

六盘山林区几种土地利用方式对土壤中可溶性有机碳浓度影响的初步研究

吴建国¹ 徐德应²

(1 国家环保总局气候变化影响研究中心, 北京 100012) (2 中国林业科学研究院森林生态与环境研究所, 北京 100091)

摘要 测定分析了六盘山林区典型天然次生林(杂灌木、山杨(*Populus davidiana*)和辽东栎(*Quercus liaotungensis*)林)、人工林(13、18 和 25 年华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*))、农田和草地中穿透雨、凋落物淋溶液、土壤溶液和渗漏水溶液及地下水和降雨中可溶性有机碳(DOC)的浓度。结果显示:5~10 月,雨水中 DOC 浓度为 0.80~1.60 mg·L⁻¹,地下水在 2.43~7.66 mg·L⁻¹。9~10 月,穿透雨中 DOC 浓度为 1.78~15.20 mg·L⁻¹,其中天然次生林和人工林比农田和草地中高,这些 DOC 与地表凋落物碳年形成量正相关显著。凋落物浸泡 24 h 后淋溶产生的 DOC 浓度为 12.30~64.79 mg·L⁻¹,占凋落物碳贮量比例不足 1%;浓度方面,天然次生林比农田和草地分别高 400%和 153%,人工林比农田和草地分别高 194%和 50%;比例方面,农田和草地比天然次生林分别高 79%和 98%、比人工林分别高 180%和 210%,这些 DOC 浓度与落叶、小枝、碎小物和腐解物碳贮量的正相关显著。9~10 月,0~20 cm 土层溶液中 DOC 浓度为 7.88~88.44 mg·L⁻¹,占土壤有机碳密度的比例不足 0.1%,它们随土层加深而下降,其中天然次生林和人工林中下降幅度比农田和草地中大;浓度方面,天然次生林、人工林比农田和草地中高,差异主要在 0~10 cm 土层;比例方面,天然次生林 DOC 比例比农田和草地中低,人工林比它们高,差异主要在 0~10 cm 土层;这些 DOC 浓度与土壤湿度及凋落物层碳贮量正相关显著。5~10 月,0~40 cm 土层渗漏水中 DOC 浓度为 5.76~58.84 mg·L⁻¹,天然次生林、人工林比农田和草地高,差异主要在 0~10 cm 土层;它们随土层加深而下降,其中天然次生林和人工林下降幅度比农田和草地中大。这些差异可能由土地利用引起的植被和土壤性质改变及其对水文过程的影响所致,说明陆地生态系统中 DOC 浓度受土地利用变化的影响较大。

关键词 土地利用变化 可溶性有机碳 碳循环

DISSOLVED ORGANIC CARBON CONCENTRATIONS IN SOIL UNDER DIFFERENT LAND USES IN THE LIUPAN MOUNTAIN FOREST ZONE

WU Jian-Guo¹ and XU De-Ying²

(1 Research Center of Impact of Climate Change, State Environment Protection Administration, Beijing 100012, China)

(2 Institute of Forest Ecology and Protection, Chinese Academy of Forestry Science, Beijing 100091, China)

Abstract Dissolved organic carbon is an important component of the carbon balance of terrestrial ecosystems and source of energy, carbon, and nutrient transfer from terrestrial to aquatic ecosystems. Land use changes caused by human activities have had major impacts on terrestrial ecosystem carbon cycles, including impacts of soil DOC dynamics. Hence, it is important to understand the impacts of land use changes on DOC for assessing the impacts of land use change on the carbon cycle. Over the last several centuries, extensive areas of native vegetation in the Liupan Mountain Forest Zone have been replaced by croplands or rangelands, whereas in recent decades former arable lands and rangelands have been afforested. However, the impacts of these land-use changes on the terrestrial ecosystem carbon cycle are unclear, especially on the soil DOC dynamics. In order to assess the impacts of land-use changes on soil DOC dynamics, we measured the concentrations of DOC in precipitation, subsurface water, soil leachate, detrital leachate solutions, throughfall, and water percolating through the soil in plots with the same elevation, exposure, and soil types but with different vegetation types. A natural secondary forest dominated by *Quercus liaotungensis*, *Populus davidiana*, or brushwood, a cropland and rangeland derived from destruction of the natural secondary forests, and a 13, 18 and 25 year old larch plantation, *Larix principis-rupprechtii*, afforested on former croplands or rangelands were studied.

Our results showed that concentrations of DOC in precipitation and subsurface water from May to October

was $0.80 - 1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $2.43 - 7.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. From September to October, the concentration of DOC in throughfall was $1.78 - 15.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ which was higher under natural forests or plantations than in croplands or rangelands and positively correlated with annual production of aboveground detritus ($p = 0.05$). The concentration of DOC in detrital leachate solutions, derived from detritus submerged in water for 24 h, was $12.30 - 64.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and its fraction was not more than 1%. The concentration of detrital DOC was 400% and 153% higher under natural forests than cropland and rangeland, respectively, and 194% and 50% higher under plantation than cropland and rangeland, respectively. Its fraction was 79% and 98% higher in the cropland and rangeland than the natural forest, respectively, and 180% and 210% higher in the cropland and rangeland than the plantation, respectively. The concentration of DOC in detrital leachate was positively correlated with aboveground detrital carbon storage of leaf, branch, humus and litter ($p = 0.05$, $n = 184$). The concentration of DOC in soil solutions in the 0 – 20 cm deep soil layer was $7.88 - 88.44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and its fraction was not more than 1%. The concentration of soil solution DOC was higher under the natural secondary forest or the plantation than cropland or rangeland, and its fraction was lower under natural forest than cropland or rangeland but higher under the plantation than natural secondary forests. The difference of the soil solution DOC concentration or fraction between the natural secondary forest or plantation and rangeland or cropland was greater at 0 – 10 cm soil depth than 10 – 20 cm soil layer. The change of this DOC concentration with soil depth was greater under the natural secondary forest or plantation than cropland or rangeland. The concentration of this DOC was positively correlated with detrital carbon storage and soil water content ($p = 0.05$), and soil water content was the main factor that influenced the concentration of DOC in soil solutions. The concentration of DOC in soil percolation water was $5.76 - 58.84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ which was higher under the natural forest or plantation than cropland or rangeland. The difference in this DOC concentration between the natural secondary forest or plantation and rangeland or cropland was greater in the 0 – 10 cm than 10 – 40 cm soil layer. The change of this DOC concentration with soil depth was greater under the natural secondary forest or plantation than cropland or rangeland. These differences were ascribed to the differences in vegetation and soil properties that resulted from changes in land use and their consequent impacts on hydrological processes. The results of this study indicate that changes in land use have large impacts on terrestrial DOC concentrations.

Key words Land use change, DOC, Carbon cycle

可溶性有机质 (Dissolved organic matter, 简写 DOM) 包括可溶性有机碳、有机氮和有机磷, 它们对陆地生态系统碳、氮循环和养分动态 (Zsolnay, 2003)、土壤形成及污染物传输 (Mcdowell, 2003; Glatzel *et al.*, 2003) 等都有极大的影响。可溶性有机碳 (Dissolved organic carbon, 简写为 DOC) (被定义为可溶于水并能通过 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径滤膜有机碳) 主要是一些组成简单的酸、糖和腐殖质, 它们对有毒金属和有机污染物的传输、水和养分循环及有效性等影响较大, 且它们也是土壤微生物的主要能源 (Zsolnay, 2003)。目前, 基于河流中 DOC 浓度和通量估计的陆地生态系统中 DOC 通量为 $1 \sim 10 \text{ g} \cdot \text{C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (Hope *et al.*, 1994), 比陆地生态系统初级生产力和呼吸碳通量 (Carbon flux) 低 (Schimel, 1995)。但是, DOC 动态是陆地生态系统碳的生物地球化学循环中的重要部分 (Zsolnay, 2003)。一方面, 它们是陆地生态系统中碳和养分向水域系统传输的主要形式, 且在陆地生态系统中通量也比河流中大 (Neff & Asner, 2001)。另一方面, 它们又直接影响土壤微生物活性和有机碳稳定性及分布 (Zsolnay, 2003)。土

地利用及土地利用变化是影响陆地生态系统碳循环的主要人为因素, 这些因素通过对植被组成及生态系统结构和生物多样性改变而影响生态系统碳的贮量、组成、稳定性和周转 (Watson *et al.*, 2000), 也通过对土壤理化性质、养分循环和水循环过程改变而影响 DOC 动态和陆地生态系统碳的生物地球化学循环 (Chantigny, 2003)。在国外, 对 DOC 的研究广泛展开, 包括 DOC 来源、浓度 (Fröberg *et al.*, 2003)、化学组成 (Johnson & Driscoll, 2001)、土壤中吸附和解吸 (Guggenberger & Kaiser, 2003)、降解 (Kalbitz *et al.*, 2003; Marschner & Kalbitz, 2003)、在流域 (Qualls & Haines, 1992) 或区域及全球尺度通量 (Moore, 1998)、人为 (Pirainen *et al.*, 2002) 和自然影响因素 (Cancès *et al.*, 2003; Jansen *et al.*, 2003) 及 DOC 动态模拟 (Michalzik *et al.*, 2003) 等。在我国, 对 DOC 研究虽然也引起重视 (曹军和陶澍, 1999), 但主要还限于水域生态系统污染物传输及其降解, 对陆地生态系统中研究报道还不多见 (曹建华等, 2000)。

我国是土地利用变化巨大的国家, 尤其在西北的黄土高原区, 几千年的人类活动已经使这里土地

利用方式发生了很大变化,近些年来又开展大规模退耕还林还草工程,这些活动对生态系统碳循环必将产生很大影响,但目前对这些影响并不清楚。本文选择我国土地利用变化典型的宁夏六盘山林区,对比分析典型天然次生林及其转变的农田、草地,及由农田或草地转变的人工林中穿透雨、凋落物淋溶液、土壤渗漏水 and 溶液中 DOC 浓度的差异,对这个地区土地利用变化影响 DOC 浓度进行初步研究,希望能为深入研究土地利用变化影响生态系统碳的生物地球化学循环提供一些参考。

1 研究地区概况

研究地点位于宁夏固原县赵千户林场,地处六盘山自然保护区与农牧业活动频繁的交错地带(106°09′~106°30′ E、35°15′~35°41′ N)。气候类型为暖温带半湿润区向半干旱区的过渡带。地形以石质山地为主,海拔 1 800~2 100 m,土壤以灰褐土为主。地带性植被为草甸草原和落叶阔叶林,植被区系具有明显过渡特征。年均气温 5.8℃、降水量 400~676 mm。本区天然植被开发利用始于春秋战国,经几千年人类活动,现已形成了落叶阔叶次生林、杂灌林、人工林、农田和牧草地等多种土地利用方式镶嵌的格局(宁夏森林编辑委员会,1990),现在又是退耕还林和天然林保护的示范区。

2 研究方法

2.1 样地选择

为减少样地间地形及小气候的差异,在平缓中上坡地段,选择邻近、坡向和土壤类型均相同的 13、18 和 25 年华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)人工林各 8 块,每块 200 m²;辽东栎(*Quercus Liaotungensis*)和山杨(*Populus davidiana*)为主的天然次生林各 2 块,每块 400 m²;虎榛子(*Ostopsis davidiana*)和栒子(*Cotonedster acutifolius*)为主的杂灌林 8 块,每块 100 m²;牧草地和农田各 8 块,每块 100 m²。这些天然林是由原始林反复破坏经保护后的次生林,牧草地和农田是天然林破坏形成的,人工林又是在农田或草地中营造形成的。

2.2 雨水、穿透雨和地下水溶液采集

2001 年 5~10 月,用广口瓶收集山谷泉水,在样地外围空地设置雨量筒收集雨水,重复 6 次。9~10 月(雨季,占全年降雨量的 24%左右),在各个样地内均布设雨量筒收集冠层穿透雨,不同土地利用方式均重复 8 次(马雪华,1994)。

2.3 地上凋落物淋溶液收集

2001 年秋末,收集面积 40 cm×40 cm 地表凋落物,测定其鲜重和含水率,放入长(40 cm)×宽(40 cm)×高(5 cm)排水采集器内,用蒸馏水浸泡 24 h 后进行淋溶,收集淋溶液(张万儒和许本彤,1986),其中山杨和辽东栎林各重复 20 次,其它土地利用方式各重复 24 次。

2.4 土壤溶液采集

2001 年 9~10 月(雨季),应用张力测渗计(Tension-lysimeter)收集土壤溶液。即把张力测渗计陶土管分别埋入 5、10 和 20 cm 的土层,用手动真空泵把这些陶土管抽为负压(0.075 MPa),关闭通气管夹后,7~15 d 左右将土壤溶液抽入抽滤瓶(250 ml)(李韵珠和李保国,1998)。对不同土地利用方式均重复 16 次,每月采集 2 次。

2.5 原状土柱渗漏水溶液收集

2001 年 5~10 月,先以内径 8.0 cm、长度 15 cm 不锈钢管打进 0~10 cm 土层,挖取这土柱,接着以长 20 cm 钢管打进 10~20 cm 土层,挖取土柱,再以 30 cm 钢管打进 20~40 cm 土层,挖取土柱,测定它们湿度后,按土壤渗透性测定方法进行处理,使土柱水分达到充分饱和,再添加蒸馏水置换土柱中溶液(李韵珠和李保国,1998)。不同土地利用方式均重复 16 次,每月采集 2 次。

2.6 有机碳测定

把收集的不同水样倒入抽滤装置玻璃过滤漏斗(加 0.45 μm 滤膜)上,用真空泵抽 250 ml 过滤瓶,使水溶液全部通过滤膜,按张万儒和许本彤(1986)所述方法测定过滤液中 DOC 浓度。SOC 密度、地上活体生物量碳、凋落物碳年形成量测定见文献(吴建国等,2004)。

3 研究结果

3.1 穿透雨中可溶性有机碳浓度

降雨和地下水中 DOC 直接与土壤中 DOC 输入和输出相关,但降雨和地下水中 DOC 浓度总体较低,5~10 月不同月份雨水中 DOC 浓度差异较小,6~7 月地下水中 DOC 浓度较低,5 月、8~10 月较高(图 1)。地下水中 DOC 浓度比雨水中高(图 1)。

降雨穿过植被冠层或在树干上流动时,冠层和树干上部分有机质将淋洗并溶解于雨水中。9~10 月,穿透雨中 DOC 浓度分别为 2.70~15.20 mg·L⁻¹和 1.78~11.27 mg·L⁻¹,天然次生林和人工林比农田和草地高(图 2)。穿透雨中 DOC 浓度与地上凋落

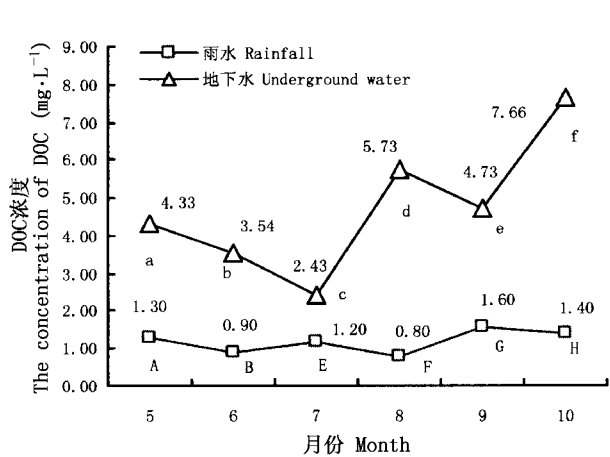


图1 不同月份地下水和雨水中 DOC 浓度

Fig.1 The concentration of DOC in rainwater and underground water from May to October

图中相同小写和大写字母分别表示不同月份雨水和地下中 DOC 浓度差异不显著 ($p = 0.05$, $n = 6$) The same small and capital letter within each row indicate no significant difference at 5% level for concentration of DOC in rain and underground water respectively in different month ($n = 6$)

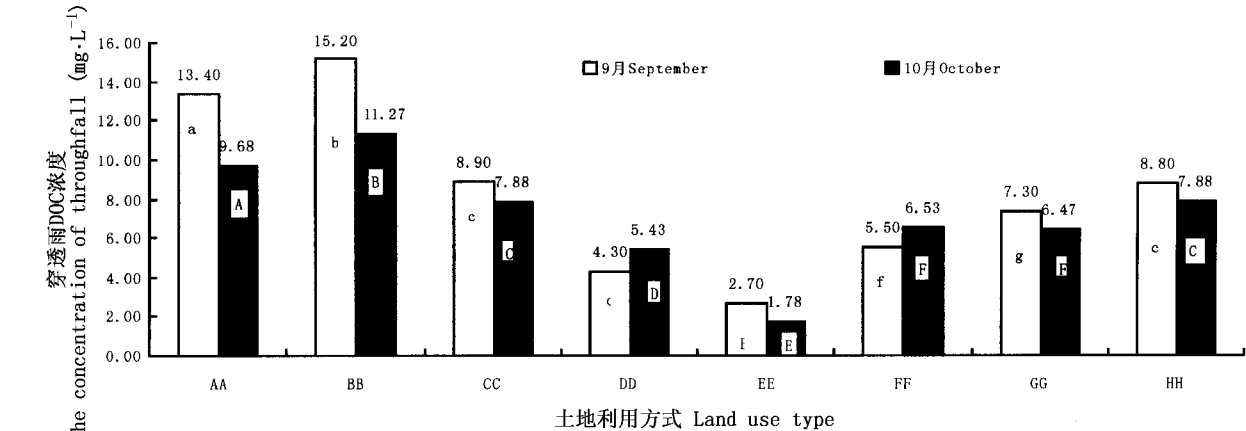


图2 不同土地利用方式下 9 和 10 月穿透雨中 DOC 平均浓度

Fig.2 The concentration of DOC in throughfall under different land use in September and October

AA:灌木林 Brushwood BB:山杨林 Natural secondary forest dominated by *Populus davidiana* CC:辽东栎林 Natural secondary forest dominated by *Quercus liaotungensis* DD:农田 Cropland EE:草地 Rangeland FF:13 年落叶松 The plantation of *Larix principis-rupprechtii* with age 13-year-old GG:18 年落叶松 The plantation of *Larix principis-rupprechtii* with age 18-year-old HH: 25 年落叶松 The plantation of *Larix principis-rupprechtii* with age 25-year-old

图柱中相同大写和小写字母分别表示不同土地利用方式间 9 和 10 月冠层穿透雨中 DOC 浓度差异不显著 ($p = 0.05$, $n = 8$) The same small and capital letter within each row indicate no significant difference at 5% level for concentration of DOC in throughfall in September and October respectively under different land use ($n = 8$)

贮量显著相关 ($r = 0.79$, $p = 0.02$, 样本数 184), 与落叶、小枝、碎小物和腐解物中碳贮量显著相关 ($r > 0.7$, $p < 0.05$), 与草本茎叶及落花、果实和种子残体碳贮量相关不显著 ($r = 0.19$, $p = 0.65$)。表明水分充分饱和和条件下,地上凋落物层淋溶产生的 DOC 主要来自落叶、小枝、碎小物和腐解物。

3.3 土壤溶液和渗漏水中可溶性有机碳浓度

3.3.1 土壤溶液中可溶性有机碳浓度

物碳形成量、穿透雨量和地上生物量有关,相关分析表明(9~10月数据,样本数 64)穿透雨中 DOC 浓度与凋落物碳年形成量显著相关 ($r > 0.9$, $p < 0.01$),与穿透雨量相关 ($r > 0.69$, $p = 0.07$),与地上生物量碳贮量相关不显著 ($r = 0.46$, $p = 0.20$)。说明新形成凋落物碳是穿透雨 DOC 主要来源,穿透雨量对穿透雨中 DOC 浓度有一定影响。

3.2 地上凋落物淋溶液中可溶性有机碳

凋落物层碳是土壤溶液和渗漏水中 DOC 主要输入源。地上凋落物层浸泡 24 h 后淋溶产生的 DOC 浓度为 $12.30 \sim 64.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其中天然次生林平均比农田和草地分别高 400% 和 153%,人工林比农田和草地分别高 194% 和 50%(图 3 左)。单位面积凋落物层淋溶产生的 DOC 量占此面积凋落物碳贮量的比例不足 1%,农田和草地分别比天然次生林高 79% 和 98%,比人工林高 180% 和 210%(图 3 右)。

凋落物淋溶产生的 DOC 浓度与凋落物层总碳

土壤溶液中 DOC 浓度主要反映单位土壤溶液中可溶性有机碳的数量。由于不同土地利用方式间土壤碳贮量、水分和其它性质差异,不同土层溶液中 DOC 浓度不同。9 月,0~5 cm 土层,天然次生林土壤溶液中 DOC 浓度比农田和草地分别高 86% 和 90%,人工林比农田和草地分别高 290% 和 282%;5~10 cm 土层,天然次生林比农田和草地分别高 15% 和 66%,人工林比农田和草地分别高 236% 和

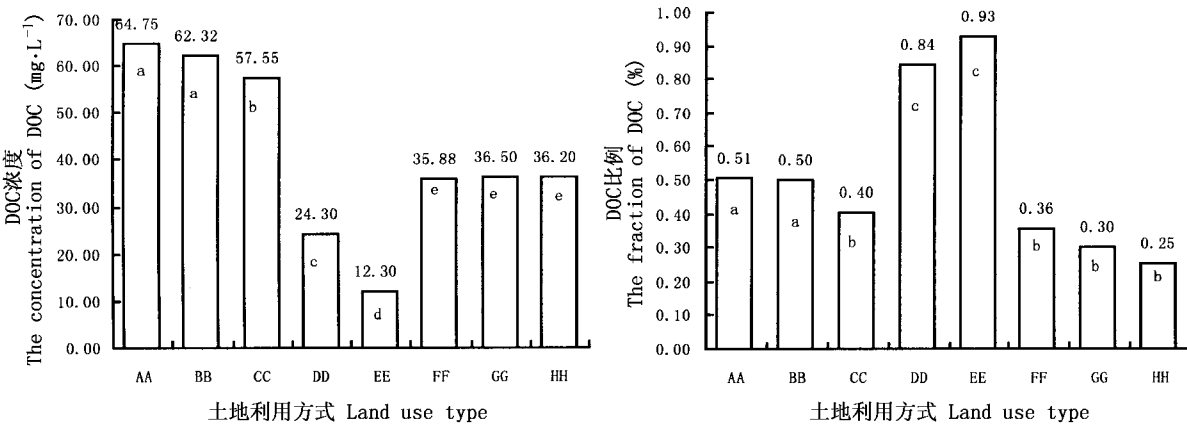


图 3 地上凋落物淋溶液中 DOC 浓度(左)和比例(右)

Fig. 3 The concentration (left) and fraction (right) of DOC in leaching solution from aboveground detritus

土柱中相同小写字母表示不同土地利用方式间地上凋落物淋溶液 DOC 浓度(左)和比例(右)差异不显著($p = 0.05$, $n = 20$) The same small letter within each column indicate no significant difference at 5% level for concentration (left) and fraction (right) of DOC in leaching solution from aboveground detritus respectively under different land use ($n = 20$) AA, BB, CC, DD, EE, FF, GG, HH: 同图 2 See Fig. 2

385%; 10~20 cm 土层,天然次生林比农田和草地分别高 15% 和 35%, 人工林比农田和草地分别高 112% 和 78% (图 4)。10 月,不同土地利用方式在相同土层 DOC 浓度差异呈现同样趋势,只是差异程度不同(图 4)。总体上,0~20 cm 土层溶液中 DOC 浓度随土层加深而下降,天然次生林和人工林中下降幅度比农田和草地中大,且天然次生林、人工林与农田和草地土壤溶液中 DOC 浓度在 0~5 cm 和 5~10 cm 土层差异较大(图 4)。

土壤溶液中 DOC 占土壤有机碳比例反映了土壤中可溶性有机碳在总土壤有机碳量中比例。由于土壤有机碳含量和溶液中 DOC 浓度的差异,不同土地利用方式在不同土层溶液中 DOC 比例不同(图 4)。9 月,在 0~5 cm 土层,天然次生林土壤溶液中 DOC 比例比农田和草地分别低 23% 和 43%, 人工林比农田和草地高 167% 和 100%; 5~10 cm 土层,天然次生林比农田和草地低 74% 和 35%, 人工林比农田和草地高 40% 和 250%; 10~20 cm 土层,天然次生林比农田低 60%, 而比草地高 60%, 人工林比农田低 18%, 比草地高 230%。10 月,不同土地利用方式在相同土层差异趋势类似(图 4)。总体上,天然次生林土壤溶液中 DOC 比例比农田和草地中低,人工林比农田和草地高,主要在 0~10 cm 土层的差异较大。不同土地利用方式土壤 DOC 所占比例差异比浓度的差异小。

尽管土壤溶液中 DOC 来源于土壤有机碳和地上与土壤中凋落物碳,但这些 DOC 浓度与土壤有机碳和凋落物碳及土壤湿度的相关程度不同(样本数

128)。土壤溶液中 DOC 浓度与土壤湿度的相关性($r > 0.61$, $p < 0.1$; 10 月例外)比土壤溶液中 DOC 浓度与凋落物层碳贮量和土壤有机碳密度的相关性高($r < 0.5$, $p > 0.1$)。表明土壤溶液中 DOC 浓度受土壤湿度的影响较大。

3.3.2 土壤渗漏水溶液中可溶性有机碳浓度

土壤渗漏水中 DOC 是重力作用下流动水中的 DOC。图 5 显示,5~10 月,土壤渗漏水中 DOC 浓度随土层加深而下降,其中天然次生林和人工林中下降幅度比农田和草地中大。不同土地利用方式间在不同土层渗漏水中 DOC 浓度的差异不同。0~10 cm 土层,天然次生林土壤渗漏水中 DOC 浓度比农田和草地分别高 70% 和 40%, 人工林比农田和草地分别高 52% 和 25%; 10~20 cm 土层,天然次生林比农田和草地分别高 38% 和 24%, 人工林比农田和草地分别高 34% 和 20%; 20~40 cm 土层,天然次生林比农田和草地分别高 12% 和 4%, 人工林比农田和草地分别高 31% 和 22%。不同土地利用方式间在 0~10 cm 土层渗漏水中 DOC 浓度差异较大。9 和 10 月不同土地利用方式间差异较大。

不同月份,不同土层渗漏水中 DOC 浓度与相应土层有机碳密度相关性差异不同(5~10 月数据,样本数 128)。0~10 cm 土层相关性(r 为 0.26~0.79, p 为 0.03~0.54)比 10~20 cm 土层(r 为 0.14~0.64, p 为 0.09~0.75)和 20~40 cm 土层(r 为 -0.04~0.41, p 为 0.32~0.93)的相关性高。总体上,渗漏水中 DOC 浓度与土壤碳密度相关不是很显著。说明还有其它因素影响渗漏水溶液中 DOC 浓度。

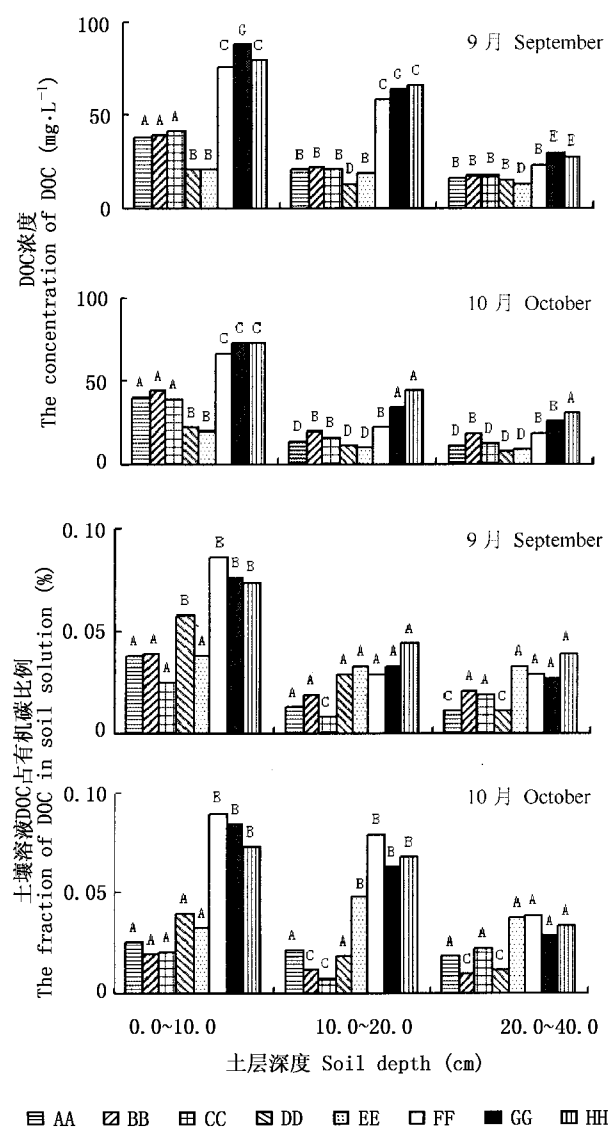


图4 9和10月土壤溶液中DOC浓度和占土壤有机碳的比例
Fig.4 The concentration and fraction of DOC in soil solution in September and October
图柱中相同字母表示不同土地利用方式间土壤溶液DOC浓度没有显著差异($p=0.05$, $n=32$) The same alphabetic within each column indicate no significant difference at 5% level for concentration and fraction of DOC in soil solution in September and October under different land use ($n=32$) AA, BB, CC, DD, EE, FF, GG, HH: 同图2 See Fig 2

4 讨论

大气降水中DOC与土壤中DOC输入有关。大气降水中DOC浓度平均为2 mg·L⁻¹左右,不同区域差异不大。当然,严重污染区或海洋上空,大气降水中DOC浓度相对较高(Wiley *et al.*, 2000)。本研究显示,5~10月雨水中DOC浓度为0.80~1.60 mg·L⁻¹,与其它结果基本一致。但本研究区属于半干旱区,降水量较小,且没有污染,比污染区降雨中

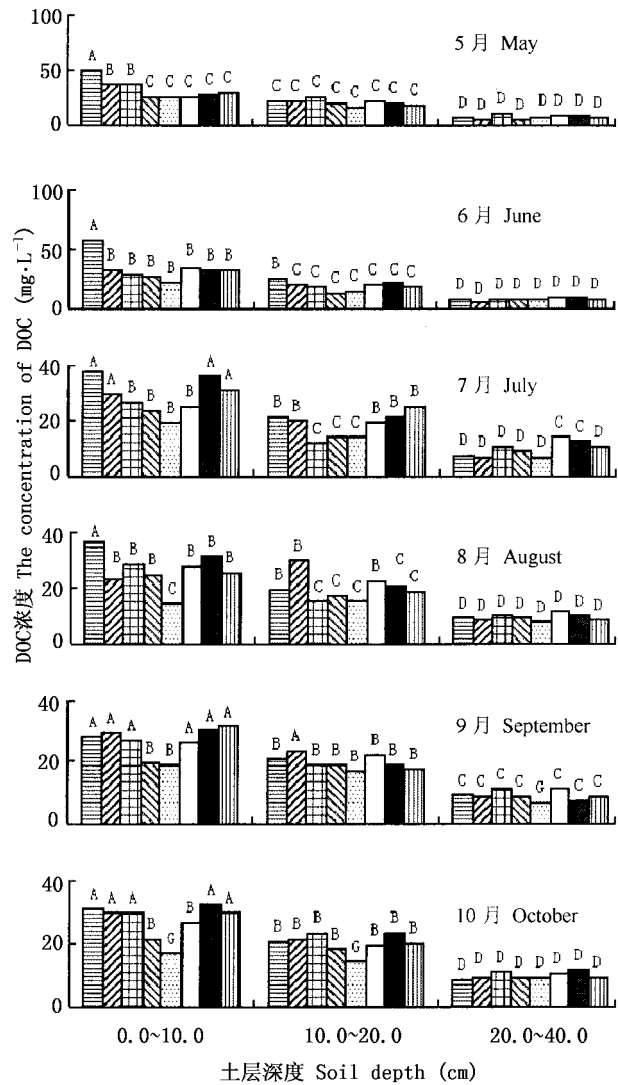


图5 土壤渗漏水溶液中DOC浓度
Fig.5 The mean concentration of DOC in percolation water in different soil depth
图列中相同字母表示不同土地利用方式间土壤DOC浓度没有显著差异($p=0.05$, $n=32$) The same capital letter within each column indicate no significant difference at 5% level for mean concentration of DOC in percolation water under different land use($n=32$) AA, BB, CC, DD, EE, FF, GG, HH: 同图2 See Fig. 2

DOC浓度低。

土壤中DOC输出将影响附近溪流、河流和地下水中DOC浓度。溪流中DOC浓度通常不足1~40mg·L⁻¹(Nelson *et al.*, 1993)。当然,溪流和普通水中DOC浓度随污染程度不同而存在差异。本研究显示,地下水中DOC浓度为2.43~7.66 mg·L⁻¹,但本研究区仅有泉水,泉水中DOC浓度可能受多种因素影响。

土地利用变化后,植被变化将使穿透雨中DOC

浓度改变(Ciglasch *et al.*, 2004)。本研究表明天然次生林变成农田或草地后, 9 ~ 10 月植被穿透雨中 DOC 浓度将降低, 农田或草地中造林后植被穿透雨中 DOC 浓度增加, 与其它研究结果类似(Chantigny, 2003)。土地利用变化对植被穿透雨中 DOC 浓度的影响与穿透雨中 DOC 浓度的影响因素和过程有关。通常认为穿透雨中 DOC 浓度主要受吸附作用、过滤和降水过程的影响, 且与冠层中生物活动强度和温度有关(Solinger *et al.*, 2001)。但也有例外, 如 Michalzik 等(2001)发现, 穿透雨中 DOC 浓度与温度变化不相关。本研究表明穿透雨中 DOC 浓度与残体碳年形成量显著相关, 与穿透雨量相关, 与地上生物量碳贮量相关不显著。说明新形成残体碳是穿透雨中 DOC 的主要来源, 且穿透雨量对穿透雨中 DOC 浓度有一定影响。另外, 也说明土地利用变化后穿透雨 DOC 浓度将随新形成残体碳数量的差异而不同。不同研究得出的植被穿透雨中 DOC 浓度差异较大。如 Michalzik 等(2001)发现, 欧洲和北美温带森林穿透雨中 DOC 浓度为 3 ~ 35 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, Nelson 等(1993)得出森林穿透雨中 DOC 浓度平均为 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。本研究结果显示, 9 和 10 月穿透雨中 DOC 浓度分别为 2.70 ~ 15.20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 1.78 ~ 11.27 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这些差异可能与植被组成、气候、测定时间和取样等有关。

在雨水或雪水浸泡下, 地表凋落物层将有大量 DOC 淋溶释放(Michalzik & Matzner, 1999), 这些 DOC 浓度受土地利用变化的影响较大。Piainen 等(2002)研究发现森林皆伐后穿透雨中 DOC 浓度显著降低, 凋落物层淋溶产生的 DOC 浓度却增加。本研究显示, 凋落物层浸泡 24 h 后淋溶产生的 DOC 浓度为 12.30 ~ 64.79 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中天然次生林平均比农田和草地分别高 400% 和 153%, 人工林比农田和草地分别高 194% 和 50%。说明天然次生林变成农田或草地后土壤凋落物层 DOC 浓度降低, 而农田或草地中造林后凋落物层中的 DOC 浓度增加。不过, 一些土地利用方式间凋落物层 DOC 浓度差异不大。如 Michalzik 等(2001)发现, 针叶林和阔叶林凋落物层淋溶产生的 DOC 浓度差异较小。土地利用变化对凋落物层中 DOC 浓度的影响与不同土地利用方式凋落物数量和组成及水量过程等有关。本研究结果表明, 在水分充分饱和条件下, 凋落物淋溶产生的 DOC 浓度与凋落物层总碳贮量相关, 与落叶、小枝、碎小物和腐解物的碳贮量显著相关, 与草本茎叶及落花、果实和种子残体碳贮量相关不显著。当然, 这

些只是在水分充分饱和条件下的结果, 在田间条件下可能更复杂。除了受土地利用变化影响外, 凋落物淋溶产生的 DOC 浓度和组成存在季节差异。如 Kaiser 等(2001)研究发现德国巴伐利亚东南部成熟的欧洲赤松(*Pinus sylvestris*)和山毛榉(*Fagus sylvatica*)林凋落物层中 DOC 浓度在夏天最高, 冬天最低。但 Solinger 等(2001)研究发现凋落物淋溶液和土壤溶液中 DOC 浓度没有明显季节变化, 且凋落物层淋溶产生的 DOC 浓度总体上并不完全受水文过程控制。本研究没有开展这些工作, 但 DOC 组成变化可能是同样趋势。

土壤溶液中 DOC 浓度主要反映土壤中驻留的 DOC 数量, 它们对土地利用变化的影响较为敏感(Kalbitz, 2001)。Robertson 等(2000)也发现类似趋势。Kalbitz(2001)研究发现德国芬恩地区农业活动少的土地和无干扰泥炭地中 25 cm 土层溶液中 DOC 浓度(114 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)比退化泥炭地和集约经营农田中高(63 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); Kalbitz 和 Geyer(2002)研究发现没有干扰泥炭地土壤溶液中 DOC 浓度比退化泥炭地中高。本研究结果表明, 9 ~ 10 月天然次生林和人工林土壤溶液中 DOC 浓度比农田和草地中高, 且差异随土层加深而减小。不过, Chantigny(2003)发现森林变成农田后, 土壤溶液中 DOC 浓度变化差异较大。一些结果表明森林砍伐变成农田或草地后 DOC 浓度没有变化或减少, 一些结果表明 DOC 浓度持续降低, 农田中造林后土壤中 DOC 浓度增加。另外, 土地利用变化对土壤 DOC 浓度的长期和短期影响不同, 森林转变为农田后, 在短期 DOC 浓度变化极大, 但长期变化不明显。本研究还是短期研究结果, 长期如何变化还需要深入研究, 尤其是室内和田间结合研究。土地利用变化后, 土壤溶液中 DOC 组成也将改变。Johnson 和 Driscoll(2001)研究发现在土壤和溪流中 DOC 主要由烷基化合物和碳水化合物组成, 森林砍伐后易溶解有机物被淋溶, 且消耗的可溶性部分主要是烷烃类化合物。土地利用变化对土壤溶液 DOC 浓度和组成的影响与土壤碳贮量、降水量、温度、植被和母质有关(Moore, 1998)。但 Michalzik 等(2001)得出, 土壤溶液中 DOC 浓度与降水量、土壤碳贮量和年均温度相关不显著。本研究表明土壤溶液中 DOC 浓度与土壤湿度、有机碳和地表凋落物碳贮量相关, 可能还有其它因素。

土壤渗漏水中 DOC 是土壤水分饱和和状态下在土壤中传输流动的 DOC 部分。从发表的研究结果看, 土壤渗漏水中 DOC 浓度与土壤溶液、地下水和

溪流水中 DOC 浓度和组成相关,且这些 DOC 部分也比土壤溶液中低(Michalzik *et al.*, 2001)。另外,土壤渗漏水中 DOC 浓度与水文过程相关(Moore, 1998)。土地利用变化对土壤渗漏水中 DOC 浓度和组成的影响未见大量报道。本研究结果表明,0~40 cm 土层天然次生林和人工林土壤渗漏水中 DOC 浓度比农田和草地中高,且差异随土层加深而减小。这些差异可能与土壤有机碳贮量和组成及水文过程和土壤性质变化有关。土壤渗漏水中 DOC 流动传输包括对流、扩散、机械弥散和水动力弥散、DOC 产生和沉淀、吸附和解吸及生物降解,这些过程将影响土壤渗漏水中 DOC 组成和浓度及传输速率(Guggenberger & Kaiser, 2003; Neff & Asner, 2001)。本研究显示,土壤饱和渗漏水中 DOC 浓度与土壤有机碳贮量相关性不显著,表明还受其它因素的影响较大,或与测定方法有关。

土壤溶液中 DOC 浓度和组成存在明显的空间变异性,表现为土壤溶液中 DOC 浓度和组成在土壤剖面上及在不同点的差异。Mcdowell 和 Likens (1988)研究发现当雨水穿过植被冠层和凋落物层后,DOC 浓度明显增加,进入土壤中后 DOC 浓度相对较低;Michalzik 等(2001)总结北美和欧洲温带森林研究结果,发现土壤溶液中 DOC 浓度从土壤 A 层到 B 层明显下降,且不同测点间的差异较大。本研究显示,在 0~40 cm 土层,土壤渗漏水中 DOC 浓度随土层加深而下降,其中天然次生林和人工林中 DOC 浓度随土层加深而下降幅度比农田和草地大。另外,在 0~20 cm 土层,土壤溶液中 DOC 浓度也随土层下降而明显下降。DOC 浓度在土壤剖面上变化是生物、物理和化学综合过程。土壤水中 DOC 浓度随土层增加而下降主要原因是吸附和分解(Solinger *et al.*, 2001)。当然,这两种过程所起作用不同。如 Qualls 和 Haines (1992)研究发现,栎类林集水区土壤溶液中 DOC 浓度低的主要机制是吸附作用而不是分解。

土壤溶液中 DOC 浓度也表现有明显的时间差异,特别是不同季节。本研究显示,雨水中 DOC 浓度在不同月份变化较小,地下水中 DOC 浓度在 6~7 月较低,5 月、8~10 月较高;土壤溶液中 DOC 只测定了 9~10 月短时间变化,对土壤渗漏水中 DOC 浓度也只是测定了 5~10 月在实验土柱中趋势。Ciglasch 等(2004)测定发现第一个雨季(8~11 月),天然林和人工林间土壤溶液中 DOC 浓度(15~200 cm)差异不大,在第二个雨季(1~4 月),天然林土

壤溶液中的 DOC 浓度(4.4~5.1 mg·L⁻¹)比人工林中高(1.4~2.7 mg·L⁻¹)。土壤溶液中 DOC 浓度时间变异主要与微生物活动有关,土壤溶液中 DOC 浓度时间变化机制主要与有机碳和 DOC 分解有关(Guggenberger & Zech, 1993)。土壤溶液 DOC 浓度季节变化决定于土壤溶液、温度和凋落物凋落时间(Kawahigashi *et al.*, 2003)。

参 考 文 献

- Cancès B, Ponthieu M, Castrec-Rouelle M, Aubry E, Benedetti MF (2003). Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results. *Geoderma*, 113, 341–355.
- Cao J (曹军), Tao S (陶澍) (1999). The dynamic of organic matter emission from soil and sediment. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 19, 297–302. (in Chinese with English abstract)
- Cao JH (曹建华), Pang GX (潘根兴), Yuang DX (袁道先) (2000). The impacts of different plant litter on leaching of soil organic carbon and its effects of rock leaching. *The Study of Quaternary* (第四季研究), 20, 359–366 (in Chinese with English abstract)
- Ciglasch HJ, Lilienfein K, Kaiser W (2004). Dissolved organic matter under native Cerrado and Pinus caribaea plantations in the Brazilian savanna. *Biogeochemistry*, 67 (2), 157–182.
- Chantigny MH (2003). Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113, 357–380.
- Editorial Board of the Forest in Ningxia HuiZu Autonomy Region (宁夏森林编辑委员会) (1990). *The Forest in Ningxia HuiZu Autonomy Region* (宁夏森林). China Forestry Publishing House, Beijing, 30–69. (in Chinese)
- Fröberg M, Berggren D, Bergkvist B, Bryant C, Knicker H (2003). Contributions of Oi, Oe and Oa horizons to dissolved organic matter in forest floor leachates. *Geoderma*, 113, 311–322.
- Glatzel S, Kalbitz K, Dalva M, Moore T (2003). Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma*, 113, 397–411.
- Guggenberger G, Kaiser K (2003). Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma*, 113, 293–310.
- Guggenberger G, Zech W (1993). Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma*, 59, 109–129.
- Hope D, Billet MF, Cresser MS (1994). A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, 84, 301–324.
- Jansen B, Nierop KGI, Verstraten JM (2003). Mobility of Fe(II), Fe(III) and Al in acidic forest soils mediated by dissolved organic matter: influence of solution pH and metal/organic carbon ra-

- tios. *Geoderma*, 113, 323 – 340.
- Johnson KDC, Driscoll CT (2001). Organic matter chemistry and dynamics in clear-cut and unmanaged hardwood forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 54, 51 – 83.
- Kalbitz K (2001). Properties of organic matter in soil solution in a german fen area as dependent on land use and depth. *Geoderma*, 104, 203 – 214.
- Kaiser K, Zech W (1998). Soil dissolved organic matter sorption as influenced by organic and sesquioxide coating and sorbed sulfate. *Soil Science Society American Journal*, 62, 129 – 136.
- Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, Zech W (2001). Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. *Biogeochemistry*, 55, 103 – 143.
- Kalbitz K, Solinger S, Park JH, Michalzik B, Matzner E (2000). Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science*, 165, 277 – 304.
- Kalbitz K, Geyer S (2002). Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry*, 33, 319 – 326.
- Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, Matzner E (2003). Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*, 113, 273 – 291.
- Kawahigashi M, Sumida H, Yamamoto K (2003). Seasonal changes in organic compounds in soil solutions obtained from volcanic ash soils under different land uses. *Geoderma*, 113, 381 – 396.
- Li YZ (李韵珠), Li BG (李保国) (1998). *The Transform of Soil Solution* (土壤溶质运移). Science Press, Beijing. (in Chinese)
- Ma XH (马雪华) (1994). *The Methods of Study in Situ Forest Ecosystem* (森林生态系统定位研究方法). Chinese Science and Technology Press, Beijing. (in Chinese)
- Marschner B, Kalbitz K (2003). Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 113, 211 – 235.
- Medowell WH, Likens G (1988). Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard brook valley. *Ecological Monographs*, 58, 177 – 195.
- Medowell WH (2003). Dissolved organic matter in soils-future directions and unanswered questions. *Geoderma*, 113, 179 – 186.
- Michalzik B, Kalbitz K, Park J-P, Solinger S, Matzner E (2001). Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 52, 173 – 205.
- Michalzik B, Matzner E (1999). Fluxes and dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a spruce (*Picea abies* Karst) forest ecosystem. *European Journal Soil Science*, 50, 579 – 590.
- Michalzik B, Tipping E, Mulder J, Gallardo LJF, Matzner E, Bryant CL, Clarke N, Lofts S, Vicente EMA (2003). Modelling the production and transport of dissolved organic carbon in forest soils. *Biogeochemistry*, 66 (3), 241 – 264.
- Moore TR (1998). Dissolved organic carbon: sources, sinks, and fluxes and role in the soil carbon cycle. In: Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart BA eds. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 281 – 292.
- Neff JC, Asner GP (2001). Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. *Ecosystems*, 4, 29 – 48.
- Nelson PN, Baldock JA, Oades JM (1993). Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchments soil properties. *Biogeochemistry*, 19, 27 – 50.
- Piirainen S, Finer L, Mannerkoski H, Starr M (2002). Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. *Plant and Soil*, 293, 301 – 311.
- Qualls RG, Haines BL (1992). Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution and stream water. *Soil Science Society of American Journal*, 56, 578 – 586.
- Robertson SMC, Horning M, Kennedy VH (2000). Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecology and Management*, 129, 101 – 117.
- Schimel DS (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77 – 91.
- Solinger S, Kalbitz K, Matzner E (2001). Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in a central European deciduous forest. *Biogeochemistry*, 55, 327 – 349.
- Watson RT, Noble IR, Bolin B, Ravindranath NH, Verardo DJ, Dokken DJ (2000). *Land Use, Land Use Change, and Forestry: a Special Report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge, 189 – 217.
- Willey JD, Kieber RJ, Eyman M S, Ayery Jr GBA (2000). Rainwater dissolved organic carbon: concentrations and global flux. *Global Biogeochemical Cycles*, 14, 139 – 148.
- Wu JG (吴建国), Zhang XQ (张小全), Xu DY (徐德应) (2004). Impact of land-use change on soil carbon storage. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 15, 593 – 599. (in Chinese with English abstract)
- Zhang WR (张万儒), Xu BT (许本彤) (1986). *The Methods of Study in Situ Forest Soil* (森林土壤定位研究方法). China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese)
- Zsolnay A (2003). Dissolved organic matter: artifacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 113, 187 – 209.