

# 森林生态系统 DOM 的来源、特性及流动

杨玉盛\*, 郭剑芬, 陈光水, 陈银秀, 于占源, 董 彬, 刘东霞

(福建农林大学林学院, 福建南平 353001)

**摘要:**可溶性有机物质(Dissolved Organic Matter)是森林生态系统主要的可移动碳库及重要的养分库。系统综述了森林生态系统 DOM 的来源、组成、性质、季节动态;DOM 释放与存留机制及影响因素;森林生态系统 DOM 的流动及干扰对 DOM 动态影响等。已有研究表明 DOM 在森林生态系统 C、N、P 循环、成土作用、污染物迁移等方面起着重要作用。今后森林生态系统 DOM 的研究应集中于以下几方面:(1)确定森林生态系统中 DOM 源和汇;(2)评价森林水文条件对 DOM 释放与存留的调节作用;(3)探讨全球气候变化对森林生态系统 DOM 的影响;(4)可溶性有机氮(Dissolved Organic Nitrogen)、可溶性有机磷(Dissolved Organic Phosphorus)动态与可溶性有机碳(Dissolved Organic Carbon)动态的差别。

**关键词:**可溶性有机物质(DOM);森林生态系统;可溶性有机碳(DOC);可溶性有机氮(DON)

## Origin, property and flux of dissolved organic matter in forest ecosystems

YANG Yu-Sheng, GUO Jian-Fen, CHEN Guang-Shui, CHEN Yin-Xiu, YU Zhan-Yuan, DONG Bin, LIU Dong-Xia (Forestry College of Fujian Agriculture and Forestry University, Nanping 353001, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(3): 547~558.

**Abstract:** Dissolved organic matter (DOM) was the primary active carbon pool in forest ecosystems and played an important role in the cycling of carbon, nitrogen, and phosphorus, in soil formation and in the transport of pollutants. The aim of this review was to summarize the origin, property and flux of dissolved organic matter in forest ecosystems.

Recent studies showed that litter and humus were the most important DOM sources in forest ecosystems. The soil microbe was also considered as a potential, important source of DOM because it was highly labile. The rhizosphere was often associated with a large carbon flux due to root turnover and exudation. Substantial amounts of DOM might well derive from this important belowground C source. However, the contribution of each of these sources to the DOM production in the forest floor and organic soil horizons was not fully understood. This question of the origin of DOM was important because it could help explain the mechanism of DOM production and the major characteristics of leachate DOM in forests.

Components of DOM were often classified according to some chemical and physical properties such as elements, functional groups, molecular weight, polarity and acidity. Lots of information about components and chemical characters of DOM had been acquired based on classification. Spectrum analyses, such as IR and NMR, revealed that hydrophilic and hydrophobic acids were the essential components of

**基金项目:**高等学院优秀青年教师教学科研奖励计划资助项目

**收稿日期:**2002-05-17; **修订日期:**2002-10-26

**作者简介:**杨玉盛(1964~),男,福建仙游人,博士,教授,主要从事中亚热带常绿阔叶林凋落物、细根及 C、N 等元素循环的研究。E-mail:ffceys@public.npptt.fj.cn

**Foundation item:** The Teaching and Research Award program for MOE P. R. C. (TRAPOYT)

**Received date:**2002-05-17; **Accepted date:**2002-10-26

**Biography:** YANG Yu-Sheng, Doctor, professor, Major research fields: dynamics of litterfall and fine roots, and C and N cycling in subtropical broadleaved evergreen forests.

DOM.

Numerous field studies showed seasonal variability in DOM concentrations and fluxes, which were related to precipitation, temperature, moisture, and litterfall input. In general, DOC concentrations in soil solution were higher in summer than in winter. Compared with DOC, there were fewer data available describing temperature effects on DON or DOP dynamics. Increased concentration of DOM following rewetting after dry periods and as a result of anaerobic conditions seemed to be the most important effect of soil moisture on the dynamics of DOM. The fluxes of DOC and DON in forest floor leachates increased with increasing annual precipitation and were also positively related to DOC and DON fluxes with throughfall.

Concentration and flux of DOM in forests were the net result of processes that released DOM—such as leaching from litter or desorption from the solid phase—and processes that removed DOM, such as adsorption or decomposition. DOM concentrations increased with passage of water from forest canopy to floor presumably due to leaf leaching, decreased due to abiotic sorption in the mineral soil, and remained relatively low in the groundwater. These processes depended on external environmental factors and the physical/chemical characteristics of the soil. In addition, laboratory control experiments on DOM dynamics had often contradicted to field observations, primarily because hydrology had not been taken into account.

Land use changes, such as clear cutting of forest stands, afforestation, liming, fertilization and other management activities, influenced the dynamics of DOM by (i) changing the input of organic matter, (ii) changing the substrate quality, and (iii) altering the rates, extent, and pathways of microbial degradation and synthesis of organic matter. Clear cutting and afforestation could influence DOM concentrations and fluxes diversely. But liming consistently resulted in enhanced production of DOM due to stimulated mineralization

Studies on dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic phosphorus (DOP) dynamics in addition to dissolved organic carbon (DOC) were few. The rate of release and fates of DOC, DON and DOP in forest ecosystems might differ greatly. Controls on DOC might thus be not valid for DON and DOP.

Despite intensive research in the last decade, uncertainties of DOM in forest ecosystems still remained for further studies: (1) Quantification of sources and sinks of DOM in forest ecosystems; (2) The assessment of hydrological processes controls on the release and retention of DOM in forests; (3) The effects of global climatic changes on DOM in forest ecosystems; and (4) Differences in the dynamics of DON and DOP compared with DOC.

**Key words:** dissolved organic matter (DOM); forest ecosystem; dissolved organic carbon (DOC); dissolved organic nitrogen (DON)

文章编号:1000-0933(2003)03-0547-12 中图分类号:S153.62 文献标识码:A

可溶性有机物质(Dissolved Organic Matter)指通过 0.45μm 筛孔且能溶解于水、酸或碱溶液的不同大小和结构的有机分子混合体,在一般性描述时用 DOM,具体描述时用 DOC (Dissolved Organic Carbon)、DON (Dissolved Organic Nitrogen)、DOP (Dissolved Organic Phosphorus)等表示<sup>[1~4]</sup>。DOM 是陆地和水生生态系统中一类重要的、十分活跃的化学物质,它不但能促进矿物的风化,是微生物生长和生物分解过程中的重要能量来源<sup>[5,6]</sup>,而且对生态系统营养物质的有效性和流动性、污染物的毒性及其迁移特性甚至自来水水质等都有直接影响<sup>[7~11]</sup>,对 DOM 的研究涉及到全球气候变化生物学、生态学、土壤学、环境化学、水文学等诸多学科<sup>[1,2,12~14]</sup>。最早对 DOM 开展研究是源于对海水及淡水富营养化及污染的关注<sup>[15]</sup>,而土壤有机质虽研究时间早且取得大量颇有成效成果,但土壤 DOM 却一直未受重视。直到 20 世纪 70 年代末,特别是 80 年代以后,随着全球碳循环问题受到广泛关注,土壤 DOM 特别是森林生态系统 DOM 才逐渐引起人们重视<sup>[17]</sup>。

森林生态系统是陆地生态系统中最大的碳贮存库,在维护全球碳平衡中具有重大的作用,其地上部分

碳库和土壤碳库分别占全球地上部分碳库和土壤有机碳库的 80%和 70%,而且每年的碳固定量约占整个陆地生物碳固定量的 2/3<sup>[18,19]</sup>,最近正在寻找的碳失汇(missing sink)亦最有可能存在于北半球森林生态系统中<sup>[20,21]</sup>。作为森林生态系统中重要的、活跃的组分之一的可溶性有机碳(DOC)的流动是森林生态系统 C 循环的重要组成部分<sup>[22~24]</sup>,对揭示森林碳预算及源与汇变化具有重要科学意义。

目前已有 N 循环的概念和模型均建立在森林不能直接吸收利用有机 N(只能利用 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N),且无机态 N 是森林生态系统 N 循环最主要形式的假设上<sup>[25~27]</sup>。而新近研究却表明,可溶性有机氮(DON)是森林土壤溶液中 N 的最主要存在形式和运输载体之一<sup>[28,29]</sup>。Perakis 等和 Perakis 等对南美未受人类干扰的森林流域研究发现<sup>[14,30]</sup>,河流中溶解性 N70%是以有机态形式存在,这与以前对北美、欧洲等地人为影响较大的森林流域河流中水溶性无机 N 占 70%结果相反;另外有些学者发现森林可直接利用有机 N<sup>[31]</sup>。目前进一步澄清森林生态系统中 N 主要存在形式,对深入揭示森林对 N 的利用及森林 N 素循环机制有重要作用。

1 DOM 的来源、组成、性质及季节变化

研究 DOM 的来源有助于解释森林生态系统 DOM 的形成机制和土壤渗滤液中 DOM 的主要特征。McDowell 和 Likens 发现<sup>[17]</sup>,腐殖质的淋溶和微生物分解过程中产生了 DOC;Zsolnay<sup>[32]</sup>也认为有机物质腐殖化过程是 DOC 的主要来源之一。但不少研究者却发现枯枝落叶层中 DOM 量最大,Huang 和 Schoenau<sup>[33]</sup>指出,约 80%的 DOC 和 DON 产生于新近凋落物层;土壤微生物生物量亦被认为是 DOM 的一个潜在重要来源<sup>[34]</sup>,最近对土壤溶液中 DOM 的组成和结构分析表明,微生物代谢产物是 DOM 的重要组成部分。因根的快速周转和分泌作用,根际土壤进行快速碳流动,因此根际土壤亦是 DOM 重要来源。目前一般认为新近凋落物和土壤腐殖质是森林生态系统 DOM 最主要来源,而土壤微生物生物量、根系分泌物、降雨淋溶等亦是其重要来源<sup>[3, 35, 36]</sup>。

DOM 的化学组成和性质与其功能有关,但不同来源的 DOM 的生态学意义仍不清楚。大多数研究表明,疏水性酸和亲水性酸是 DOM 中最主要的成分,多数 DON、DOP 出现在腐殖化的、亲水性酸和亲水中性成分中<sup>[8]</sup>。不同来源的 DOM 性质差异较大,Jandl 等<sup>[24]</sup>研究表明,凋落物渗滤液中主要成分是疏水性酸,而其它来源(如微生物生物量、根系分泌物、枯死根)等则产生亲水性酸和中性物质;Kaiser 等<sup>[37]</sup>发现,阔叶树凋落物 DOC 含量高于针叶树;但 Strobel 等<sup>[38]</sup>研究却发现,生长于沙土和粘土上的 4 个不同树种枯枝落叶层渗滤液 DOC 的化学组成和性质只有微小的差异。

目前一般借助水样中 DOM 的一些性质对森林土壤 DOM 组成、性质进行测定与分类,如 DOM 的组成元素和功能团、含有的特殊化合物、腐殖化系数、分子量大小、极性和电荷特性(亲水性、酸碱性)等<sup>[38~40]</sup>,而水中的 DOM 与土壤 DOM 的性质和组成并不完全相同,这些方法在土壤或森林生态系统中应用的适宜性有待进一步探索。目前,DOM 中只有低分子量的物质如有机酸、糖、氨基酸等可进行化学鉴别,而高分子量的富里酸(FA)和胡敏酸(HA)等其它复杂有机物结构尚未十分明确,只能根据它们的特性和研究的需要,通过透析法、超滤法和凝胶过滤法等,按分子量大小将其分成不同组分(或形态)。但不同样品或同一样品用不同的透析膜进行透析或超滤会得到不同的结果,从而影响分类结果,当 DOC 含量太低(DOC<0.1mg·L<sup>-1</sup>),用透析法更得不到有意义的结果<sup>[41]</sup>。因此,采用分子量分类法对 DOM 定量结果有一定影响。Leenheer 等<sup>[39]</sup>根据化学物质的极性和电荷特性,最先采用 XAD 树脂和阴、阳离子交换树脂详细揭示了 DOM 的成分和性质,用极性和电荷特性进行分类能更好地分析 DOM 中各组分与环境污染物之间的关系,并揭示它们相互作用的机理,但目前尚缺乏实用、可靠的土壤 DOM 组成、性质测定方法与分类方案,且与土壤有机质一样,无法对 DOM 进行逐一分离和鉴定。通过红外光谱(IR)、核磁共振光谱(NMR)等光谱学分析,以及从 DOM 组分的亲水性、酸碱性对 DOM 进行分组考察是目前土壤 DOM 组成测定的常用方法。

森林生态系统 DOM 随凋落物、降雨、温度、湿度、微生物等季节变化而变化<sup>[1, 2, 42]</sup>。Kaiser 等<sup>[37]</sup>对温带森林四个不同林分凋落物与半分解枯枝落叶 DOC 研究发现,DOC 含量随季节而变化且在 10 月份达到最大值。Meyer 等<sup>[16]</sup>指出,森林集水区中地下水和穿透雨 DOC 浓度在秋季和春季出现高峰;且土壤初渗时

DOC 浓度最大,随后 DOC 浓度迅速降至初始水平<sup>[43]</sup>;Tipping 等<sup>[44]</sup>则对秋季 DOC 浓度和流量最大作出了解释。通常情况下,夏季土壤溶液 DOC 浓度比冬季高<sup>[35,45,46]</sup>;Cronan 和 Aiken 发现<sup>[47]</sup>,夏季浅层土壤溶液中 DOC 浓度增加 26%~32%,但深层土壤 DOC 浓度则保持相对稳定。Michalzik 和 Matzner 发现<sup>[1]</sup>,温度与挪威云杉林分枯枝落叶层 DOC、DON 浓度之间具有相关性,而 DOC、DON 流量却与温度无关。与之相反,Liechty 等<sup>[48]</sup>发现两种阔叶林中,土壤温度与枯枝落叶层 DOC 流量间呈显著正相关。总之,DOM 浓度随温度升高而增加的趋势在室内更为明显,而在野外条件下因水文条件、凋落物数量和质量、土壤质地以及其他土壤性质变化,可能会掩盖 DOM 对温度的反应。温度影响 DON 和 DOP 的报道更少,Currie 等<sup>[49]</sup>和 McDowell 等<sup>[45]</sup>认为,森林生态系统中 DOC 和 DON 具有相似的季节变化模式;但 Huang 和 Schoenau (1998)却发现<sup>[33]</sup>,因夏季矿化速率高,导致 DON 和 DOP 浓度下降。室内和野外研究土壤湿度对 DOC 影响的结果较为一致:土壤干燥后回潮,DOC 浓度随之升高<sup>[5,46]</sup>。Lundquist 等<sup>[50]</sup>认为其主要原因是,土壤含水量增加提高了微生物生物量周转和微生物数量,同时干湿交替变化破坏了土壤结构,使得原先被吸存的碳以 DOC 形式释放。Prechtel 等<sup>[51]</sup>通过室内土柱法调查了干湿交替对枯枝落叶层 DOC 和 DON 释放的影响,结果表明,DOC 和 DON 释放机制有些差异。DOC 浓度的季节变化与微生物活性变化亦有关,McDowell 和 Liken<sup>[17]</sup>利用微生物对枯枝落叶层 DOC 产量的调节作用,解释了生长季 DOC 浓度比休眠期更高的现象。

2 DOM 的释放与存留

DOM 释放(淋失和解吸)与消失(吸附和降解)这两个过程相互作用构成森林生态系统 DOM 动态(图 1)。一般认为有利于促进有机物分解的因素均能促进 DOM 的淋溶释放<sup>[12,13,34,52,53]</sup>,土壤真菌在 DOM 产出过程中作用最为重要<sup>[54]</sup>,但目前对有机物分解过程中淋失和矿化的相关性及其调节机制(如底物性质、生物的和非生物的因素)尚不清楚<sup>[55]</sup>。DOM 吸附是决定 DOM 存留的主要过程,有关 DOM 的吸附机制及其影响因素(土壤固相性质、液相性质及环境因素)大多集中于 DOC 的研究,而对 DON、DOP 的吸附作用研究尚少<sup>[56~60]</sup>。人们对森林生态系统 DOM 的生物可降解性关注的程度远比湖水和溪水为低,而对其降解过程性质变化及影响因素研究则更少<sup>[61]</sup>。

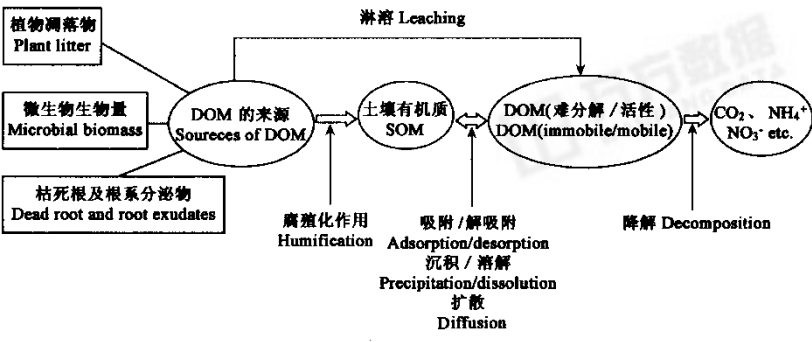


图 1 森林生态系统 DOM 动态(引自参考文献<sup>[2]</sup>,略有改动)

Fig. 1 The dynamics of dissolved organic matter (DOM) in forest ecosystems (From<sup>[2]</sup>, but having a little modification)

2.1 DOM 的淋失

虽然 DOM 的淋溶是森林地表枯枝落叶分解过程的第一步,但目前对植物组织(活与死)和土壤有机质释放 DOM 能力了解甚少。凋落物是森林生态系统碳输入最重要的来源,据 Post 报道<sup>[62]</sup>,陆地凋落物年总量接近于陆地净初级生产量(约 60 Pg C · a<sup>-1</sup>),凋落物输入和降解速率最终决定了 DOM 的产量。一些研究发现<sup>[63]</sup>,凋落物数量大时,DOM 淋溶量不一定最大;但 DOM 动态与新近凋落物和土壤有机质数量有显著关系<sup>[46]</sup>。枯枝落叶层释放的 DOM 大部分是微生物代谢产物,此外微生物生物量本身亦是重要的潜在

DOM 库,土壤动物亦通过提高微生物生物量的周转速率和动物死亡后有机化合物的分解而影响 DOM 的释放速率。一些研究表明<sup>[63]</sup>,土壤底物的 C 或养分含量(N、P)、C 与养分的比率常与 DOM 释放没有显著相关。Williams 和 Edwards 也指出<sup>[84]</sup>,DOM 淋溶不完全受 C/N 或 C/P 的影响。野外条件下,与 DOM 释放动态有关的可能因素有枯枝落叶层中可溶性有机 C 含量及微生物与土壤接触状况。此外,DOM 的释放速率与 DOM 的组分有关,Kaiser 和 Zech 在野外和室内研究发现<sup>[52]</sup>,亲水性 DOC 释放速率比疏水性 DOC 的快,这与分子量相对更低的亲水性 DOC 移动性更强有关。

淋溶和矿化是有机物分解的两种独立的机制(但野外难以区分),大多数凋落物分解的研究只测定单一的过程,而且对淋溶和矿化行为的相关性及影响因素尚未深入研究。虽然 DOC 一般来自可溶性植物材料,土壤有机质氧化和微生物代谢,但不同的过程和有机质化学性质调节了 DOC 和 CO<sub>2</sub> 的产量。因而,DOC 和 CO<sub>2</sub> 在作为分解最终产物的相对重要性与有机质类型和环境调控有关。Currie 和 Aber<sup>[64]</sup>采用 DocMod 模型模拟高山地区沿海海拔高度分布针叶林和阔叶林内的淋溶作用,试图探讨林分类型、凋落物输入速率、CO<sub>2</sub> 矿化流、枯枝落叶层质量、有机 N 量、DOC 和 DON 淋溶之间的相互关系。同时,他们还在野外实地观测中发现,DOC 淋溶和 CO<sub>2</sub> 矿化与枯枝落叶层数量呈正相关。

近年来研究<sup>[31, 65]</sup>表明 DON 化合物在森林土壤有机质矿化和无机 N 固定过程中起着中间 N 库的作用。Northup 等<sup>[55]</sup>发现加州沿松凋落物分解释放的 DON 与矿质 N 比值超过 10/1,表明 DON 对凋落物中 N 素流动的重要性。Perakis 等<sup>[14]</sup>认为,化石燃料燃烧、化肥使用和土地利用方式变化等在很大程度上改变了 N 循环,从而使人们高估了矿质 N 在 N 淋溶损失上的作用。与 DOC 类似,土壤中 DON 的有效性和移动性也受到吸附作用的调节,而 DON 在植物营养上的意义更有待于进一步深入的研究。

## 2.2 吸附

近年来,工业化国家森林土壤不断受到重金属的污染,某些重金属(如:铜和铅)选择性地吸附在有机碳(OC)中,造成林地土壤重金属明显富集<sup>[66]</sup>。由于吸附关系到 DOM 的化学性质及流动性,从而影响了土壤中重金属、有机污染物和无机胶体的迁移能力及生物有效性<sup>[54]</sup>。

与矿质土壤相比,枯枝落叶层很少发生 DOM 的吸附,Guggenberger 等<sup>[60]</sup>室内研究发现枯枝落叶层 DOM 活动性大,而在矿质土壤中 DOM 则发生吸附作用,这与 Qualls 和 Haines 的研究结果一致<sup>[65]</sup>。矿质土层吸附起到调控土壤和水生系统中 DOM 浓度的作用。对大多数土壤类型来说,心土 DOC 浓度明显比表土更低。Guggenberger 等<sup>[60]</sup>在德国 Fichtelgebirge 的研究发现,枯枝落叶层渗滤液向下渗透穿过矿质土层后,DOC 浓度降低了 94%,其中疏水性成分的浓度下降程度比亲水性成分的更为明显。因而,土壤被认为是 DOC 从陆地生态系统向地下水和地表水迁移的有效屏障<sup>[52]</sup>。

FA 和 HA 是土壤吸附过程中最活跃的物质,其功能团多,带负电荷量大,因而它们对阳离子吸附量均很高,在相同条件下,FA 的交换量为 200~670 cmol · kg<sup>-1</sup>,HA 为 180~500 cmol · kg<sup>-1</sup><sup>[67]</sup>。Moore 等<sup>[59]</sup>实验结果表明,DOM 能强烈地吸附在 Al、Fe 氧化物或氢氧化物和粘性矿物中,矿质土壤表面的 DOM 吸附远大于释放。有关 DOM 吸附的机制主要包括阴离子交换、配位体交换—表面复合作用、阳离子桥接、氢胶结、范德华力及物理吸附等<sup>[56]</sup>,其中配位体交换是 DOM 吸附的最主要机制<sup>[68]</sup>。

DOM 吸附过程一般较快,Dahlgren 和 Marrett 研究灰土 DOM 吸附过程发现<sup>[69]</sup>,大约 2~12h 即可达到平衡。由于矿质土壤对 DOM 吸附的不均一性及 DOM 组分的化学结构等原因<sup>[70]</sup>,常导致 DOM 组分的变化,大部分疏水性化合物被吸附,而亲水性化合物被释放入溶液中。与低分子量 DOM 相比,高分子量的被优先吸附,含有芳环、羧酸、N-、S-官能团的有机分子和氨基酸等尤为明显。此外,一些阴离子、土壤有机碳(OC)、Al 和 Fe 氢氧化物、粘土矿物等亦与 DOC 吸附有关。土壤有机 C 含量增加抑制了总 DOC 的吸附,特别是亲水性 DOC 吸附量减少更为明显<sup>[54, 71]</sup>。Moore 等<sup>[59]</sup>研究发现,Al 和 Fe 氢氧化物含量增加减少了总 DOC 的释放。Evans<sup>[7]</sup>和 Inskeep<sup>[57]</sup>发现,溶液中的阴离子(如 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)与 DOC 竞争吸附点,且在厌氧条件下 DOM 的吸附能力降低。粘土矿物中高岭石对 DOC 的吸附作用比伊利石的更强<sup>[56]</sup>。总之,由于 DOM 的化学结构数据完全弄清,因而在很大程度上影响到人们对土壤层 DOM 吸附及吸附特征与土壤性质间关系的认识。



室内模拟 pH 值对 DOM 的吸附能力的影响常表现出不同的结果。David 和 Zech<sup>[58]</sup>发现酸性土壤 B 层中 DOC 吸附能力随 pH 值降低而减小;但 Kaiser 等<sup>[71]</sup>认为大部分天然土壤的 pH 值(一般介于 3.5~6)对 DOM 的吸附能力影响不显著,因为只有当 pH 值大于 6.0 或小于 4.5~3.5 时,倍半氧化物吸附能力才明显减弱。McDowell 和 Wood 也发现<sup>[5]</sup>,土壤溶液中施加  $\text{CaCl}_2$  几乎不影响心土层中 DOC 的吸附。室内观测结果产生差异的主要原因是土壤矿物在不同 pH 值下具有不同的最大吸附能力。在野外条件下,如果土壤中存在大孔隙,暴雨发生时排水速度很快,DOM 吸附下降,Weigand 和 Totsche<sup>[72]</sup>对室内淋溶试验也验证了这一现象。目前对 DON 的吸附作用远未被人所认知,虽然一些研究<sup>[65, 73]</sup>显示 DON 可能比 DOC 更不易被吸附,从而造成较多的 N 损失。

### 2.3 降解

DOM 生物可降解性与 DOM 来源、组分、化学性质有关。据调查<sup>[74, 75]</sup>,生物可降解可溶性有机碳(BDOC)组分占 10%~40%,但这比例因 BDOC 的测定方法差异而有所不同。已报道的用于测定 BDOC 的方法主要有:化学结构分析技术,如 $^{13}\text{C}$ 核磁共振;细菌定殖计数;生化需氧量分析;室内培养技术;连续流动生物反应器技术等。对 BDOC 的测定有利于更好地了解 DOM 真实的生物学活性,亦是 C 循环动态模拟中的一个重要环节。虽然最近的研究表明 DOC 是土壤微生物呼吸的重要底物,但 DOC 的生物降解性仍不清楚。根据 DOC 可被微生物降解的难易程度,DOC 可分为活性的和难分解的两部分,一般 DOC 中的活性成分可达 16%~68%,Zsolnay 和 Steindl<sup>[76]</sup>强调了活性的和难分解 DOC 之间差异的生态学意义。

不同来源的 DOC 作为土壤呼吸底物作用的报道较少,Jandl 等<sup>[24]</sup>指出,去除枯枝落叶层的土壤呼吸速率比保留枯枝落叶层的低 1/3,表明枯枝落叶层是微生物降解 C 的重要来源。虽然一些学者认为,控制 DOC 产量与控制  $\text{CO}_2$  排放和微生物活性的因子是一致的,但对 DOC 质量与微生物降解速率的关系,有的认为呈显著正相关而有的认为二者没有关系。Seto 等<sup>[77]</sup>的研究表明 DOC 浓度与土壤的  $\text{CO}_2$  释放速率高度相关,土壤的呼吸速率可由土壤的 DOC 浓度和温度来预测,且 DOC 的周转速率随着温度和浓度的变化而变化。

DOM 化学性质影响其被微生物分解的速率,Zsolnay 研究表明<sup>[32]</sup>,新输入和土壤新产生的 DOC 具有较高的生物有效性。DOM 中的疏水性酸一般比亲水性酸更不易分解,Jandl 等<sup>[24]</sup>发现 DOC 中分子量大的酸性组分比中性组分更难降解。DOM 生物可降解性还与其元素组成、单位紫外光吸收值有关<sup>[78, 79]</sup>,众多研究者认为高分子量的胡敏酸比低分子量的富里酸更难降解,但 Boyer 和 Groffman<sup>[75]</sup>研究却得出了与之相反的结论。Qualls 等<sup>[8]</sup>则认为,大分子组分可能含有蛋白质、复杂的碳水化合物、腐殖质和丹宁,它们在降解能力上存在显著的差异,从而限制了应用分子量大小来预测 DOM 降解水平的准确性。Cook 和 Alian<sup>[61]</sup>也指出用瞬间取样测定的 DOM 的数量和组成常不能很好地预测 DOC 的生物可降解性。另外,人们对 DOM 一旦吸附于矿物表面后的生物稳定性如何了解较少,有些研究推测 DOM 的稳定性增加,主要是因为吸附作用加大了微生物降解难度。

森林生态系统 DOM 的生物可降解性变化亦发生在垂直方向上,Qualls 和 Haines 等<sup>[80]</sup>报道,从穿透雨到 A 层土壤 DOM 可降解性逐渐下降,而后随土壤深度的增加而增大;同时他们指出,在矿质土壤底层中 DOC 浓度低的主要原因是由于吸附而不是生物降解。

对 DON 的生物降解研究更少,Qualls 和 Haines 从栎树林不同土层深度对土壤溶液取样,发现 DON 降解不比 DOC 快<sup>[80]</sup>,这说明有机 N 降解与 DOC 矿化有关。Scherer 等<sup>[81]</sup>比较了农业土壤 DOC 和 DON 生物降解性间的差异,认为 DON 比 DOC 更易于被生物降解。但目前 DON 降解速率是否比 DOC 快尚未确定,土壤中 DON 和 DOC 降解后的去向差异比人们假设的要大得多,且影响 DOC 降解的因素不一定对 DON 的有效。

### 3 森林生态系统内 DOM 的流动

DOM 在森林生态系统养分循环过程中起着重要作用。伴降着降雨和土壤水分运动,DOM 发生浓度和流量的变化,并随数据中 DOM 产出、吸附和消耗的相对速率。DOM 的流动机制主要包括土壤胶体的解吸附、凋落物的分解、植物根分泌物和根的脱落、非溶性土壤有机聚合物的水解等。Dalva 和 Moore 报

道<sup>[35]</sup>,当降水通过林冠层和土壤有机质层后,DOC 浓度从  $2\sim 3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  增加到  $10\sim 50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;Cronan 发现<sup>[82]</sup>,针叶林中 DOC 输出量比阔叶林中的高 50%;混交林和针叶林内土壤溶液中 DOC 和 DON 流量也常比阔叶林内的明显更高<sup>[49]</sup>。Qualls 等<sup>[8]</sup>的研究表明,从森林枯枝落叶层中以 DOC、DON 和 DOP 形式输出量分别占以凋落物(固体)形式输入量的 18%、28% 和 14%。以穿透雨方式输入到枯枝落叶层的 DOC 数量约占林木年净初级生产量的 1%<sup>[83]</sup>,穿透雨中大约有一半的可溶性 N 和 P 都是以有机形式存在,枯枝落叶层渗滤液 94% 的 N 和 64% 的 P 均呈有机态。表明枯枝落叶层的淋溶不但不是矿质土壤层无机 N 和 P 的源,相反还是穿透雨中无机 N、P 的汇,这与枯枝落叶层中微生物对无机养分的生物固定有关。Michalzik 等<sup>[1]</sup>在德国的挪威云杉林分内调查降水、穿透雨、枯枝落叶层和不同深度土壤溶液的 DON、DOC 浓度和流量时发现,DON 的浓度和流量与 DOC 的显著相关,且均随季节发生动态变化,并随土层深度增加而减少。

缘于对污染物的毒性、迁移及直接威胁人们生活质量的自来水水质的关注,因森林生态系统 DOM 输出量比其它陆地生态系统大而逐渐受到重视<sup>[84]</sup>。森林生态系统内生物与非生物过程间复杂的生态关联,使得 DOM 以降水形式输入与其以径流方式的输出达到近近平衡状态。目前大多研究集中在 DOM 从枯枝落叶层至表层土壤及表层土壤至底层土壤的流动<sup>[33, 37, 85]</sup>。Michalzik 和 Matzner 采用野外监测和室内培养相结合的方法<sup>[1]</sup>,研究了挪威云杉生态系统内降水、穿透雨、20cm 和 90cm 深处土壤溶液及径流中全 N、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、DON 和 DOC 流量,穿透雨中 DON 输入量为  $3\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,枯枝落叶层中 DON 流量为  $5\sim 7\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,与  $\text{NH}_4^+$  的流量相当。Michalzik 等<sup>[85]</sup>汇总了 42 项在温带林中开展有关穿透雨、枯枝落叶层渗滤液和土壤溶液各分室 DOC、DON 浓度和流量的研究结果表明,枯枝落叶层渗滤液和土壤 A 层中 DOC 和 DON 浓度最高,而最大流量出现在枯枝落叶层,针叶林和阔叶林枯枝落叶层渗滤液中 DOC 和 DON 流量和浓度没有差别。而从集水区尺度研究森林生态系统 DOM 流动的则很少<sup>[8, 17, 42, 86]</sup>,一些学者指出<sup>[8, 17, 42, 86]</sup>,降雨中的 DOC 浓度一般较低(约  $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),当水流通过林冠层和枯枝落叶层后,DOC 浓度显著增加,这可能是因为叶受到雨水淋溶的缘故;而当渗滤水从矿质土壤下渗并以地下水形式进入河流后,DOC 浓度降低且保持稳定,这与矿质土层吸附 DOC 的能力有关。此外,DOM 的迁移作用与降雨强度、土层厚度、土壤质地、地表植被和地形地貌等因素有关<sup>[87]</sup>,这种迁移作用主要发生在表土几毫米的厚度范围<sup>[88]</sup>,雨水的垂直下渗或沿坡向的侧渗,可以使 DOM 迁移数厘米甚至数十厘米<sup>[89]</sup>。集水区 DOC 的组成主要受生物过程的调节,而水文过程调节了集水区间的 DOC 流量<sup>[90, 91]</sup>。因森林生态系统存在时空异质性,集水区 DOC 流量的机制及其生态学意义尚需进一步研究。

#### 4 干扰对森林生态系统 DOM 的影响

营林措施直接影响森林生态系统碳库,而 DOM 的淋失是其碳库损失的主要途径之一。干扰对森林碳库其它方面影响研究较多,而对 DOC 淋失报道则较少<sup>[16, 17]</sup>。探讨不同营林实践活动对 DOM 动态的影响,对深入评价不同营林活动对森林碳吸存能力的影响及森林在全球 C 循环中的作用有重要价值。

林分皆伐、造林、施石灰和施肥等营林措施主要通过(1)改变有机物质输入;(2)改变底物质量;(3)改变微生物降解速率、程度、途径和有机质合成作用等影响森林生态系统 DOM 的动态。一些研究<sup>[92]</sup>发现皆伐后枯枝落叶层和矿质土层 DOC 浓度增加;另一些研究<sup>[16, 17]</sup>则指出 DOC 浓度减少或变化不大;Lepist 等<sup>[93]</sup>发现皆伐没有影响 DOC 浓度。目前对森林集水区皆伐后 DOC 输出量有限几例报道也常出现相互矛盾现象。Moore 和 Jackson 报道<sup>[94]</sup>,在 Hubbard Brook 流域的森林皆伐后  $2\sim 4\text{a}$  DOC 输出量与未干扰集水区无明显区别;在 Coweeta 水文试验站,Meyer 和 Tate 报道<sup>[16]</sup>皆伐 2a 后的集水区的 DOC 输出量比未皆伐的减少 28%,且这种差异在生长季节比休眠季节更大;在 H. J. Andrews 森林,Splins 和 McCorison 发现<sup>[95]</sup>皆伐后的集水区 2a 时间内的 DOC 输出量比未皆伐的增加了 53%。Moore<sup>[42]</sup>对新西兰森林覆盖和受干扰集水区的 DOC 动态研究表明,未受干扰的集水区 DOC 输出最低,而最高值则是在皆伐后采伐剩余物未火烧的集水区。对 DOC 输出量的变化机理亦不清楚。部分研究<sup>[16]</sup>发现皆伐后 DOC 输出量具有较为明显的变化模式,皆伐后径流量增加和大量残余物输入河流使得 DOC 输出量迅速上升。随着植被逐渐恢复,径流量和易分解有机质供应量的减少,DOC 输出量也随之下降,最终输入河流的 DOC 数量将恢复到皆伐前的水平。该模式与森林演替过程中,主要元素输出变化模式类似。

施石灰影响森林土壤 DOM 变化结论较为一致。大多数情况下,施石灰造成表土层 DOC 浓度增加,这可能是因为 pH 值较高时,DOM 溶解性更大或微生物活性增强。而 Cronan 等却认为<sup>[96]</sup>,施石灰不影响森林土壤 DOC 浓度;Simard 等<sup>[97]</sup>发现耕作土壤 A 层 DOC 流量随施石灰量增加而减少,这可能因为 DOM 分解加强或离子强度和  $\text{Ca}^{2+}$  浓度增加造成的 DOC 溶解性降低。施石灰对 DON 的影响则更少人关注,Kreutzer 认为<sup>[98]</sup>,施石灰的林地除观测到 DOC 增加外,枯枝落叶层 DON 淋溶也增加。

目前只对干扰后无机养分存留机制进行过较为深入的研究(如:根吸收功能的快速恢复,因凋落物中高的 C/N 降低了矿化和硝化作用,无机养分的暂时吸附等),但这与溶解性有机养分存留机制不一定相似。国内外开展此方面研究人员很少。Smolander 等<sup>[99]</sup>研究表明挪威云杉林地皆伐后林地 DON 的浓度升高,全 N 含量降低,净 N 矿化和硝化作用均很强烈。Qualls 等<sup>[86]</sup>研究表明(美国阿巴拉契亚)落叶林集水区皆伐后,采伐剩余物渗滤液中 DOC 和 DON 浓度分别是对照林分中的 2.6 和 3.2 倍,且除 P 以外的其他可溶性有机养分流量均超过无机养分。Currie 等<sup>[49]</sup>发现,未受干扰枯枝落叶层中 DON 浓度相对更高,表明皆伐后林地溶解性有机养分运输直接影响到林地养分存留或损失;而 Qualls 等<sup>[86]</sup>认为,DOM 的地球化学吸附有效缓冲了皆伐后溶解性无机和有机养分的淋溶。

## 5 存在问题及未来研究方向

近 20a 来(特别是最近 5a),对 DOM 研究,主要集中在对森林土壤(特别是温带林)中 DOM 的性质、来源、动态调节、生态系统 DOM 流量及干扰影响等方面<sup>[1, 3, 12~14, 33, 40]</sup>,取得了许多较高质量的成果,但目前仍无法确定各种 DOM 来源对森林土壤 DOM 释放的准确作用及对土壤 DOM 释放的影响。在野外尺度上预测 DOM 流量难度仍很大。由于水文过程差异,在野外与室内研究有关 DOM 影响因素时经常得不到一致甚至是相反的结果。例如,室内观测到的植物种类(针叶树、阔叶树)对枯枝落叶层 DOM 释放的影响及底物质量(如 C/N)或 pH 对 DOC 浓度的影响不能在野外研究中得到证明;室内试验表现出的土壤粘质矿物和氧化物对 DOM 高的吸附作用不能在野外水分从大孔隙流动为主的土壤中得到验证。在野外条件下,土壤层的水文变化可能比生物因素对 DOM 的调节更为重要。因而,在室内研究得出的结果有待于在室外条件下进一步验证。此外,目前对不同土地利用方式和不同气候带中森林土壤 DOM 形成对环境条件变化的反应仍不大清楚。全球变化对土壤 DOC、DON 影响亦只有少数人涉及<sup>[100, 101]</sup>,还未有人模拟大气  $\text{CO}_2$  浓度升高对更大尺度(如群落、生态系统和景观水平)的 DOM 动态变化。国内少数研究者最近对河流及土壤 DOM 的环境效应作了一些报道<sup>[89, 102~104]</sup>,但对全球研究热点之一的森林生态系统中的 DOM 却鲜有人涉及。因此,未来研究应集中在分析野外条件下 DOM 的动态与环境因素间的相关性,同时开展相关室内试验。研究的目标应集中于(1)探讨不同森林生态系统(如热带雨林、亚热带常绿阔叶林、针叶林等)各分室(乔木层、枯枝落叶层、土壤层等)DOM 浓度,确定各分室中 DOM 的源和汇的问题;(2)与集水区或小流域有关森林水文过程研究相结合,探讨降雨过程中穿透雨、树干茎流、地表径流、地下径流水流量与 DOM 浓度、流量的关系,评价森林水文条件对 DOM 释放与存留的调节作用;(3)通过室内模拟及长期定位观察,研究酸沉降、臭氧浓度增加、 $\text{CO}_2$  浓度倍增等与 DOM 的关系,探讨全球变化对森林生态系统 DOM 的影响;(4)鉴于影响 DOC 释放与存留的因子不一定与 DON 和 DOP 的直接相关,因此应加大力度研究 DON、DOP 动态与 DOC 动态的差别,并探讨 DON 和 DOP 与植物营养的关系。

## References:

- [1] Michalzik B and Matzner E. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *Eur. J. Soil Sci.*, 1999, **50**: 579~590.
- [2] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, *et al.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.*, 2000, **165**(4): 277~304.
- [3] Flessa H, Ludwig B, Heil B, *et al.* The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term experiment in Halle, Germany, determined by  $^{13}\text{C}$  natural abundance. *Journal of Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000, **163**: 157~163.
- [4] Ohno T. A fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, **36**: 742~746.



- [5] McDowell W H, Wood T. Podzolization: soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water. *Soil Sci.*, 1984, **137**: 23~32.
- [6] Magill A H, Aber J D. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions. *Soil Biol. Biochem.*, 2000a, **32**: 597~601.
- [7] Evans J A. Effects of dissolved organic carbon and sulfate on aluminum mobilization in forest soil columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1986, **50**: 1576~1578.
- [8] Qualls R G, Haines B L, Swank W T. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology*, 1991, **72**: 254~266.
- [9] Lehman R M, Mills A L. Field evidence for copper mobilization by dissolved organic matter. *Water Res.*, 1994, **28**(12): 2487~2497.
- [10] Kalbitz K, Wennrich R. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Sci. Total Environ.*, 1998, **209**(1): 27~39.
- [11] Zhou H N, Thompson M L. Copper-binding ability of dissolved organic matter derived from anaerobically digested biosolids. *J. Environ. Qual.*, 1999, **28**(3): 939~944.
- [12] Moore T R, Dalva M. Some controls on the production of dissolved organic carbon in soils. *Soil Sci.*, 2001, **166**: 38~47.
- [13] Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, *et al.* The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil. *Org. Geochem.*, 2002, **33**: 307~318.
- [14] Perakis S S, Hedin L O. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature*, 2002, **415**: 416~419.
- [15] Spiker E C, Rubin M. Petroleum pollutants in surface and groundwater as indicated by the carbon-14 activity of dissolved organic carbon. *Science*, 1975, **187**: 61~64.
- [16] Meyer J L, Tate C M. The effects of watershed disturbance on dissolved organic carbon dynamics of a stream. *Ecology*, 1983, **64**(1): 33~44.
- [17] McDowell W H, Likens G E. Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecol. Monogr.*, 1988, **58**: 177~195.
- [18] Sundquist E T. The global carbon dioxide budget. *Science*, 1993, **259**: 935~941.
- [19] Dixon R K, Brown S, Houghton R A, *et al.* Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 1994, **263**: 185~190.
- [20] Wofsy S C, Goulden M L, Munger J W, *et al.* Net exchange of CO<sub>2</sub> in a mid-latitude forest. *Science*, 1993, **260**: 1314~1317.
- [21] Wang X K, Bai Y Y, Ouyang Z Y, *et al.* Missing sink in global carbon cycle and its causes. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(1): 94~103.
- [22] Schiff S L, Trumbore S E, Dillon P J. Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds: A carbon isotope approach. *Water Resour. Res.*, 1990, **26**: 2949~2957.
- [23] Zech W, Guggenberger G, Schulten H R. Budgets and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effects of anthropogenic soil acidification. *Sci. Total Environ.*, 1994, **152**: 49~62.
- [24] Jandl R, Sollins P. Water-extractable soil carbon in relation to the belowground carbon cycle. *Biol. Fertil. Soils.*, 1997, **25**: 196~201.
- [25] Vitousek P M, Matson P A. Mechanisms of nitrogen retention in forest ecosystems: a field experiment. *Science*, 1984, **225**: 51~52.
- [26] Chapin III F S. New cog in the nitrogen cycle. *Nature*, 1995, **377**: 199~200.
- [27] Stark J M, Hart S C. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature*, 1997, **385**: 61~64.
- [28] McHale, M R, Mitchell M J, McDonnell J J, *et al.* Nitrogen solutes in an Adirondack forested watershed: Importance of dissolved organic nitrogen. *Biogeochemistry*, 2000, **48**(2): 165~184.
- [29] Peterson D L. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams [re: nitrogen and eutrophication of lakes and streams]. *Science*, 2001, **292**: 86~92.
- [30] Perakis S S, Hedin L O. Fluxes and fates of nitrogen in soil of an unpolluted old-growth temperate forest, southern Chile. *Ecology*, 2001, **82**(8): 2245~2260.
- [31] Nsholunjo J, Nordin A, *et al.* Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature*, 1998, **392**: 914~916.

- [32] Zsolnay A. Dissolved humus in soil waters. In: Piccolo A eds. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam. 1996. 171~223.
- [33] Huang W Z, Schoenau J J. Fluxes of water-soluble nitrogen and phosphorous in the forest floor and surface mineral soil of a boreal aspen stand. *Geoderma*, 1998, **81**: 251~264.
- [34] Williams B L, Edwards A C. Processes influencing dissolved organic nitrogen, phosphorus and sulphur in soils. *Chem. Ecol.*, 1993, **8**: 203~215.
- [35] Dalva M, Moore T R. Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 1991, **15**: 1~19.
- [36] Uselman S M, Qualls R G, Thomas R B. Effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub>, temperature, and soil N availability on root exudation of dissolved organic carbon by a N-fixing tree (*Robinia pseudoacacia* L.). *Plant and Soil*, 2000, **222**: 191~202.
- [37] Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, et al. 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*, 2001a, **55**: 103~143.
- [38] Strobel B W, Hansen H C B, Borggaard O K, et al. Composition and reactivity of DOC in forest floor soil solutions in relation to tree species and soil type. *Biogeochemistry*, 2001, **56**(1): 1~26.
- [39] Leenheer J A, Huffman Jr EWD. Classification of organic solutes in water by using macroparticulate resins. *J. Res. US. Geol. Survey*, 1976, **4**(6): 737~751.
- [40] Engelhaupt E, Bianchi T S. Sources and composition of high-molecular-weight dissolved organic carbon in a southern Louisiana tidal stream (Bayou Trepagnier). *Limnol. Oceanogr.*, 2001, **46**(4): 917~926.
- [41] Homann P S, Grigal D F. Molecular weight distribution of soluble organics from laboratory-manipulated surface soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, **56**: 1305~1310.
- [42] Moore T R. Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand. 1. Maimai. *Water Resour. Res.*, 1989, **25**(6): 1321~1330.
- [43] Easthouse K B, Mulder J, Christophersen N, et al. Dissolved organic carbon fractions in soil and stream water during variable hydrological conditions at Birkenes, Southern Norway. *Water Resour. Res.*, 1992, **28**: 1585~1596.
- [44] Tipping E, Marker A F H, Butterwick C, et al. Organic carbon in the Humber rivers. *Sci. Total Environ.*, 1997, **194**: 345~355.
- [45] McDowell W H, Currie W S, Aber J D, et al. Effects of chronic nitrogen amendments on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils. *Water Air Soil Pollut.*, 1998, **105**: 175~182.
- [46] Tipping E, Woof C, Rigg E, et al. Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environ. Int.*, 1999, **25**: 83~95.
- [47] Cronan C S, Aiken G R. Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1985, **49**: 1697~1705.
- [48] Liechty H O, Kuuseoks E, Mroz G D. Dissolved organic carbon in northern hardwood stands with differing acidic inputs and temperature regimes. *J. Environ. Qual.*, 1995, **24**: 927~933.
- [49] Currie W S, Aber J D, McDowell W H, et al. Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochemistry*, 1996, **35**: 471~505.
- [50] Lundquist E J, Jackson L E, Scow K M. Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, **31**: 1031~1038.
- [51] Prechtel A, Alewell C, Michalzik B, et al. Difference effect of drying on the fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen from a Norway spruce forest floor. *Journal of Plant Nutr. Soil Sci.*, 2000, **163**: 517~521.
- [52] Kaiser K, Zech W. Rate of dissolved organic matter release and sorption in forest soils. *Soil Sci.*, 1998, **163**(9): 714~725.
- [53] Andersson S, Nilsson S I, Saetre P. Leaching of dissolved organic carbon and dissolved organic nitrogen in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, **32**: 1~10.
- [54] Moller J, Miller M, Kjoller A. Fungal-bacterial interaction on beech leaves: Influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, **31**: 367~374.
- [55] Northup R R, Yu Z S, Dahlgren R A, et al. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature*, 1995, **377**(21): 227~229.
- [56] Jardine P, Grier N L, McCarthy J F. Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1989, **53**: 1378~1385.

- [57] Inskeep W P. Adsorption of sulfate by kaolinite and amorphous iron oxide in the presence of organic ligands. *J. Environ. Qual.*, 1989, **18**: 379~385.
- [58] David M B, Zech W. Adsorption of dissolved organic carbon and sulfate by acid forest soils in the Fichtelgebirge, FRG. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.*, 1990, **153**: 379~384.
- [59] Moore T R, Souza W DE, Koprivnjak J F. Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. *Soil Sci.*, 1992, **154**: 120~129.
- [60] Guggenberger G, Kaiser K, Zech W. Mobilization and immobilization of dissolved organic matter in forest soils. *Z. Pflanzenernhr. Bodenk.*, 1998, **161**: 401~408.
- [61] Cook B D, Alian D L. Dissolved organic carbon in old field soils: compositional changes during the biodegradation of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, **24**(6): 595~600.
- [62] Post W M. III. Organic carbon in soil and the global carbon cycle. In: Heimann M eds. *The Global Carbon Cycle*. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg, 1993. 277~302.
- [63] Cortina J, Romanya J, Vallejo V R. Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature *Pinus radiata* stand. *Geoderma*, 1995, **66**: 321~330.
- [64] Currie W S, Aber J D. Modeling leaching as a decomposition process in humid montane forests. *Ecology*, 1997, **78**(6): 1844~1860.
- [65] Qualls R G, Haines B L. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1991, **52**: 1112~1123.
- [66] McBride M B. In: Stewart B A eds. *Advances in Soil Science*, Vol. 10. Springer, New York, 1989. 1.
- [67] Bai Y. Colloid adsorption and heavy metal content in soils. *Agro-Environmental Protection*, 1986, **24**: 23~27.
- [68] Edwards M, Benjamin M M, Ryan J N. Role of organic acidity in sorption of natural organic matter (NOM) to oxide surfaces. *Colloids Surf.*, 1996, **107**: 297~307.
- [69] Dahlgren R A, Marrett D J. Organic carbon sorption in arctic and subalpine spodosol B horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1991, **55**: 1382~1390.
- [70] Jekel M R. Interactions of humic acids and aluminum salts in the flocculation process. *Water Research*, 1986, **20**: 1535~1542.
- [71] Kaiser K, Guggenberger G, Zech W. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. *Geoderma*, 1996, **74**: 281~303.
- [72] Weigand H, Totsche K U. Flow regime and solid phase reactivity effects on dissolved organic matter transport in unsaturated porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, **62**: 1268~1274.
- [73] Kaiser K, Guggenberger G, Haumaier L, et al. Dissolved organic matter sorption on subsoils and minerals studied by C-13-NMR and DRIFT spectroscopy. *Eur. J. Soil. Sci.*, 1997, **48**: 301~310.
- [74] Nelson P N, Dictor M C, Soulas G. Availability of organic carbon in soluble and particle-size fractions from a soil profile. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, **26**: 1549~1555.
- [75] Boyer J N, Groffman P M. Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biol. Biochem.*, 1996, **28**: 783~790.
- [76] Zsolnay A, Steindl H. Geovariability and biodegradability of the water-extractable organic material in an agricultural soil. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, **23**: 1077~1082.
- [77] Seto M, Yanagiya K. Rate of CO<sub>2</sub> evolution from soil in relation to temperature and amount of dissolved organic carbon. *Jap. J. Ecol.*, 1983, **33**: 199~205.
- [78] Sun L, Perdue E M, Meyer J L, et al. Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. *Limnol. Oceanogr.*, 1997, **42**: 714~721.
- [79] Zoungrana C J, Desjardins R, Prevost M. Influence of remineralization on the evolution of the biodegradability of natural organic matter during ozonation. *Water Research*, 1998, **32**: 1743~1752.
- [80] Qualls R G, Haines B L. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, **56**: 578~586.
- [81] Scherer H W, Werner W, Rossbach J. Effects of pretreatment of soil samples on N mineralization in incubation experiments. *Biol. Fertil. Soils*, 1992, **14**: 135~139.
- [82] Cronan C S. Patterns of organic acid transport from forested watersheds to aquatic ecosystems. In: Perdue E M and Gjessing E T eds. *Organic Acids in Aquatic Ecosystems*. Life Sciences Research Report 48. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, 1990. 245~260.
- [83] Gosz J R, Bormann F H. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook Forest. *Oecologia*, 1976, **22**: 305~320.

- [84] Carlson C A, Ducklow H W, Michaels A F. Annual flux of dissolved organic-carbon from the euphotic zone in the northwestern sargasso sea. *Nature*, 1994, **371**: 405~408.
- [85] Michalzik B, Kalbitz K, Park J H, *et al.* Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen—a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 2001, **52**(2): 173~205.
- [86] Qualls R G, Haines B L, Swank W T, *et al.* Soluble organic and inorganic nutrient fluxes in clearcut and mature deciduous forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2000, **64**: 1068~1077.
- [87] Lewis Jr W M, Melack J M, McDowell W H, *et al.* Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the America. *Biogeochemistry*, 1999, **46**: 149~162.
- [88] Sharpley A N, Ahuja L R, Menzel R G. *J. Environ. Qual.*, 1981, **10**: 386~391.
- [89] Liang T, Tao S, Liu G J, *et al.* Autochthonous release modeling of dissolved humic substances in Yichun river. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1997, **17**(2): 136~140.
- [90] Schiff S, Aravena R, Mewhinney E, *et al.* Precambrian Shield Wetlands: Hydrological control of the sources and export of dissolved organic matter. *Climatic Change*, 1998, **40**: 167~188.
- [91] Hagedorn F, Schleppi P, Waldner P. Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments - the significance of water flow paths. *Biogeochemistry*, 2000, **50**: 137~161.
- [92] Johnson C E, Driscoll C T, Fahey T J, *et al.* Carbon dynamics following clear-cutting of a northern hardwood forest. In: McFee W W, Kelly J M eds. *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Science Society of America, Madison, WI. 1995. 463~488.
- [93] Lepistö A, Andersson L, Arheimer B, *et al.* Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. *Water Air Soil Pollut.*, 1995, **84**: 81~102.
- [94] Moore T R, Jackson R J. Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand, 2. Larry River. *Water Resour. Res.*, 1989, **25**: 1331~1339.
- [95] Splitts P, McCorison F M. Nitrogen and carbon solution chemistry of an old growth coniferous forest watershed before and after cutting. *Water Resour. Res.*, 1981, **17**: 1409~1418.
- [96] Cronan C S, Lakshman S, Patterson H H. Effects of disturbance and soil amendments on dissolved organic carbon and organic acidity in red pine forest floors. *J. Environ. Qual.*, 1992, **21**: 457~463.
- [97] Simard R R, Evans L J, Bates T E. The effects of additions of  $\text{CaCO}_3$  and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. *Can. J. Soil Sci.*, 1988, **68**: 41~52.
- [98] Kreutzer K. Effects of liming on soil processes. *Plant and Soil*, 1995, **168~169**: 447~470.
- [99] Smolander A, Kitunen V, Malkonen E. Dissolved soil organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. *Bio. Fertil. Soils*, 2001, **33**: 190~196.
- [100] Hedin L O, Likens G E, Postek K M, *et al.* A field experiment to test whether organic acids buffer acid deposition. *Nature*, 1990, **345**: 798~800.
- [101] Magill A H, Aber J D. Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition. *Soil Biol. Biochem.*, 2000b, **32**: 603~613.
- [102] Chen T B, Chen Z J. Dissolved organic matter and its effects on adsorption and desorption of pollutants in soils. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1998, **4**(3): 201~210.
- [103] Chen T B, Chen Z J. Cadmium adsorption in soil influenced by dissolved organic matter derived from rice straw and sediment. *Chinese journal of applied ecology*, 2002, **13**(2): 183~186.
- [104] Huang Z C, Chen T B, Lei M. Environmental effects of dissolved organic matters in terrestrial ecosystems: a review. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(2): 259~269.

#### 参考文献:

- [21] 王效科, 白艳莹, 欧阳志云, 等. 全球碳循环中的失汇及其形成原因. *生态学报*, 2002, **22**(1): 94~103.
- [67] 白瑛. 土壤胶体吸附及重金属含量. *农业环境保护*, 1986, **24**: 23~27.
- [89] 梁涛, 陶澍, 刘广君, 等. 伊春河河水水溶性腐殖酸内源释放模型. *环境科学学报*, 1997, **17**(2): 136~140.
- [102] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中污染物吸附解吸附的影响. *植物营养与肥料学报*, 1998, **4**(3): 201~210.
- [103] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响. *应用生态学报*, 2002, **13**(2): 183~186.
- [104] 黄泽春, 陈同斌, 雷梅. 陆地生态系统中水溶性有机质的环境效应. *生态学报*, 2002, **22**(2): 259~269.