

土壤中溶解性有机质及其对污染物 吸附和解吸行为的影响^①

陈同斌

(中国科学院地理研究所农业生态与环境技术试验站,北京 100101)

陈志军^②

(广西农业大学植保系农化教研室,南宁 530022)

摘要 溶解性有机质(DOM)已成为环境科学、生态学和土壤科学等学科的研究热点。DOM对重金属、养分和有机污染物的环境化学行为有很大影响,因此开展DOM与污染物(或养分)之间相互作用的研究,具有重要的理论与实践意义。本文系统地评述了DOM的来源、组成、分级及其对土壤中污染物吸附-解吸行为的影响。尽管关于土壤中DOM的研究还不完善,许多工作也只是刚刚开始,至今对土壤中DOM的性质、组成和分类方法等问题都不是很清楚,但现有的结果已经表明,DOM是土壤圈中一种十分活跃的重要化学组分,它对土壤中化学物质的溶解、吸附、解吸、吸收、迁移和生物毒性等行为均有显著的影响。

关键词 溶解性有机质(DOM) 土壤 污染物 吸附 解吸

从农业生产的角度来看,土壤有机质常常是评价土壤肥力水平的重要标准之一。另一方面,从生态和环境的角度分析,土壤中有有机碳不仅可以转化为CO₂等气体而进入大气,而且也可以通过径流和淋溶作用分别进入地表水和地下水,这些都是全球变化和碳素循环的重要过程。因此,在土壤学领域中,人们对土壤有机质的研究一直都十分重视,而且也具有相当悠久的历史。但是,过去人们却很少注意到土壤水中的有机质和水溶性有机质。近年来,溶解性有机质(dissolved organic matter, 简称DOM)已引起许多生态学家、环境学家和土壤学家的极大兴趣^[1]。

DOM主要是指能够溶解于水、酸或碱溶液中的有机质,如天然水中的有机质、土壤溶液中的有机质、土壤和有机肥中能水、酸或碱等浸提的有机质。严格地说,它只是一个操作上的定义,其化学含义至今也并没有完全确定。最新的研究表明,DOM是陆地生态系统和水生生态系统中的一种重要的、很活跃的的化学组分。它既影响环境的酸碱特性,也影响营养物质的有效性、污染物质的毒性及其迁移特性^[2]。在土壤形成过程中,DOM能促进矿物的风化。例如,它对成土过程中灰化作用有明显的促进作用^[3]。此外,它还是微生物生长和生物分解过程中的重要能量来源^[4~7]。

① 国家自然科学基金资助项目,项目号:49671003。

② 现工作单位:广西科技情报所。

收稿日期 1997-06-25

在土壤中,DOM对污染物质环境化学行为具有显著的影响。这也是目前土壤化学中较活跃的前沿性研究领域。土壤可以吸附农药等有机化合物和养分、重金属等无机化合物,使这些物质能够较长时间地保持在土壤中。土壤中的吸附和解吸现象在调节植物营养,有机化合物的挥发或降解作用,有机物和无机物在固-液相之间的平衡等过程中均起着重要作用。因此,研究DOM的组成及其性质对污染物质环境行为的影响,可以指导如何合理地利用DOM进行土壤污染的控制和治理,也为污水灌溉等提供决策依据。

虽然最早从事土壤腐殖质研究的Achard(1786)、Vapuuelin(1797)^①及其以后的许多研究人员,在土壤有机质方面做了大量颇有成效的相关研究,但是许多早期的工作都忽略了DOM的亲水部分和碱性部分^[6]。直到本世纪70年代,才提出DOM这一概念,并不断开始对其进行探索^[9,10]。80年代以后,国外有关DOM的文献报导急剧增加,但是我国至今仍极少开展此方面的研究。本文拟简要评述土壤DOM的来源、组成、分类及其对污染物质吸附和解吸行为的影响。

1 DOM的含量和来源

土壤中DOM的来源可分为两种:一种是土壤自身含有的^[11];另一种是从外部进入土壤的,例如枯枝落叶、植物残体经淋溶而带入土壤的DOM^[12,13],或者通过施用有机肥(城市污泥、家畜粪尿、人粪尿、秸秆堆肥、有机废弃物)等农事的活动进入土壤的DOM^[11,14]。

不同来源的DOM,其有机碳含量不同。习惯上,DOM的浓度通常用溶解性有机碳(dissolved organic carbon,即DOC)来衡量。在天然水中,DOC的浓度范围一般是0~50mg/L。在湿地土壤溶液中,一般为25~50mg/L,与森林土壤剖面淋滤水中的DOC含量相近^[11,3]。在土壤溶液中,DOC的浓度范围通常在0~81mg/L之间^[2]。据Webber^[15]报道,在海水腐殖质中DOC大约占20%,在河水腐殖质中约占60%,而在湿地土壤溶液的腐殖质中约占70%。一般来说,土壤中DOM仅仅是占土壤有机碳总量的极小一部分,通常都不会超过总有机碳的百分之几(表1)。虽然这部分有机碳的比例很小,但它是地表水和地下水中溶解性有机质的重要来源^[16,17],在土壤和水体中充当难溶性污染物的主要助溶剂和载体。

表 1 土壤和沉积物等样品中DOC含量及其占总有机碳的比例^[18]

Table 1 DOC concentrations and their percentages of total carbon in soils, sediment and soil leachate

来源 Source	DOC (mg/g)	占腐殖质比例(%) % of total humic	占有机碳比例(%) % of total organic C
草甸沼泽土	2.86	3.8	1.3
暗棕壤A层	0.57	1.3	0.3
暗棕壤AB层	2.24	2.0	1.0
河流沉积物	0.25	1.6	0.7
土壤淋滤液	8.10	-	-

① 夏荣基,《土壤腐殖质》(1984,内部讲义)。

不同来源的DOM,其性质差异很大。例如其DOC含量、酸碱性、亲水—疏水性质都有差异,因而它们对污染物的影响也不一样^[11]。所以在研究DOM的过程中,DOM的来源是一个不可忽视的重要因素。

2 DOM的组成与分类

DOM的组分对DOM在土壤中的功能和行为有很大的影响。但在实际操作中目前还不可能对所有DOM进行逐一分离和测定。研究者往往只能根据它们的某些特性,将其分成不同组分(或形态),然后分别加以研究。DOM的组分可按元素和功能团来划分^[13],也可按特殊化合物或化学基团来划分^[19],还可以按分子量来分类^[20~23],或者按疏水—亲水性、酸—碱性质来分类^[1,8,11,24~27]。下面以按分子量分类和按化合物的极性与电荷特性分类为例作一介绍。

表 2 不同处理方法对土壤(SrCl₂)浸提液中DOC分子量分类的影响^[28]

Table 2 Effect of different sample treatment on molecular weight distribution of soil DOC in SrCl₂ extracts

土壤样品 的剖面	分子量 分级(道尔顿)	不同分子量的DOC含量占总DOC的比例(%)						各种方法 的平均值
		对照样品	风干样品	淹水样品	添加木灰	加热+ 添加木灰	添加尿素	
山顶土壤A层	<3500	23	35	23	33	28	12	26
山底土壤A层		32	49	38	30	32	11	32
森林土壤O层		21	36	36	25	28	16	27
三者平均		25	40	33	29	29	13	
山顶土壤A层	3500~14000	15	10	12	13	10	2	10
山底土壤A层		20	15	18	15	17	18	17
森林土壤O层		8	7	3	10	9	0	6
三者平均		14	10	11	13	12	7	
山顶土壤A层	>14000	62	55	64	54	62	86	64
山底土壤A层		47	36	44	55	51	71	50
森林土壤O层		71	57	61	65	63	84	67
三者平均		60	50	56	58	58	80	

透析法和超滤法、凝胶过滤法是常用的分子量分类法。Homann和Grigal^[28]曾经对前两种方法做了比较研究后发现,美国明尼苏达州杉木自然保护区(Natural History Area)的森林土壤用Spectra/Por 4透析膜进行透析分类和用PM-10透析膜进行超滤分类,所得的结果是基本一致的,即高分子量的DOC占总DOC的大部分(表2)。其他土壤溶液和土壤浸提液用PM-10超滤法分类,它们高分子量的DOC所占比例较低,表明不同DOM的化学组分不同。

此外,用不同的透析膜进行透析或超滤也会得到不同的结果,不同的样品处理过程也会影响分类结果。值得注意的是,如果DOC含量太低(DOC<0.1mg/L),用透析法就得不到有意义的结果^[28]。因此,分子量分类法受到土壤样品的性质及其处理方法和分类技术的影响,这就阻碍了DOM分类结果的定量比较。但是,在同一种方法之间进行比较,基本上还是可以提供有关DOC的有用信息的。

表 3 分子量大于10000道尔顿(超滤法测定)的溶解性有机碳(DOC)所占的比例

Table 3 Percentage of high molecular weight fraction(>10000 Daltons) of DOC

样 品	超滤膜最大孔径 (μm)	超滤膜类型	> 10000 道尔顿的 DOC 占DOC总量的比例(%)	文献来源
腐熟树叶的浸提液	0.2	Amicon PM-10	55~80	Buffle et al. [21]
土壤浸提液	0.2	Amicon PM-10	8~19	Buffle et al. [21]
阔叶林B层的土壤溶液	1.2	Amicon PM-10	12	Cole et al. [25]
E层的土壤浸提液	0.22	Amicon PM-10	< 50	Manley et al. [28]
橡树森林O层的土壤溶液	0.45	Millipore	55~80	Spiteller [28]
云杉森林O层的土壤溶液	0.45	Millipore	20~42	Spiteller [28]

许多学者曾按照分子量分类法对DOM进行了研究^[20,25,29]。他们得到结果都是:分子量小于几千的DOM包括脂肪酸、芳香酸、氨基酸、单糖、低聚糖和低分子量的富里酸,而高分子量的DOM主要包括结构尚未十分明确的复杂有机物,如高分子量的富里酸和胡敏酸等。也有人指出河水的DOM主要包括叶绿素、藻类分泌物、酚酮类化合物和氨基酸等^[30]。

在土壤科学中,通常按物理化学性质把DOM分为胡敏酸和富里酸^[31]。胡敏酸组分是在 $\text{pH} \leq 2$ 时不溶解的有机质, $\text{pH} \leq 2$ 时可溶的物质则包括传统上所称的富里酸和低分子量有机质。这只是一种粗略的分类。为了更详细地揭示DOM的成分和性质,Leenheer及其合作者们按化合物的极性和电荷特性,于1976年率先采用XAD树脂和阴、阳离子交换树脂,将水中的DOM分离为6个组分^[11]:

- ① 亲水的酸性有机质(HPIA)—包括低分子量的及高羟基/碳比($\text{COOH}:\text{C}$)的腐殖质和非腐殖质,例如羧酸;
- ② 亲水的中性有机质(HPIN)—包括单糖、醇和非腐殖质结合的多糖等;
- ③ 亲水的碱性有机质(HPIB)—包括蛋白质等;
- ④ 疏水的酸性有机质(HPOA)—这一组分大致与土壤中的富里酸和胡敏酸相似;
- ⑤ 疏水的中性有机质(HPON)—主要包括碳水化合物、长链脂肪酸、烷基醇和带有少量功能团的腐殖质等;
- ⑥ 疏水的碱性有机质(HPOB)—主要有芳香族胺类等。

但是,有一些学者把胡敏酸(HA)也单独作为一个组分。他们认为,在 $\text{pH} \leq 2$ 时,HA产生沉淀可以与富里酸组分分离,然后再把富里酸部分细分为上述6个组分。例如Bourbonniere^[6]就把DOM分为7部分,即HA和HPIA、HPIB、HPIN、HPOA、HPOB、HPON。另外,有的人是将DOM分离为腐殖酸类、亲水有机酸类及中性化合物3大类^[32]。以极性和电荷特性来分类,能更好地分析DOM中各种组分与环境污染物之间的关系,也更容易揭示它们相互作用的机理。

到目前为止,关于DOM的分类方法尚未统一,对各种方法的适用性仍存在不同的争论。目前关于DOM的分类方法绝大多数是针对水样品而建立的,而水中的DOM与土壤DOM的性质并不完全相同,组成也有可能差异很大。所以,这些方法在土壤研究中适用性和适宜性如何仍有待进一步研究。从总体来看,目前还缺乏实用、可靠的土壤DOM为分类方案。

3 DOM的迁移和转化

表层土壤的DOM,可能会通过分解、吸附、解吸、表面径流、淋溶等过程而迁移和转化。根据腐殖质在土壤中的滞留时间,可将其分为稳定腐殖质和活性腐殖质2个类型。前者在土壤中的滞留时间往往长达数千年,而后的平均滞留时间则只有几十年^[83]。据估计,这些活性腐殖质可能有相当一部分都属于DOM的范畴,它在土壤中很易被微生物当作碳源和/或能源物质而分解。

林滨等人^[84]研究了草甸沼泽土和沉积物对河水DOM的解吸(释放)过程。他们发现,在动态解吸过程中,大约3~4小时即可达到平衡;但在静态解吸中达到平衡过程所需的时间较长,6小时仍未达到平衡。但是,在这2种情况下,DOM的解吸作用均符合一级反应动力学方程。一般在20℃左右溶解性腐殖酸的释放常数最大,温度过高或过低,该常数均会减小。推测其可能的原因是:温度太低时不利于分子扩散,而温度过高时则会因水溶性有机质发生絮凝作用使分子量增大而降低分子扩散。与pH为7的中性条件相比,pH较低(pH=6)时,水溶性腐殖质可能会发生絮凝作用而降低分子扩散速率,并影响DOM的解吸。土壤和沉积物中腐殖质是DOM的重要吸附载体,其含量高低是决定样品对DOM亲和性大小的主导因素^[85]。因此,有机质含量、温度和pH值对土壤中DOM的吸附和解吸作用都有一定的影响^[86]。

在降雨过程中,雨水的直接作用可使DOM随径流而迁移。其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。这种迁移作用主要发生在表土几毫米的厚度范围^[86]。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^[86]。陶澍等人认为,在山地土壤中侧渗可能是表土DOM淋溶的主导过程^[16]。

4 土壤中DOM与污染物质吸附和解吸行为之间的关系

污染土壤的化学物质主要是由重金属和一些人工合成的、高残留、毒性强的农药等有机物^[87]。因此,重金属和有机污染物在土壤中的环境行为一直都受到广泛的关注。由于DOM在很大程度上改变甚至决定着无机或有机污染物的迁移行为和生态毒性^[88],因此,DOM对农药和重金属环境行为的影响已不断引起了科学家的重视。

4.1 DOM对土壤中农药有机污染物吸附和解吸行为的影响

土壤中农药的行为,与其在土壤中的吸附和解吸特性有关。农药在土壤中的吸附,主要有物理吸附、离子交换吸附、氢键吸附和配位吸附^[89]。有机质对农药的吸附作用有很大的影响,这一点已被许多实验所证实。有机质与农药结合,可以导致农药的生物活性降低、稳定性增加。早期的研究也发现,施人有机质改良土壤,可以增加农药的吸附^[40,41]。因此,有人指出,在土壤中施人有机废弃物,也许是减少农药淋溶的一种有效措施^[42]。

在关于有机质组分对农药吸附行为的影响方面,研究者们多把注意力集中的腐殖质上。因为腐殖在土壤中占有机质总量的比重最大,一般可达到65%左右^[43];而且在研究中也发现,土壤对有毒物质的吸附作用主要取决于土壤有机质的高分子组分(胡敏酸和富里酸),通过腐殖质吸附的农药量,远远超过其他土壤组分的吸附量。Bartha^[44]曾发现,除草剂“敌稗”是因其非移动性芳核结构与胡敏酸形成络合物而被结合到土壤上的。Ambrosi^[45]等人曾

报导,在湿润土壤中,除草剂“恶草灵”通过与富里酸、胡敏酸或胡敏素的结合而残留在土壤中;Spillner等^[46]也曾提到,土壤结合的¹⁴C-杀螟松的残留物主要集中在胡敏酸和富里酸中。

试验证明,在腐殖质与农药残留物结合的过程中,富里酸是最活跃的组分。Capriel等^[81]在田间条件下施用¹⁴C-阿特拉津9年后,仍可从土壤中检出¹⁴C-残留物,其数量为施入量的83%,而且其中50%以上是以结合态存在于土壤中,它们在胡敏酸、胡敏素和富里酸中的分布分别为13%、44%和33%。根据土壤中的这三种组分的含量,可推算出每克富里酸所结合的¹⁴C-残留物最多,为胡敏酸的6倍,胡敏素的3倍。这与Smith等人^[47]的有关¹⁴C-2,4-D和其他几种不同结构的农药残留物在腐殖质各组分中的分布情况基本吻合。富里酸是一种天然的、水溶性强的有机电解质。它是田间土壤溶液中存在的主要可溶性有机组分,天然地表水中也普遍存在富里酸^[11]。富里酸结合的残留物可以进入土壤-水-作物系统的物质交换过程,并大大增加有毒有机物的水溶性及其生物效应。

DOM对农药吸附的影响是一个很复杂的过程。Barricuso等^[12]曾报导,在土壤中施入DOM能增加溶解度较小的农药“莠去津”和“草长灭”在土壤中的吸附量。其原因可能是土壤从DOM溶液中吸附了一些有机质,增加了土壤有机C的浓度,从而增加土壤对农药的吸附容量。但是对溶解度较大的“Dimefuron”,施入从污泥中用水浸提出的DOM,却减少土壤对它的吸附,而且还会促进其解吸。对其原因作者并没有进行深入的探讨,只是提出了DOM的亲水-疏水性质有可能是一个重要因素。

虽然,研究者们充分认识到,土壤中的有机质对农药等有机污染物的环境化学行为有显著的影响,但目前绝大部分工作都只是着眼于土壤固相的有机质与有机污染物的相互关系,而对土壤液相的有机质(DOM)与有机污染物的关系至今仍很少研究。总的来看,目前关于DOM对有机污染物吸附行为的影响研究相对多一些^[48],而关于DOM在有机污染物解吸行为中的作用仍很少有人研究。鉴于对DOM及其在土壤中与农药结合的机制研究报道不多,从现有资料还难以准确而系统地描述DOM影响土壤中农药吸附和解吸行为的机理。

4.2 DOM对土壤中重金属吸附和解吸行为的影响

吸附和解吸,是重金属进入土壤后必然发生的反应过程。因而对重金属吸附机理的研究,一直是土壤环境化学中一个重要课题。有机质对重金属的吸附,已有很多学者进行过大量研究。其吸附作用可分为离子交换吸附、络合(螯合)吸附、专性吸附(选择吸附)等形式。研究发现,在土壤中腐殖质、蛋白质、简单的脂肪酸、氨基酸、柠檬酸等溶解性有机质对重金属均有吸附作用。

溶解的腐殖酸—富里酸(FA)和胡敏酸(HA),是土壤吸附过程中最活跃的物质。FA和HA功能团多,带负电荷量大,因而它们对阳离子的吸附量均很高。在相同的条件下,FA的交换量为200~670cmol/kg,HA为180~500cmol/kg^[49]。但是HA与FA本身性质的差异,直接影响到某些金属阳离子在土壤中的迁移和富集。例如,FA的移动性强,酸度高,在吸附重金属离子以后一般呈溶解态,易于在土壤中随土壤溶液运动,既易被植物吸收,也易流出土体进入到其他环境中。HA则不同,它与重金属离子结合后形成难溶的絮凝态物质,使土壤保持了有机碳和养分,又吸持了有毒的重金属离子^[49]。因此,可以认为,溶解性有机质(如FA)是影响重金属溶解行为的重要因素。由于腐殖质的化学结构尚未完全弄清^[48],因而在很大程

度上影响到关于溶解性腐殖质对重金属吸附的理论认识。

除了土壤本身含有的DOM外,从外部进入土壤中的DOM对重金属吸附、解吸行为也有明显的影响。Miller等人^[60]的试验证实,新鲜有机物的浸提液具有络合锌的能力。将苜蓿、厩肥和畜粪晒干、磨碎,以其水浸提液处理磨碎的土壤,结果发现有相当数量的吸附态锌被有机物浸提液所去除。这三种有机物提出液络合锌的能力分别为,苜蓿>厩肥>畜粪。新鲜有机物的络合能力较强,有机物经腐熟分解后,其浸提液所具有的络合能力就明显下降。此外,溶液的pH值对浸提液的络合能力也有显著影响。在pH2~7之间,随着pH值升高,络合能力逐渐增强;但当pH>8后,其络合能力又下降。虽然在这个试验中,当时还没有提出DOM这一概念,但现在看来其主要实质却是在研究DOM对重金属吸附行为影响。这一实验给后来的研究提供了许多有益的启发和信息。

自DOM概念提出以后,有些学者已进行过外源DOM对土壤重金属吸附和解吸的影响研究。我们曾用从发酵秸秆和塘泥中浸提出的DOM在不同土壤上进行过Cd的吸附试验。试验结果表明,2种来源的DOM均会使土壤中的Cd吸附量明显下降,Cd的最大吸附量的下降幅度为18%~94%。在添加2种DOM的处理中,最大吸附量的降幅均为褐土>赤红壤>水稻土。添加DOM,可促进菜心对Cd的吸收(根、茎、叶的含Cd浓度平均增加18%~21%)和Cd对植物的毒性。Castilho等(1993)^[48]的研究显示,在沙壤土中施人含DOC较高的牲畜粪便,溶解性Zn、Cd的浓度增加了30%~100%。统计分析表明,至少有一部分溶解性金属的浓度随时间和施肥深度的不同而变化,也随土壤溶液中DOC浓度、pH值和离子强度的不同而改变。此外,Boyle和Puller^[61],Dunnivant等人^[62]和Amrhein等人^[63]的研究也表明,提高土柱或砂柱淋溶液的DOC浓度,能够增加Zn、Cd、Cu的溶解性。

从国内外文献报道来看,对于从外部进入土壤的DOM在重金属吸附、解吸行为中的作用,现有的研究报道仍不多。但是,研究进入土壤中的DOM的组分,对于揭示其与土壤重金属环境化学行为的关系,以及在指导有机肥施用、秸秆还田、污水灌溉和污染土壤的改良利用等诸多方面,均有理论和指导意义。

5 结 语

随着社会的发展,合成农药的广泛使用和工业“三废”的不合理排放,土壤污染日趋严重,而土壤污染又会对地下水、作物产量和品质产生重大影响。所以,关于土壤中污染物质环境行为的研究,已成为土壤科学和环境科学等领域中的学术热点和学科前沿。

纵观国内外的研究动态,目前土壤环境化学研究主要围绕土壤圈及其边界层(土壤-水、土壤-大气、土壤-植物系统)中污染物的行为和归宿而进行,大多数研究都集中于了解污染物在不同区域和边界层之间迁移转化的机理、影响因素和动力学过程^[64]等方面。针对DOM与土壤中污染物(尤其是重金属和有机污染物)吸附和解吸行为的关系,今后至少有两个方面的工作尚需深入探讨:

5.1 关于土壤DOM组分和性质的研究。DOM是一类组分极其复杂的混合物,研究的难度很大。研究DOM对污染物质的影响,仅测定DOM的总量是不够的,还需对各组分加以区分,在

此基础上进一步阐明其特性。目前学术界对天然水中DOM的成分研究比对土壤中DOM的研究要详细得多,现有关于土壤中DOM的工作大部分仍停留在过程描述上,对其机理仍缺乏全面的认识和了解。

5.2 关于DOM对土壤中污染物质吸附和环境化学行为的影响研究。这一领域的研究课题也比较复杂,它涉及到吸附-解吸、络合-离解和沉淀-溶解等基本的化学平衡,也涉及到进一步获取有关DOM与重金属、农药等污染物相互作用的知识。但是,到目前为止,对有关化学平衡的机理、条件及其动力学过程远未确切阐明。关于不同环境条件下,DOM对重金属和有机污染物吸附和解吸的影响也知之甚少。所以,这一研究领域仍有待努力开创。

参 考 文 献

- 1 Thurman EM. Organic geochemistry of natural waters. Junk, Boston, 1985.
- 2 Moore TR, Souza W de and Koprivnjak JF. Controc geochemistry of natural waters. Junk, Boston, 1985.
- 2 Moore TR, Souza W de and Koprivnjak JF. Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. *Soil Sci.*, 1992, 2: 120~129.
- 3 Heyes A and Moore TR. The influence of dissolved organic carbon and anaerobic conditions on mineral weathering. *Soil Sci.*, 1992, 3: 226~236.
- 4 Bott TL, Kaplan LA and Kuserk FT. Benthic biomass supported by stream water dissolved organic matter. *Microbiol. Ecology*, 1984, 10: 335~344.
- 5 Meyer JL, Edwards RT and Risley R. Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river. *Microbiol. Ecology*, 1987, 13: 13~29.
- 6 Dinwoodie GD and Juma NG. All and microbial utilization of C in two soils cropped to barely. *Can. J. of Soil Sci.*, 1988, 68: 495~505.
- 7 Schoenau JJ and Bettany JR. Organic matter leaching as a component of carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur cycles in a forest, grassland and gleyed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1987, 51: 646~651.
- 8 Bourbonniere KA. Distribution patterns of dissolved organic matter fractions in natural waters from eastern Canada. *Org. Geochem.*, 1989, 1: 97~107.
- 9 Burnham AW, Calder GV, Fritz JS, Junk GA, Svec HJ and Vick R. Trace of organics in water—their isolation and identification. *Am. Works Assoc. J.*, 1973, 65(11): 722~725.
- 10 Maricolum RL, Leenheer JA, McKinley PW and Eccles LA. Organic carbon. In: Goerlitz DF and Brown E (eds.), *Methods for analysis of organic substances in water—Supplement. II. U.S. Geol. Survey Techniques water resources Inv.*, 1976, Book 5, Chap. A3: 34.
- 11 Leenheer JA and Huffman Jr. EWD. Classification of organic solutes in water by using macroparticulate resins. *J. Res. US-Geol. Survey.*, 1976, 4(6): 737~751.
- 12 Barricuso E, Bear U and Calvet R. Dissolved organic matter and adsorption-desorption of dimefuron, Atrazine and Carbetamide by soils. *J. Environ. Qual.*, 1992, 21: 359~367.
- 13 Guggenberger G and Zech W. Composition and dynamics of dissolved carbohydrates and lignin-degradation products in two coniferous forest, N.E. Bavaria, Germany. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 1: 19~27.
- 14 Guo L, Thomas J, Allan B, Felost S and Hinesly TD. Sorption and movement of Alachlor in soil modified by carbon-rich waste. *J. Environ. Qual.*, 1993, 22: 186~194.
- 15 Lundstrom US. The role of organic acids in the soil solution chemistry of a podzolied soil. *J. of Soil Sci.*, 1993, 44: 121~133.
- 16 陶 澍, 曹 军. 山地土壤表层水溶性有机物淋溶动力学模拟研究. *中国环境科学*, 1996, 16(6): 410~414.
- 17 陶 澍, 梁 涛, 徐尚平, 狄雯华. 依春河河水溶解态有机碳含量和输出通量的时空变化. *地理学报*, 1997, 52(3): 254~261.
- 18 林 滨, 陶 澍, 赵智杰, 曹 军, 刘广君. 依春河流域土壤沉积物中水溶性有机物含量与吸着系数. *中国环境科学*,

- 1996, 16(4): 307~310.
- 19 Dahlgren RA and Ugolini FC. Aluminium fractionation of soil solutions from unperturbed and tephra-treated Spodosols, Cascade Range, Washington; USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1989, 53: 559~566.
- 20 Pohlman AA and McColl JG. Soluble organic from forest litter and their role in metal dissolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1988, 52: 265~271.
- 21 Buffle J, Deladoey P and Haerdi W. The use of ultrafiltration for the separation and fractionation of organic ligands in fresh waters. *Anal. Chem. Acta*, 1978, 101: 339~357.
- 22 Dawson HJ, Ugolini FC, Hrutfiord BF and Zachara J. Role of soluble organic in the soil processes of a podzol, central Cascades, Washington. *Soil Sci.*, 1978, 126: 290~296.
- 23 Dawson HJ, Hrutfiord BF, Zasocki RJ and Ugolini FC. The molecular weight and origin of yellow organic acids. *Soil Sci.*, 1981, 132: 191~199.
- 24 陶 澍, 邓宝山, 张朝生, 刘文新, 沈伟然, 张文具. 引滦水中天然有机化合物的形态及紫外吸收特性. *环境科学*, 1993, 1: 13~16.
- 25 Cole JJ, McDowell WH and Likens GE. Sources and molecular weight of "dissolved" organic carbon in an oligotrophic lake. *Oikos*, 1984, 42: 1~9.
- 26 Leenheer JA. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. & Technol.*, 1981, 5: 578~587.
- 27 Vance GF and David MB. Effect of acid treatment on dissolved organic carbon retention by a spodic horizon. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1989, 53: 1242~1247.
- 28 Homann PS and Grigal DF. Molecular weight distribution of soluble organics from laboratory-manipulated surface soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, 56: 1305~1310.
- 29 McKeague JA, Cheshire MV, Andreux F and Berthelin J. Organo-mineral complexes in relation to pedogenesis. In: Huang PM and Schnitzer M (eds.), *Interaction of soil minerals with natural organics and microbes*. SSSA Spec. Publ. No. 17, Madison, WI. 1986, 549~592.
- 30 陶 澍等. 引滦水中不同形态天然有机物的卤代活性. *环境科学学报*, 1994, 14(1): 19~23.
- 31 Stevenson FJ. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons, New York, 1982.
- 32 Leenheer JA and Noyes TI. USGS water supply. Paper No. 2230, 1984.
- 33 Hsieh Yuchping. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, 56: 460~464.
- 34 林 滨, 陶 澍, 刘晓航. 土壤与沉积物中水溶性有机物释放动力学研究. *环境科学*, 1997, 17(1): 8~13.
- 35 梁 涛, 陶 澍, 刘广君, 何鸿波. 依春河河水溶性腐殖酸内源释放模型. *环境科学学报*, 1997, 17(2): 136~140.
- 36 Sharpley AN, Ahuja LR and Menzel RG. *J. Environ. Qual.*, 1981, 10: 386~391.
- 37 傅克文. 农业环境的化学行为污染. 农业出版社, 1985.
- 38 Clapp CE. 5th International Meeting of IHSS, Nagoya, Japan, 1990.
- 39 朱祖祥主编. 土壤学(上册). 农业出版社, 1989.
- 40 Coffey DL and Warren GF. Inactivation of herbicides by activated carbon and other sorbents. *Weed Sci.*, 1969, 17: 16~19.
- 41 Schellenberg K, Leuenberger C and Schwarzenbach RP. Sorption of chlorophenols by natural sediments and aquifer materials. *Environ. Sci. & Technol.*, 1984, 18: 652~657.
- 42 Bellin CA, Connor GAO and Jin Y. Sorption and degradation of pentachlorophenol in sludge-amended soils. *J. Environ. Qual.*, 1990, 19: 603~608.
- 43 Schnitzer M. Soil organic matter—The next 75 years. *Soil Sci.*, 1991, 151: 41~58.
- 44 Bartha R. *ASM News*. 1980, 46: 356~360.
- 45 Ambrosi H et al. *J. Agric. Fd. Chem.*, 1977, 25: 868~872.
- 46 Spillner CJ et al. *J. Agric. Fd. Chem.*, 1979, 27: 1054~1060.
- 47 Smith AE et al. *Weed Res.*, 1980, 20: 123.
- 48 Madhum YA, Young JL and Freed VH. Binding of herbicides by water-soluble organic matter from soil. *J. Environ. Qual.*, 1986, 15: 64~68.
- 49 白 瑛. 胶体吸附与土壤重金属容量. 农业环境保护, 1986, 24: 23~27.
- 50 Miller MH et al. Characterization of chelating agents and their reaction with trace metals in soils. *Proc. Soil Sci. Soc.*

- Am., 1958, 22: 225.
- 51 Boyle M and Fuller HW. Effect of municipal solid waste leachate composition on zinc migration through soil. *J. Environ. Qual.*, 1987, 16: 357 ~ 360.
- 52 Dunnivant FM, Jardine PM, Taylor DL and McCarthy JF. Cotransport of cadmium and hexachlorobiphenyl by dissolved organic carbon through columns containing aquifer material. *Environ. Sci. & Technol.* 1992, 26: 360~368.
- 53 Amrhein C, Strong JE and Mosher PA. Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environ. Sci. & Technol.* 1992, 26: 703~709.
- 54 胡钦红. 土壤环境化学的研究动态. *土壤*, 1991, 4: 193~196.

DISSOLVED ORGANIC MATTER AND ITS EFFECTS ON ADSORPTION AND DESORPTION OF POLLUTANTS IN SOILS

Chen Tongbin

(*Station for Agroecol. and Environ. Technol., Inst. of Geography, CAS, Beijing 100101*)

Chen Zhijun

(*Dept. of Plant Protection, Guangxi Agric. Univ., Nanning 530022*)

Abstract Growing attention has been paid to the study on dissolved organic matter (DOM), a complex mixture of "similar" organic compounds, in the fields of environmental science, ecological science and soil science since the chemical, physical and biological behaviors of many micronutrients, heavy metals and organic pollutants in soil-plant system are concerned with DOM. The sources, components, fractations, transformation and transport of soil DOM, and the relations between soil DOM and pollutants are reviewed in the presented paper. Although much more studies on soil DOM should be conducted to understand the behaviors of soil DOM and its relations to chemicals in the future, it is clearly indicated that the concentration of soil DOM is very low, usually less than several percentages of the total soil organic matter, is an important active chemical component in soils. Heavy metal adsorption is reduced with the presence of DOM. Researchers widely believe that the solution, desorption, transport, leaching, bio-accumulation and some other processes of pollutants are enhanced predominately due to their complexation with DOM and/or adsorption on DOM. Larger amounts of potentially pollutants will be leached into underground waters and surface waters or accumulated in foods if the pollutants coexist with DOM. Many elements and organic compounds in soil waters have solubility much higher than expected from theoretical calculations based on their solubility in pure water. Presumably there may be a mechanism of dissolution by DOM, but no document validates the hypothesis.

Key words Dissolved organic matter (DOM) Soils Heavy metals
Organic pollutants Adsorption Desorption