

# 有机磷通过弱透水层迁移的实验研究

宋顶峰<sup>1</sup>, 李绪谦<sup>1</sup>, 李红艳<sup>2,3</sup>, 朱雅宁<sup>1</sup>, 郭丽莉<sup>1</sup>

(1. 吉林大学 环境与资源学院, 长春 130026; 2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012;  
3. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

**摘要:** 本文采用施压条件下有机磷溶液渗透通过粘性土层的试验, 模拟有机磷越流通过弱透水层的过程, 研究其迁移的衰减规律、降解转化的机理以及各种因子的影响规律。研究发现, 进水的浓度越小, pH 值越大, 土层中的磷酸酶降解转化有机磷的效果越好; 土层对有机磷的吸附量随着进水 pH 的增大而增大, 进水浓度的减小而减小; 对于酸性进水而言, 粘性土层对有机磷的阻滞作用与进水浓度关系不大, 较倚重于进水 pH 值的升高。

**关键词:** 有机磷; 弱透水层; 迁移转化规律

中图分类号: P642.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-3665(2011)03-0086-06

大多数有机磷农药不溶于水, 易溶于有机溶剂, 但氧化乐果除外, 其能与水、乙醇和烃类等多种溶剂混溶。为了研究有机磷透过弱透水层时的衰减机理及迁移特征, 本文采用了施压条件下一定浓度有机磷废水渗透通过粘性土柱的模拟试验, 分析有机磷在饱和粘性土层中降解转化的各种因子及其影响机理, 探索出有机磷在弱透水层环境中的衰减和迁移转化规律, 明晰地下弱透水层的水文地质条件对有机磷农药降解的影响, 为防治其透过弱透水层污染地下水提供理论依据。

## 1 实验设计

### 1.1 实验研究思路

有机磷农药多为磷酸酯类或硫代磷酸酯类, 含有三个磷酸键, 通常有磷通过双键分别与氧和硫结合 ( $P=O$ 、 $P=S$ ) 两种类型; 在土层中, 有机磷通常被矿化降解形成无机磷, 通过矿化过程使  $P=O$  和  $P=S$  键发生断裂, 完成从有机态到无机态的形态转化, 使毒性减弱甚至消失。

依据有机磷的化学行为, 本文重点研究有机磷衰减矿化过程的影响因素以及使其形态转化的机理分析; 通过对实验观测数据的处理分析, 得出不同进水条件下有机磷在弱透水层中的迁移强度, 摸索出实现有机磷形态转化的各种因素条件, 从而了解有机磷透过

弱透水层时的衰减机理和迁移特征。

### 1.2 供试材料及装置

实验采用市售的 40% 氧乐果乳油溶液作为有机磷污染物; 供试粘土采自松嫩平原东部的长春市波状台地前缘, 岩性为黄土状亚粘土, 剖面样品采样深度为约 5m 左右; pH 值介于 6~6.5 之间, 属偏酸性土层; 容重介于  $1.65 \sim 1.68 \text{g/cm}^3$  之间, 含水率约为 4%, 磷酸酶活性约为  $3.4 \text{mg 酚}/100 \text{g}$ , 有机质含量在  $11.2 \text{g/kg}$  左右。

实验装置如图 1 所示, 采用充压条件下污染水并联式渗透通过粘性土柱的有机玻璃柱装置; 为取样方便, 在大玻璃柱的两侧, 由按采样序列编号的小玻璃柱与其(主柱)并联, 之间采用加厚胶皮管连接。采用空压机增大液面上方的压力来模拟弱透水层的承压性。

### 1.3 实验过程控制

#### 1.3.1 土柱装填

采集的粘土平摊于塑料薄膜上自然风干, 过 1mm 筛去除杂质后采取四分法取土装填玻璃柱, 保证所有柱子中装填的粘土颗粒大小分布均匀; 按天然容重均匀压实土样, 确保粘土颗粒间无明显缝隙; 各土柱中粘性土层高度相同、容重相同, 避免个别柱子中粘土的容重发生较大偏差。装填高度均约为 5cm, 容重为  $1.68 \text{g/cm}^3$  左右。

#### 1.3.2 渗透水流及水压的控制

土柱装填完毕后首先对其进行饱水处理, 之后采用少量多次的方法由中部的进样口进样, 达到适当高度后采用气液分隔膜隔离进水和空气。大小柱子实行同时进水, 以达到相同的水力条件, 保证实验过程中水流均匀的在其中通过。利用空压机提供约 1.5 倍的大

收稿日期: 2010-07-05; 修订日期: 2010-10-14

基金项目: 国家自然科学基金项目(40872154)

作者简介: 宋顶峰(1986-), 男, 硕士研究生, 从事水土污染修复技术的研究。

通讯作者: 李绪谦, E-mail: lxq@jlu.edu.cn

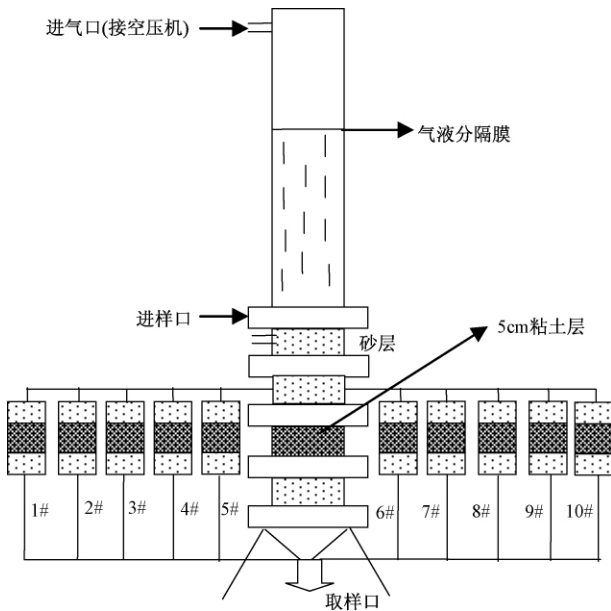


图 1 实验装置图

Fig. 1 Installation diagram of Experiment

气压对水样进行连续施压,使水样渗透通过弱透水的粘土层。

1.3.3 环境控制及取样

大小玻璃柱以及接样瓶均用黑色塑料袋密实包裹,以达到避光环境。粘土层上下均装有一定高度的砂层模拟上下含水层,将其饱水后保持还原环境。用接样瓶接取出水口的水样时,起始约 12h 的水样弃去不用,以保证实测的水样为经由粘土层下渗的污染水。

同时采取一定的密封措施对接样瓶进行密封,确保水样不受空气污染,从而保证其 ORP 值的稳定。

每隔约 24h 取样,取样后即时测定水样的 pH 和 ORP 值,尽量避免因与空气接触而造成的误差;水样中的有机磷采用三氯甲烷进行萃取,氮磷检测器测定。在接取水样的同时,从装置中拆除一个相应的小柱子并从中取若干土样进行测定,取过土样的小柱子弃去不用,直到同一系列取样完毕为止。粘土中吸附的有机磷采用丙酮加水提取、二氯甲烷萃取、气相色谱氮磷检测器测定。

2 相关因子对衰减和迁移过程的影响

2.1 pH 值的影响

2.1.1 实验过程中水土环境变化特点

实验研究了进水有机磷浓度为 270mg/L 和 400mg/L 时,不同 pH 值对渗滤水地球化学环境的影响。从表 1 可以看出,进水的 pH 值低于粘性土 pH 值(6.3 左右)时,出水的 pH 值较依赖于进水;反之,则出水的 pH 值均有不同程度的下降,最终稳定在 6.0 - 6.5 之间,与进水有机磷浓度的大小无关。由于土层的 pH 在 6.3 左右,因此当进水的 pH 高于此值时,粘性土与水中的碱性物质发生中和反应,缓冲进水的 pH,并使最终出水的 pH 值临近于土层;若进水的 pH 值低于粘性土,则其对进水 pH 的缓冲能力下降,导致出水的 pH 值较接近于进水。

表 1 试验过程中出水有机磷、 $PO_4^{3-}$ 、pH 值浓度和土中吸附相有机磷观测数据表

Table 1 The data sheet of organophosphor、 $PO_4^{3-}$ 、pH in water sample and adsorbed organophosphor in the test

各项指标	进水有机磷浓度 (mg/L)	进水 pH 值	24h	48h	72h	96h	120h	144h	168h	192h	216h	240h	264h	288h	312h
出水有机磷浓度 (mg/L)	270	5.5	5.39	19.37	24.98	24.06	28.34	24.98	9.11	8.63	13.82	13.84	13.97		
	400	5.5	26.29	22.60	23.99	22.7	21.1	23.43	23.88	14.26	22.93	24.1	22.2	25.41	25.71
	400	7.0	5.79	19.49	32.71	23.47	42.61	26.15	27.06	19.98	26.67	21.49	17.7	19.84	15.7
吸附有机磷浓度 (mg/100g)	270	5.5	0.95	1.06	1.24	0.99	0.79	0.81	1.11	0.75	0.84	0.74	0.93		
	400	5.5	0.6	1.11	1.3	1.10	1.09	1.34	1.08	0.8	0.87	0.93	1.01	1.24	1.20
	400	7.0	2.08	2.49	2.9	2.1	2.3	2.4	1.9	2.6	2.3	2.2	2.1	2.0	1.9
出水磷酸根离子浓度 (mg/L)	270	5.5	0.66	0.17	0.27	0.23	0.14	0.1	0.1	8	0.18	0.20	0.19	0.19	
	400	5.5	0.4	0.21	0.38	0.32	0.76	0.44	0.41	0.69	0.5	0.32	0.35	0.39	0.37
	400	7.0	0.38	0.13	0.3	0.27	0.32	0.47	0.34	0.53	0.24	0.37	0.3	0.35	0.38
出水 pH 值	270	5.5	5.5	5.8	5.6	5.4	5.4	5.5	5.4	5.4	5.4	5.4	5.5	5.5	5.4
	270	8.5	6.2	6.3	6.3	6.3	6.5	6.3	6.2	6.2	6.1	6.1	6.0	6.1	6.0
	400	5.5	5.5	5.5	5.4	5.4	5.4	5.4	5.5	5.4	5.4	5.5	5.4	5.5	5.4
	400	8.5	6.4	6.4	6.4	6.5	6.5	6.5	6.5	6.2	6.2	6.2	6.2	6.3	6.3

对比试验的进水中有机磷浓度分别为 270mg/L 和 400 mg/L,其出水的 ORP 值和 pH 值均呈现了负相关的特性。而且随着实验的进行,出水 ORP 值有明显

的下降,渐近于地下水的水土环境,表明土柱本身的 pH 和 ORP 特性对渗滤水的环境具有明显控制作用。

2.1.2 对有机磷降解转化的影响

### 2.1.2.1 土层的磷酸酶活性

已有的研究表明,有机磷在土壤中的矿化过程是在微生物和酶的作用下进行的,矿化速率取决于微生物和磷酸酶的活性<sup>[1]</sup>。磷酸酶是一类催化有机磷化合物矿化的酶,通过破坏 P-O、P-S 和 P-N 等磷脂键使有机磷得到降解并生成简单的无机化合物,其活性高低直接影响着有机磷的分解转化及其生物有效性,可以作为评价磷酸酶催化降解有机磷能力的指标。磷酸酶活性采用 G. Hoffmann 法测定,通过测定酶的作用下基质水解产生的有机部分(酚)的量来表示酶活性,用 100g 土中生成的酚毫克数表示。因土样 pH 值对磷酸酶活性具有重要作用,依据试验中粘性土的 pH

始终在 6.0~6.5 之间,所以测定了酸性磷酸酶的活性来代表土层的酶活性<sup>[2]</sup>。

表 2 列出了进水有机磷浓度为 400 mg/L 时,不同 pH 值对应的土样磷酸酶活性。在 24h 内,由于有机磷毒性的抑制作用占优势,土样中磷酸酶的活性均有一定程度的下降;适应期过后,有机磷通过诱导作用使磷酸酶活性得到提高;在约 168h 之后,两种进水情况下磷酸酶的活性均出现了下降,这是由于水中的有机磷在经过粘土层吸附、降解转化等过程之后浓度大幅降低导致的。总体看来,pH 值较大的进水对应土层中磷酸酶的活性相应较高,即粘性土对有机磷降解转化的能力是随着进水 pH 的增大而增大的。

表 2 土样中酸性磷酸酶活性(mg 酚/100g)

Table 2 Acidic phosphatase activity of soil (mg phenol/100g)

	0h	24h	48h	96h	168h	192h	216h	240h	312h
进水 pH 为 5.5	3.4	3.3	4.1	7.6	12.6	10.9	8.8	7.8	2.4
进水 pH 为 7.0	2.6	2.1	3.7	4.8	14.8	14.1	9.8	6.9	4.0

### 2.1.2.2 有机磷的降解转化

如图 2(a) 所示,进水浓度为 400mg/L、pH 为 7.0 时出水中有机磷的含量变化比 pH 为 5.5 时的波动幅度大;大约 120h 之后,前者出水中的有机磷量出现了明显的下降。由于粘性土是偏酸性的,对于后者来讲微生物适应的时间较短,相比之下前者的水土环境中发生酸碱调节过程,微生物需要较长的适应时间,所以 168h 之前,其土样中磷酸酶的活性低于后者,加上微生物反应的滞后性,导致了约 220h 前,前者出水的有机磷大于后者;但随着其磷酸酶适应性的增强,活性逐渐升高,出水中的有机磷开始明显降低;约 220h 后,前者(进水 pH 为 7.0)出水中有机磷的含量开始低于后者(进水 pH 为 5.5),并持续保持下降的态势;说明了随着进水 pH 的增大有机磷透过粘性土层的能力减小,即 pH 升高时不利于有机磷的下渗。

土样对有机磷的吸附量逐渐增加并达到平衡。pH 为 7.0 的进水在吸附平衡以后土层中的有机磷含量相对 pH 为 5.5 的有机磷含量有较大的变化,吸附量也大于后者。从表 2 看出,前者的磷酸酶活性经过 96h 的适应之后,始终高于后者,说明进水 pH 值增大时,粘性土层对有机磷的吸附能力增强,且降解转化的效果也得到了增强。

由于有机磷被矿化降解最终形成无机磷离子,所以采用  $PO_4^{3-}$  离子作为检测有机磷矿化程度的一个指标。表 3 列出了有机磷浓度为 400mg/L、pH 值不同的

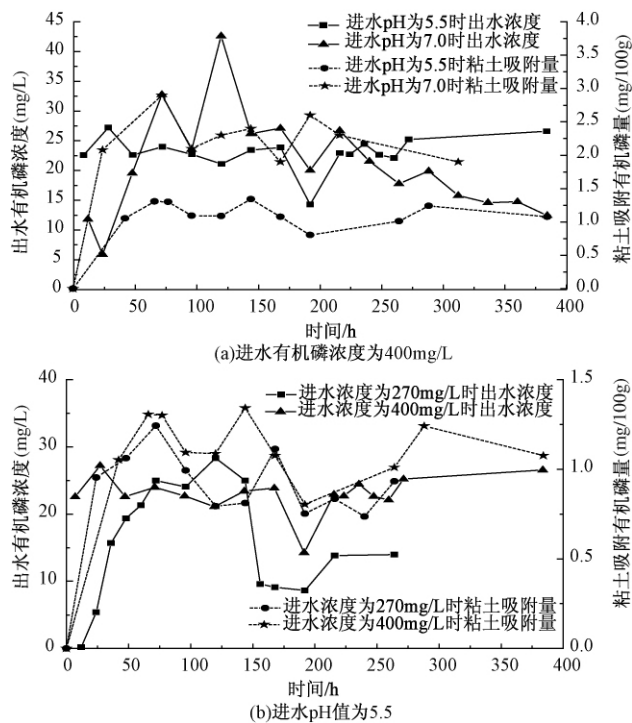


图 2 出水及粘土中吸附有机磷变化曲线图  
Fig. 2 Changing diagram of organophosphor in water sample and clay

两个进水降解前后的磷质量比较;可以看出有机磷在降解前后质量减少超过 90%,但图 3 显示  $PO_4^{3-}$  离子的浓度均小于 1mg/L,另外图 2(a) 显示在约 220h 之后,pH 为 7.0 进水的出水中有机磷的含量开始低于

pH 为 5.5 的进水,且其出水中的  $PO_4^{3-}$  的含量在前期一直低于后者,两者有相近的变化趋势。其原因一方面是有机磷在降解转化的过程中,较高的 pH 值促进了 P-O 和 P-S 键的断裂并生成了其他的中间产物,这些产物继续矿化形成  $PO_4^{3-}$  离子的速率减小;另一方面是 pH 的增大使粘土对  $PO_4^{3-}$  离子的吸附量增加,所以导致

了约 220h 前,进水 pH 为 7.0 的出水中  $PO_4^{3-}$  离子浓度较低,之后有升高且大于后者的趋势。实验证明了进水 pH 值较大时能够促进有机磷的降解,随着时间的进行,形成的中间产物会在磷酸酶的作用下继续矿化并最终形成无机离子,完成较彻底的矿化过程。

表 3 有机磷降解前后的质量比较

Table 3 Comparison of organophosphor quality before and after its degradation

	输入浓度	输入体积	输入质量	输出浓度	输出体积	输出质量	吸附截留物质质量	输出 $PO_4^{3-}$ 量	矿化率 (%)
pH = 5.5	400	10	4 000	25	10	250	3 740	3.5	93.5
pH = 7.0	400	10	4 000	14	10	140	3 850	4.5	96.5

注:浓度单位均为 mg/L,体积单位为 L,质量单位为 mg

### 2.2 进水浓度对降解转化过程的影响

实验对比了进水 pH 为 5.5、有机磷浓度分别为 270mg/L 和 400mg/L 的进水透过粘性土层后的出水和土样中有机磷的含量,如图 2(b) 所示。开始的 50h 里,土层吸附有机磷量逐渐增多,达到饱和后略有下降;总体看来,进水浓度大的土层吸附有机磷量也相对较多。由于粘土吸附对低浓度有机磷的影响较大,所以进水浓度为 270mg/L 的水样中有机磷在开始的一段时间里上升的趋势比较明显,整体变化幅度也较大,200h 以后矿化率达到 95% 左右,比后者的矿化率(93%)略高。

如表 4 所示,前者(浓度为 270mg/L)土样中磷酸酶的活性经小幅降低后逐渐升高,在约 120h 处出现峰值,之后缓慢下降;而后者(浓度为 400mg/L)的酶活性在缓慢上升到约 168h 时出现峰值,之后下降,且幅度较大。由于磷酸酶活性的变化,对应的引起了前者水样中有机磷的含量在 150h 处明显下降,之后略有上

升;后者水样中的含量在约 200h 时明显下降,之后出现回升。这是由于浓度高时有机磷对磷酸酶的毒性作用也比较强烈,微生物需要更多的时间来适应此浓度,此外浓度高时有机磷对磷酸酶的诱导效应也较明显,所以后者酶活性的峰值比前者略高,出现的时间也靠后。比较图 2(b) 中两种进水的矿化率可知粘性土层对于低浓度的有机磷污染具有比较好的去除效果;因此,当污染物浓度升高达到一定程度时弱透水层可能会因为去除效果下降而导致更深层次的地下含水层受到污染。

图 3 反映了不同进水条件下有机磷矿化后形成的  $PO_4^{3-}$  的变化情况,可以看出,进水浓度越大,相应的出水中  $PO_4^{3-}$  的含量也较多,但矿化率下降,浓度为 400mg/L 进水的矿化率为 93%,而浓度为 270mg/L 的矿化率达到 95% 左右;从侧面再次印证了进水有机磷浓度较低时,粘性土层对其有更好的去除效果。

表 4 进水 pH 为 5.5 时不同有机磷浓度条件下土样酸性磷酸酶的活性 (mg 酚/100g)

Table 4 Acidic phosphatase activity in soil with pH is 5.5 and concentration is different

	0h	24h	48h	96h	120h	144h	168h	192h	216h	240h	288h	312h
进水浓度为 270mg/L	3.4	0	6.6	10.9	10.9	9.7	8.9	8.6	8.1	3.7	7.4	
进水浓度为 400mg/L	3.4	3.3	4.1	7.6	4.1	3.3	12.6	10.9	8.8	7.8	1.9	2.4

## 3 迁移转化和阻滞特性的机理分析

### 3.1 迁移转化机理分析

#### 3.1.1 粘土层的吸附作用

有机磷溶液进入粘性土层时,首先会受到粘土强有力的吸附作用。吸附过程主要受到浓度和进水 pH 值的影响。

当进水 pH 值低于粘土时,进水浓度增大,吸附能力会有所增强,但幅度很小,说明低 pH 值对有机磷的吸附具有一定的抑制作用,不利于其在粘土颗粒的附着。进水 pH 升高时粘土的吸附能力有明显的增强;一方面是由于粘土呈弱酸性,进水 pH 高时,  $OH^-$  离子与粘土中的酸性物质发生中和反应,使粘土颗粒表面的空隙结构发生变化,对有机磷的吸附能力增强;另一

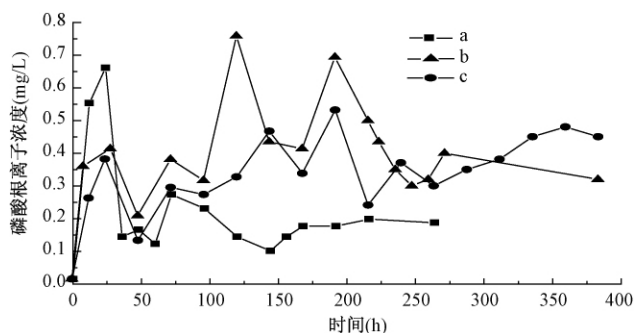


图3 不同进水条件下出水磷酸根离子变化曲线图

Fig.3 Changing diagram of  $\text{PO}_4^{3-}$  in water sample under different polluted water

- a—进水浓度为 270mg/L, pH = 5.5;  
 b—进水浓度为 400mg/L, pH = 5.5;  
 c—进水浓度为 400 mg/L, pH = 7.0

方面是由于有机磷的水解主要发生在磷原子与有机基团连接的单键结构上,  $\text{OH}^-$  取代有机磷农药的有机基团要比  $\text{H}^+$  容易的多<sup>[3]</sup>, 所以较高的 pH 值促进了有机磷的水解, 同时又促进了粘性土对其的吸附。

### 3.1.2 有机磷的转化机理

在渗透通过粘性土层的过程中, 吸附过程使出水浓度得到极大的降低, 随着吸附逐渐达到饱和, 出水浓度开始缓慢的上升; 由于土层中的磷酸酶在经过了有机磷的毒性抑制作用和诱导效应之后活性逐渐增强, 通过破坏磷脂键等使有机磷的毒性降低, 同时形成中间产物并进一步矿化成无机磷离子, 使有机磷得到降解。实验证明, 进水 pH 值、粘土层 pH 值以及进水浓度对有机磷的降解转化起到了关键作用。

较低 pH 值的进水通过粘土层时, 随着浓度的升高, 矿化率略有下降; 进水 pH 值越高, 就越能促进有机磷向吸附态的转化, 矿化率明显上升, 而且较高的 pH 值在完成与粘土的酸碱中和过程之后, 生成的  $\text{PO}_4^{3-}$  离子也明显增多。pH 值对于有机磷矿化率的影响十分明显。其次, 微生物对有机磷毒性的适应是有程度限制的, 进水浓度增大时, 磷酸酶的活性会受到更大的影响, 有机磷向中间产物的转化速率也会相应的变缓, 不利于其降解转化。

### 3.2 粘性土层对有机磷阻滞特性分析

粘性土层的阻滞特性可以用在一定时间内对有机磷的吸附量和有机磷的降解率或者无机磷的生成率等来表征。其首先体现在吸附作用, 由于土层内部具有大量细小的分布均匀的孔隙, 比表面积大, 颗粒与污染物之间除了静电吸附与离子交换外, 还存在大量的物理吸附, 从而加大了粘性土层的吸附能力<sup>[4-8]</sup>。无论

进水有机磷浓度是 270mg/L 还是 400 mg/L, 短时间内减少率均超过 90%。可以看出在开始的一段时间里, 吸附作用对有机磷浓度的降低起到了非常大的作用。

实验采用的粘性土是偏酸性的, 从图 2(a) 可以看出进水 pH 为 5.5 时, 出水有机磷的浓度较为平缓, 约为 25mg/L 左右, 去除率达到 93.5% 左右; 当 pH 值调整为 7.0 时, 出水有机磷含量在渐增之后持续下降, 去除率达到 96.5% 以上。此时粘性土层对有机磷的阻滞性能比较明显, 且阻滞效果随着 pH 的增大得到了进一步增强。

图 2(b) 显示进水浓度为 270mg/L 的出水中有机磷经过一段增长之后回落至 14 mg/L 左右, 去除率约为 95%, 稍大于浓度为 400mg/L 的 93.5%。可见当进水的 pH 值低于粘性土层时, 粘性土层对于较高浓度进水的有机磷去除率偏低, 但差距不大; 此时, 粘性土层对其的阻滞效果相近, 阻滞效果与进水浓度的大小没有显著的相关性特征。

## 4 结论

(1) pH 较低的污染水通过酸性的粘性土层时, 迁移能力较 pH 为碱性时强, 土层的阻滞作用相应减弱, 其中的有机磷迁移率可达到 5% 以上。

(2) 磷酸酶的活性与 pH 的大小呈正相关关系, pH 越大, 磷酸酶的活性越强, 对有机磷的分解作用越强, 渗透液中有有机磷的浓度越低。

(3) pH 较大时有机磷在弱透水层中的衰减率较大, 粘性土层对其的吸附能力较强, 使其透过粘性土层的穿透能力降低, 不容易下渗污染深层地下水。

(4) 进水浓度不同时, 矿化率近似相同; 浓度高时, 通过弱透水层的剩余浓度也相对较高。

### 参考文献:

- [1] 赵少华, 宇万太, 张璐, 等. 土壤有机磷研究进展 [J]. 应用生态学报, 2004, 15 (11): 2189 - 2194. [ZHAO S H, YU W T, ZHANG L, et al. Research advance in soil organic phosphorus [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15 (11): 2189 - 2194. (in Chinese) ]
- [2] 方晓航, 仇荣亮. 有机磷农药在土壤环境中的降解转化 [J]. 环境科学与技术, 2003, 26 (2): 57 - 59. [FANG X H, QIU R L. Degradation of Organophosphorus Pesticides in Soil Environment [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 26 (2): 57 - 59. (in Chinese) ]

- [ 3 ] 赵兰坡,姜岩. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨 [J]. 土壤通报, 1986, 12(3):138 - 141. [ZHAO L P, JIANG Y. Research of measuring method for phosphatase activity in soil [J]. Chinese Journal of Soil Science, 1986, 12(3):138 - 141. (in Chinese) ]
- [ 4 ] Chandana K, Du H W, Ji H F, et al. Organophosphorus hydrolase multilayer modified microcantilevers for organophosphorus detection [J]. Biosensors and Bioelectronics, 2006, 22: 2636 - 2642.
- [ 5 ] 王黎明,徐冬梅,陈波,等. 外来污染物对土壤磷酸酶影响的研究进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(5):11 - 16. [WANG L M, XU D M, CHEN B, et al. Effects of external contaminants on soil phosphatase [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2004, 5(5):11 - 16. (in Chinese) ]
- [ 6 ] Kramer S, Green D M. Acid and alkaline phosphatase dynamics and their relationship to soil microclimate in a semiarid woodland [J]. Soil Biological and Biochemistry 2000, 32(2):179 - 188.
- [ 7 ] 赵海卿,张哲寰,陈艳丽. 松嫩平原地下水位下降与环境负效应 [J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(1):126 - 130. [ZHAO H Q, ZHANG Z H, CHEN Y L. Lowering of groundwater level and its negative environment effects in the Songnen Plain [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2010, 24(1):126 - 130. (in Chinese) ]
- [ 8 ] 耿玉清,白翠霞,赵广亮,等. 土壤磷酸酶活性及其与有机磷组分的相关性 [J]. 北京林业大学学报, 2008, 30(增1):139 - 143. [GENG Y Q, BAI C X, ZHAO G L, et al. Soil phosphatase activity and its correlation with composition of organic phosphorus [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2008, 30(S1):139 - 143. (in Chinese) ]

## A study of the transportation of organophosphor through an aquitard

SONG Ding-feng<sup>1</sup>, LI Xu-qian<sup>1</sup>, LI Hong-yan<sup>2,3</sup>, ZHU Ya-ning<sup>1</sup>, GUO Li-li<sup>1</sup>

(1. College of Environment and Resources, Jilin University, Changchun 130026, China;

2. Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China;

3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

**Abstract:** Organophosphor was put on pressure to permeate the cohesive soil in this experiment, for simulating the process of organophosphor leakage permeating the Aquitard, in order to explore the rule of attenuation during migrating, mechanism of degradation and conversion and the affective law of kinds of factors. The results indicate that the effect of degradation and conversion will become better with the increase of pH and decrease of concentration of organophosphor; The adsorbance of clay will enhance with the increase of water pH and weaken with the decrease of initial concentration. For acidic solution, the retardation of clay for organophosphor is more rely on the increase of pH instead of the initial concentration of it.

**Key words:** organophosphor; aquitard; rule of transportation and conversion

责任编辑:张若琳