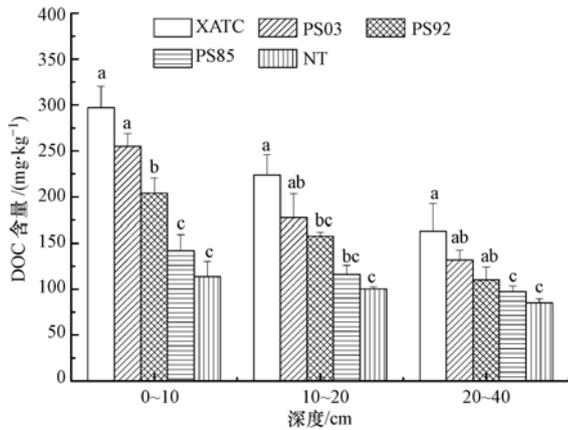


图2 不同深度土层 DOC 的浓度

Fig.2 Concentration of dissolved organic carbon in different depths

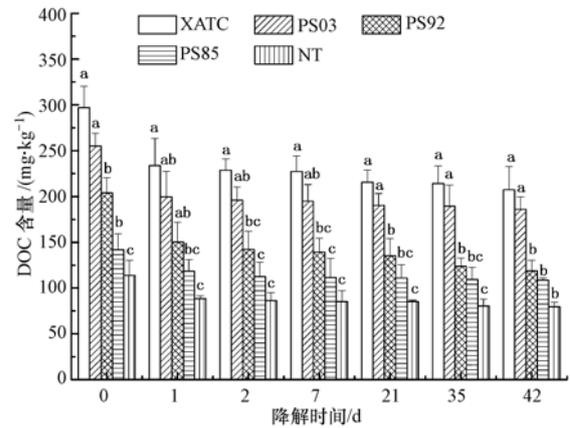


图4 生物降解过程中 DOC 的浓度

Fig.4 Concentration of dissolved organic carbon in biodegradation

3.2 土壤 DOC 生物降解及结构特征

无论是天然兴安落叶松苔草湿地还是排水造林后的人工兴安落叶松湿地或是农田,在整个生物降解培养过程中,土壤 DOC 的变化趋势均表现为初期降解速率较快,而后逐渐减慢并趋于稳定(图 3),其平均降解率表现为 PS92>NT>XATC>PS03>PS85.降解前,未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003 年、1992 年、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田表层土壤 DOC 含量分别为 297.21、255.04、203.96、142.05、113.87 mg·kg⁻¹.降解 1 d 后,其土壤 DOC 含量明显减少,分别为 233.69、199.39、150.36、118.56、88.17 mg·kg⁻¹,但降解 42 d 后,其含量相比降解 1 d 后的 DOC 变化并不明显(图 4).此外,土壤 DOC 的生物降解数据符合一个双指数衰变模型:剩余的溶解性有机碳% = [(100 - b) e^{-k₁t}] + be^{-k₂t} (Gregorich *et al.*, 2003),其中周转时间为 1 d 的易降解 DOC 所占比重表现为:NT>PS92>PS03>XATC>>PS85(表 2).

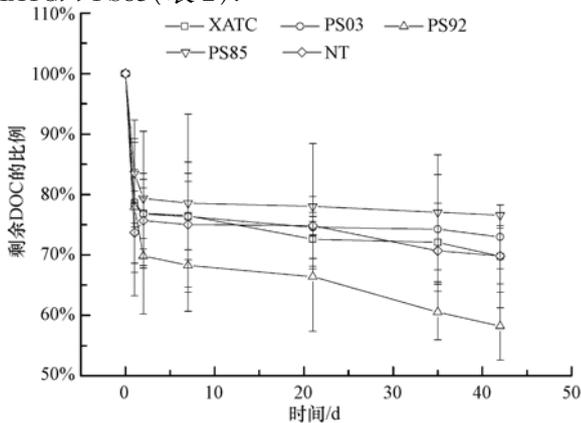


图3 生物降解过程中土壤剩余 DOC

Fig.3 Amount of dissolved organic carbon in biodegradation

表 2 不同土壤类型的溶解性有机碳降解常数

Table 2 Parameters of dissolved organic carbon biodegradation in different types of soil

土壤类型	易降解 DOC			难降解 DOC		
	100%-b	k ₁ /d ⁻¹	1/k ₁ /d	b	k ₂ /d ⁻¹	1/k ₂ /d
PS85	16.54%	1.49	0.67	83.46%	0.0029	344.83
PS92	22.09%	1.80	0.55	77.91%	0.0026	384.62
PS03	21.82%	1.51	0.66	78.18%	0.0034	294.12
XATC	21.37%	1.54	0.65	78.63%	0.0036	277.78
NT	26.28%	1.23	0.81	73.72%	0.0041	243.90

注:b 为稳定 DOC 百分比,100%-b 为易降解 DOC 百分比,k₁ 为易矿化速率常数(d⁻¹),k₂ 为稳定常数(d⁻¹),t 为时间(d)

DOC 对 280 nm 紫外光的吸收值(即 UV280 值)是评价土壤 DOC 结构复杂程度的重要指标.培养初期,UV280 值呈现逐渐上升的趋势,在培养 7 d 后,森林沼泽湿地的 UV280 值均达到峰值,而农田则在培养 35 d 后达到最大值并趋于稳定,但总体上均呈现先增加后稳定的变化趋势(图 5).此外,相关

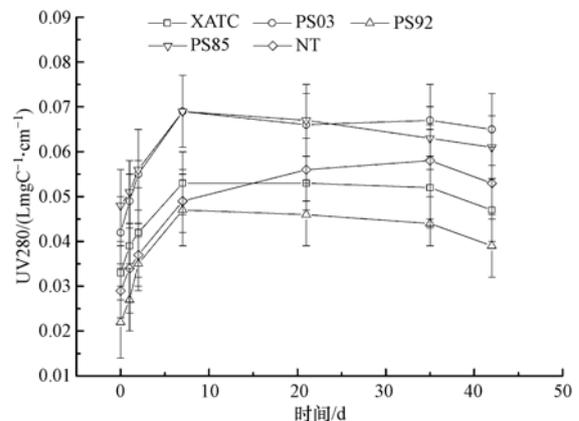


图5 生物降解过程中土壤溶液的 UV280 值

Fig.5 UV280 of dissolved organic carbon degradation in soil solution

分析显示,不同年代排水造林的森林沼泽湿地及农田的土壤 DOC 平均降解率与初始 UV280 值存在显著的负相关关系($r=-0.905, p<0.05$).

3.3 土壤 DOC 及无机氮淋溶动态特征

在整个淋溶过程中,随着淋溶次数的增加,未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田淋出液中 DOC 含量差异显著($p<0.05$),呈现为先增加后减小的趋势(图 6).淋溶 1 d 后,不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤 DOC 的平均淋失率表现为:PS85>PS92>PS03>XATC,且农田的 DOC 淋失率高于森林沼泽湿地.淋溶 21 d 后,淋出液中 DOC 含量出现最大值,分别为 35.13、26.84、23.76、16.39、14.04 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

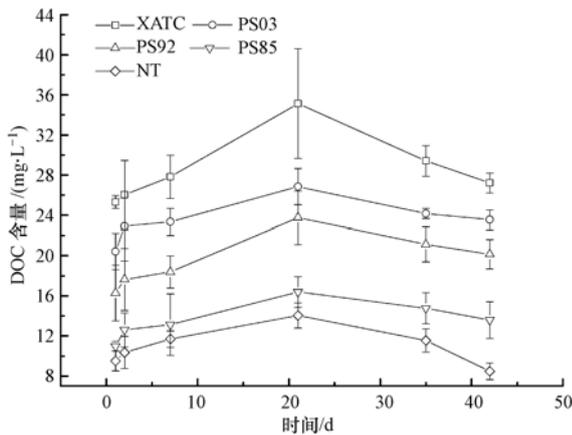


图 6 淋溶过程中淋出液的 DOC 含量

Fig.6 Contents of DOC of leaching solution in eluviation

此外,淋出液中无机氮含量的变化趋势与 DOC 相似,也表现为先增加后稳定的趋势,淋溶 21 d 天后达到最大值,分别为 2.47、2.33、2.59、2.47、2.07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.但整个淋溶过程中,不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤无机氮的平均淋失率表现为 PS85>PS92>XATC>PS03,且 1985 年和 1992 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤无机氮的淋失率明显高于其他森林沼泽湿地.结果还表明,不同森林沼泽湿地及农田土壤淋出液的 DOC 与无机氮含量间存在着高度正相关关系($r=0.928, p<0.01$),经线性回归拟合得到 $Y(\text{DOC 含量})=12.27X(\text{无机氮含量})-7.3933$,其中 $R^2=0.8618$ (图 7).

4 讨论(Discussion)

4.1 排水造林对土壤 DOC 含量变化的影响

排水造林时间对土壤 DOC 含量变化影响显著

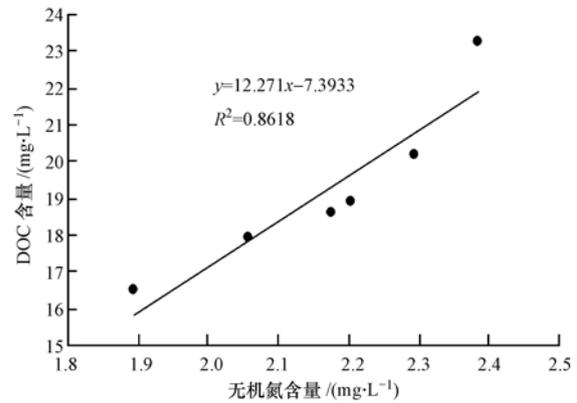


图 7 淋溶过程中 DOC 和无机氮的线性拟合

Fig.7 Linear fitting relationship between DOC and inorganic nitrogen

($p<0.05$).排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤 DOC 含量均低于未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,原因可能是在排水造林过程中,整地、筑垄造成土壤发生强烈扰动,原有的植被类型发生变化,造成了向地被层和土壤层输入有机物质的类型、数量和化学特性发生改变,进而引发土壤肥力和动物区系活性的变化,从而影响土壤 DOC 的形成和转化,降低土壤 DOC 的含量.同时,挖沟排水过程不仅会造成大量的 DOC 向沟渠迁移,使得不同沟渠沉积物中 DOC 的含量和分布产生明显的差异,而且长期排水将使得带入沟渠中的 DOC 埋藏于沉积物底层,造成 DOC 的永久性丧失(郗敏等,2008).

由于不同森林沼泽湿地进行排水造林时间长短的差异,其土壤 DOC 含量也呈现一定的规律性,表现为排水造林时间越长,土壤 DOC 含量越少,可能与不同年代排水造林后土壤理化性质的改变相关.例如,在高 PH 条件下,DOC 中的酸性部分很容易与其他物质如钙镁化合物发生中和反应,进而导致土壤中 DOC 含量减少(黄黎英等,2007).温度的升高能够加速土壤微生物的生物周转,促进土壤碳的分解,导致土壤有机碳的矿化速率上升,从而也对土壤 DOC 的动态变化造成一定的影响.在氧化环境下,大量好氧微生物将大量含磷有机物分解为 PO_4^{3-} 离子,使土壤中 PO_4^{3-} 质量浓度升高,而土壤的 DOC 浓度和 PO_4^{3-} 呈负相关关系,从而导致土壤中 DOC 浓度迅速降低(郗敏等,2006).此外,随着土壤淋溶作用和流失作用逐渐加剧,排水造林时间越长,其表面残留的凋落物数量越少、质量越小,死亡的微生物释放出的有机质也越少,因此土壤 DOC 含量越少.

4.2 排水造林对土壤 DOC 生物降解及结构特征的影响

DOC 的生物降解特性可以有效地反映土壤溶解性有机物的稳定性及其在物质能量代谢中的作用.在本研究中,未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田的平均降解率为 21.16%~33.14%,表明其溶解性有机质中有相当一部分具有生物有效性,与 Boyer 等研究结果相似 (Boyer *et al.*, 1996).其中,1985 年排水造林后的兴安落叶松湿地土壤平均降解率明显低于其他森林沼泽湿地,可能是由于排水造林时间的延长,导致土壤的通透性、疏松程度受到显著影响,进而改变了微生物分解有机质的环境,降低了土壤有机物的分解和转化.此外,周转时间为 1 d 的易降解 DOC 所占比重表现为:NT>PS92>PS03>XATC>>PS85,表明排水时间达到一定阈值后,易降解 DOC 部分显著降低,可能会转化为难降解部分.

由于不同有机物所含的基团对不同类型和长度的光波具有各自的吸收特性,因此 UV280 值通过反映芳环物质的含量状况,进而反映土壤 DOC 的结构复杂程度.在降解培养过程中,UV280 值先增大后趋于稳定,原因可能是 DOC 主要由碳水化合物、脂肪、羧基化合物、芳环物质等组成,不同组分物质被微生物利用的难易程度有显著不同,碳水化合物最先被微生物利用,因此,分解前期芳环物质比例增高,当其它容易分解的物质被分解完后,芳环物质比例达到峰值,随后微生物开始利用芳环物质,但其分解速率较慢,芳环物质比例趋于稳定(焦坤等, 2005).而农田较其他森林沼泽湿地峰值出现滞后性,主要是由于农田耕作施用的有机肥料提供了一定数量的 DOC(汪景宽等, 2008),使得 DOC 中可供微生物利用的易降解组分更高.此外,结构较复杂的芳环物质比例越大,生物有效性越低,降解率也越小,因此 UV280 值也可以作为间接地反映其生物降解特性的一个指标.

4.3 排水造林对土壤 DOC 及无机氮淋溶动态的影响

淋溶过程中,土壤中 DOC 既是微生物的分解产物,也是微生物可利用的反应基质,土壤 DOC 的不断淋失影响了微生物对土壤 DOC 的吸收和利用,进一步影响了微生物降解产生的 DOC 数量.由于土壤 DOC 在固液相态以及剖面之间迁移转化过程中的

吸附-解吸状况是影响其含量变化的主要因素(焦坤等, 2005),在淋溶初期,淋洗液自上而下经过土柱时,淋洗液中的 DOC 可能被下层土壤吸附,但随着淋溶次数的增加,土壤中的 DOC 开始出现解吸附,淋出液中的 DOC 含量逐渐增大,随后溶解出来的 DOC 逐渐减少并趋于稳定,因此,淋溶过程中的 DOC 含量呈现为倒 U 型的变化趋势.但淋溶 1 d 后,不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤 DOC 的淋失率表现为:PS85>PS92>PS03>XATC,可能是由于长时间的排水导致溶液的化学性质和土壤矿物组分受到显著影响,土壤的生物和化学条件发生改变 (Brookes *et al.*, 1999),土壤吸附可溶性有机质的能力逐渐减弱,因此在淋溶初期,排水造林时间越长,土壤 DOC 淋失率越大.

此外,未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,2003、1992、1985 年排水造林后的人工兴安落叶松湿地及农田淋出液中无机氮含量变化趋势与 DOC 相似,也表现为先增加后稳定的趋势,表明土壤 DOC 的变化可能会间接影响到其他养分离子的释放,但揭示其迁移、淋失特性及影响机制仍需进一步深入研究不同形态氮及 DOC 与土壤介质的相互作用机理.

5 结论 (Conclusions)

1) 排水造林时间对土壤 DOC 含量变化影响显著 ($p < 0.05$).排水造林后的人工兴安落叶松湿地土壤 DOC 含量均低于未排水造林的天然兴安落叶松苔草湿地,且排水造林时间越长,土壤 DOC 含量越少.

2) 在生物降解过程中,不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤易降解 DOC 所占比重表现为:PS92>PS03>XATC>>PS85,表明排水时间达到一定阈值后,土壤 DOC 的生物有效性会显著降低,其中的易降解 DOC 可能会转化成难降解部分.

3) 淋溶 1 d 后,不同年代排水造林的森林沼泽湿地土壤 DOC 的淋失率表现为:PS85>PS92>PS03>XATC,表明在淋溶初期,排水造林时间越长,土壤 DOC 淋失率越大,其土壤无机氮的淋失率表现为:PS85>PS92>XATC>PS03,因此长时间的排水造林可能进一步更大范围地影响土壤中 C 元素的生物地球化学循环以及养分的贮量及其有效性.

责任作者简介:赵光影 (1981—),女,博士,副教授,主要从事湿地环境生态研究,发表学术论文 40 余篇, E-mail:

zhaoguangying2004@126.com.

参考文献(References):

- Boyer J N, Groffman P M. 1996. Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(6): 783-790
- Brookes P D, McKnight D M, Bencala K E. 1999. The relationship between soil heterotrophic activity, soil dissolved organic carbon (DOC) leachate, and catchment-scale DOC export in headwater catchments [J]. *Water Resources Research*, 35(6): 1895-1902
- Chu Y, Wang S Q, Wang J Y, *et al.* 2013. Dissolved organic carbon dynamics and controls of planted slash pine forest soil in subtropical region in southern China [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 4(2): 105-114
- Freeman C, Fenner N, Ostle N J, *et al.* 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels [J]. *Nature*, 430: 195-198
- 高忠霞, 周建斌, 王祥, 等. 2010. 不同施肥处理对土壤溶解性有机碳含量及特性的影响 [J]. *土壤学报*, 47(1): 115-121
- Ghani A, Dexter M, Perrott K W. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(9): 1231-1243
- Gielen B, Neirynek J, Luyssaert S, *et al.* 2011. The importance of dissolved organic carbon fluxes for the carbon balance of a temperate Scots pine forest [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(3): 270-278
- Gregorich E G, Beare M H, Stoklas U. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils [J]. *Geoderma*, 113(3/4): 237-252
- Höll B S, Fiedler S, Jungkunst H F, *et al.* 2009. Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration [J]. *Science of the Total Environment*, 408(1): 78-83
- 黄黎英, 曹建华, 周莉, 等. 2007. 不同地质背景下土壤溶解性有机碳含量的季节动态及其影响因子 [J]. *生态环境*, 16(14): 1282-1288
- 焦坤, 李忠佩. 2005. 红壤稻田土壤溶解性有机碳含量动态及其生物降解特征 [J]. *土壤*, 37(3): 272-276
- Kalbitz K, Solinger S, Park J H, *et al.* 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review [J]. *Soil Science*, 165(4): 277-304
- 孔范龙, 郗敏, 吕宪国, 等. 2013. 三江平原环型湿地土壤溶解性有机碳的时空变化特征 [J]. *土壤学报*, 50(4): 847-852
- 李婉姝, 牟长城, 吴云霞, 等. 2010. 小兴安岭地区天然沼泽林生产力与植被碳密度 [J]. *东北林业大学学报*, 38(8): 39-44
- 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 等. 2007. 土壤溶解性有机碳 (DOC) 的影响因子及生态效应 [J]. *土壤通报*, 38(4): 758-764
- 吕国红, 周广胜, 周莉, 等. 2006. 土壤溶解性有机碳测定方法与应用 [J]. *气象与环境学报*, 22(2): 51-55
- Nelson S D, Farmer W J, Letey J, *et al.* 2000. Stability and mobility of napropamide complexed with dissolved organic matter in soil columns [J]. *Journal of Environmental Quality*, 29(6): 1856-1862
- Sanderman J, Amundson R. 2009. A comparative study of dissolved organic carbon transport and stabilization in California forest and grassland soils [J]. *Biogeochemistry*, 92(1): 41-59
- Stutter M L, Lumsdon D G, Thoss V. 2007. Physio-chemical and biological controls on dissolved organic matter in peat aggregate columns [J]. *European Journal of Soil Science*, 58(3): 646-657
- 卫东, 戴万宏, 汤佳. 2011. 不同利用方式下土壤溶解性有机碳含量研究 [J]. *中国农学通报*, 27(8): 121-124
- 汪景宽, 李丛, 于树, 等. 2008. 不同肥力棕壤溶解性有机碳、氮生物降解特性 [J]. *生态学报*, 28(12): 6165-6171
- 郗敏, 孔范龙, 吕宪国. 2008. 三江平原不同土地利用方式下沟渠沉积物可溶性有机碳含量和分布 [J]. *水土保持学报*, 22(3): 132-135
- 郗敏, 刘红玉, 吕宪国. 2006. 流域湿地水质净化功能研究进展 [J]. *水科学进展*, 17(4): 566-573
- 银莲, 徐星凯, 景元书. 2015. 2种方法测定溶解性有机碳和总氮比较研究 [J]. *环境科学与技术*, 38(9): 93-103
- 宇万太, 姜子绍, 李新宇, 等. 2007. 不同土地利用方式对潮棕壤有机碳含量的影响 [J]. *应用生态学报*, 18(12): 2760-2764