# 污水渗滤土地处理系统中 水力停留时间与出水效果的讨论

何江涛1,段光杰2,张金炳2,汤鸣皋2,钟佐燊2

(1. 中国矿业大学北京校区,北京 100083;2. 中国地质大学水资源与环境工程系,北京 100083)

摘要: 污水渗滤土地处理系统中,水力停留时间与出水效果之间的关系,直接涉及到系统的 大小与出水效果之间的关系. 一般认为各污染组分的去除率与水力停留时间之间符合一级反 应动力学方程. 从微生物生长动力学角度出发,就此问题做了进一步讨论. 结果表明,各污染 组分的出水浓度与水力停留时间之间的关系严格地说,是一种类指数关系,它实际是一条直 线和一条负指数曲线叠加而成,而并非纯指数关系. 实际应用结果表明,不同系统的处理效率 可以通过一级反应速率常数  $K_T$  进行对比评价. 提高系统的处理效率可以围绕反映系统净化 能力的综合指数  $K_T$ ,从提高系统内微生物活性的角度出发,以减小系统的占地及投资. 关键词: 污水土地处理;水力停留时间;出水效果;一级反应动力学. 中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号**: 1000-2383(2002)02-0203-06 作者简介: 何江涛(1974-),男,博士后,2001年中国地质大学(北京)博士毕业,现主要从事 水污染与控制研究. E-mail;jthe@cugb.edu.cn

题在构建湿地(constructed wetlands)、砂滤系统 (sand filter trench)等污水渗滤土地处理系统中研 究得最为广泛[1~14].因为它直接涉及到系统的大小 与出水效果之间的关系.很明显,在达到同样的出水 效果前提下,污水在系统中的水力停留时间越短,系 统规模越小,占地及基建投资越少,效益就越高.国 外学者早在 20 世纪 90 年代初, 就对类似系统进行 了大量研究,并总结出 COD<sub>G</sub>,BOD<sub>5</sub>,NH<sup>+</sup> 等一些 污染组分的去除率与水力停留时间之间符合一级反 应动力学方程,即(1)式,并将其作为构建湿地、砂 滤、芦苇床等一些类似系统的设计准则[1,2]. 这个模 型的得出,实际是将整个系统视作一个"黑箱",通过 大量试验数据拟合得出. 一级反应速率常数  $K_T$  被 认为是一个与温度有关的常数,它的意义并没有阐 述清楚,在理论上缺乏进一步探讨.在此笔者将就这 一问题做进一步探讨.

$$\frac{C_{\rm e}}{C_{\rm o}} = {\rm e}^{-K_{\rm T}t}, \qquad (1)$$

水力停留时间与出水效果之间的关系,这一问 式中: $C_{e}$ 为某指标出水质量浓度,mg/L; $C_{e}$ 为某指 [构建湿地(constructed wetlands)、砂滤系统 标进水质量浓度,mg/L; $K_{T}$ 为一级反应速率常数, d filter trench)等污水渗滤土地处理系统中研  $d^{-1}$ ;t为系统水力停留时间,d.

### 1 模型的建立

从污水土地处理系统的净化机制可以看出,系 统对各种污染组分净化功能的发挥,主要是靠微生 物生长、繁殖、代谢等过程中产生的各种作用来完 成.因此,水力停留时间与出水效果之间的关系这一 问题的研究必须从微生物出发.

根据生化反应动力学,微生物细胞的增长符合 莫诺特(Monod)关系式<sup>[5]</sup>,即:

$$\mu = \frac{\mu_{\max}S}{K_S + S}.$$
 (2)

式中: $\mu$  为微生物比增长速度(d<sup>-1</sup>),即单位时间内 单位质量微生物的增长量,若用 X 表示微生物浓 度,则 $\mu = \frac{1}{X} \cdot \frac{dX}{dt}$ ; S 为基质的质量浓度(mg/L);  $\mu_{max}$ 为在饱和浓度中的微生物最大比增长速度 (d<sup>-1</sup>);K<sub>s</sub> 为饱和常数,其值等于 $\mu = \mu_{max}/2$ 时的基 质浓度.

**收稿日期:** 2001-10-28

基金项目:国家重点基础研究发展规划项目(G1999045706); 国家自然科学基金重点项目(No. 49832005).

一般认为,微生物的比增长速度(µ)和基质的 比降解速度(v)成正比<sup>[5]</sup>,即:

$$\mu = Yv. \tag{3}$$

式中:Y. 微生物生长常数,或产率,即吸收利用单位 质量的基质所形成的微生物增量.

在最大比增长速度下,当 $\mu_{max} = Yv_{max}$ 时,将其与公式(3)代入(2),得基质比降解速度如下:

$$v = \frac{v_{\max}S}{K_S + S}.$$
(4)

式中:v 为基质比降解速度( $d^{-1}$ ),即单位时间内单 位微生物量所降解的基质量, $v = -\frac{1}{X} \cdot \frac{dS}{dt}$ ; $v_{max}$  为 基质最大比降解速度( $d^{-1}$ ); $K_s$  为饱和常数,其值等 于  $v = v_{max}/2$  时的基质质量浓度.

有了上述基础,在对污水渗滤土地处理系统研 究时,我们假设污水在系统中以平稳、等速、不受干 扰的方式下渗,其流动模型符合活塞流动模型基本 假设.由于前述基质比降解速度方程是单一底物、无 抑制条件下导出的,因此也假设系统内为单一组分 影响及无抑制作用,且系统内微生物为固定附着在 载体上,不随污水流动.

根据上述假设,由于活塞流动模型内的参数均 不随时间变化,但却沿着模型轴向位置而变.因此只 能取一微分体积做其物料衡算.在等温条件下,其组 成沿物料流动方向而变化,现取长度为 dl,体积为 dV<sub>R</sub> 的任一微元体积做物料衡算(图 1)<sup>[7]</sup>.

稳态下,对反应组分做衡算.

输入量=输出量+反应量,

 $M_{S} = M_{S} + dM_{S} + dV_{R}v, \qquad (5)$  $btah - dM_{S} = dV_{R}v.$ 

因为  $M_s = -M_{S_0}(1-X_s)$ , 所以  $dM_s = -M_{S_0}dX_s = -dV_{Rv}$ . (6) 对整个模型积分可得:

$$V_R = M_{S_0} \int_0^{X_S} \frac{\mathrm{d}X_S}{\upsilon}.$$
 (7)







又因为: $M_{S_0} = V_0 C_{S_0}$ , $t = V_R / V_0$ , $X_S = 1 - (C_S / C_{S_0})$ , 所以式(7)又可以表示为:

$$t = C_{S_0} \int_0^{X_S} \frac{\mathrm{d}X_S}{v} = \int_{C_S}^{C_{S_0}} \frac{\mathrm{d}C_S}{v} \,. \tag{8}$$

上述各式中 $M_{S_0}$ , $V_0$ , $C_{S_0}$ 为单位时间输入组分 S的质量、体积和浓度, $C_s$ , $X_s$ 为模型出口处组分S 的浓度和其转化率, $V_R$ 为模型的体积,t为组分S 在模型内的停留时间,v为基质消耗速率.将基质比 降解速度方程(4)代入(8)积分可得:

$$v_{\max}t = (C_{S_0} - C_S) + K_S \ln \frac{C_{S_0}}{C_S}.$$
 (9)

此式即为水力停留时间与出水浓度之间的关系 方程,以此我们可以做进一步讨论.

## 2 讨论

从(9)式可以看出:当 $C_s$ >> $K_s$ 时, $v \approx v_{max}$ ,此时(9)式可化为:

$$t=\frac{1}{v_{\max}}\int_{c_S}^{c_{S_0}}\mathrm{d}C_S\,,$$

积分得: $v_{\max}t = C_{S_0} - C_S$ . (10)

(10)式说明,基质出水浓度与水力停留时间是 线性关系.这种情况实际上是基质浓度远远大于基 质的饱和常数,它不会成为限制微生物增长的因素. 此时营养物质十分丰富,微生物比增长速度和基质 比降解速度已经达到最大值,并且不会再随基质浓 度的增加而增大.

当
$$C_{S} \ll K_{S}$$
时, $v \approx \frac{v_{\max}C_{S}}{K_{S}}$ ,此时(9)式可化为: $t = \int_{C_{S}}^{C_{S_{0}}} \frac{K_{S}}{v_{\max}} \cdot \frac{dC_{S}}{C_{S}}$ .

积分得:
$$v_{\max}t = K_S \ln \frac{C_{S_0}}{C_S}$$
, (11)

也即:
$$\frac{C_S}{C_{S_0}} = e^{-\frac{v_{\text{max}}}{K_S}t}$$
. (12)

(12)式表明,基质出水浓度与水力停留时间是 负指数关系,它和前面提到的一级反应动力学方程 模式是一样的.这种情况实际上是基质浓度远远小 于基质的饱和常数,微生物的比增长速度和基质的 比降解速度都随基质浓度的增加呈线性关系增长. 当进水基质浓度恒定时,出水基质浓度则随水力停 留时间的加长而呈负指数关系递减.

当基质浓度处于上述两种情况当中时,出水基 质浓度与水力停留时间的关系即为(9)式,它是由线



图 3 基质质量浓度变化曲线

Fig. 3 Curves of substrate concentration changing
图中曲线 a 的方程为(9)式;曲线 b 的方程为(11)式;曲线 c 的方
程为(10)式;曲线 d 由曲线 a 按负指数方程拟合得出

性部分和指数部分两部分叠加组成. 从图 2 可以看 出,在实际污水处理过程中,可以将基质浓度变化过 程分为 3 个阶段. 初始阶段 I,污水进入系统的前 期,通常基质浓度远远高于基质饱和常数,因此可以 近似认为是一种线性关系;中期 II,随着基质浓度的 降低,不再满足 Cs>>Ks 条件,此时,基质浓度的 降低是按方程(9)进行的;后期 III,随着基质浓度的 降低是按方程(9)进行的;后期 III,随着基质浓度进 一步降低,满足了 Cs<<Ks 条件,又可以近似认为 是一种负指数关系. 因此严格地说,出水基质浓度与 水力停留时间并非负指数关系. 从图 3 可以看出,曲 线 a 是曲线 b 和直线 c 叠加得出. 曲线 a 与b、c 相差 很大,只有当趋向于曲线两端的极限情况下,才分别 和直线 c、曲线 b 相吻合. 另外一条曲线 d 是由曲线 a 按负指数方程拟合得出的,也即实际中经常用到的一 级反应动力学方程. 它比曲线 b 要接近于曲线 a.

图 4 是 K<sub>s</sub> 值固定, v<sub>max</sub> 值变化时得出的一组曲 线.可以看出 v<sub>max</sub> 越大, 基质浓度降低越快, 以一级 反应动力学方程拟合的相关系数越高, 分别为: 0.995 4, 0.995 7, 0.996 9, 0.997 6, 0.998 2.图 5 是 v<sub>max</sub>值固定, K<sub>s</sub> 变化时得出的一组曲线.可以看出, K<sub>s</sub> 越小, 基质浓度降低越快, 以一级反应动力学方 程拟合的相关系数越低, 分别为: 0.999 0, 0.998 3, 0.996 6, 0.992 9, 0.981 0.值得注意的是, 这里拟合





Fig. 4 Curves of substrate concentration changing when  $v_{max}$  changing



图 5  $v_{max}$  值固定, $K_s$  值变化时的曲线



出的指数方程与按 $\frac{C_s}{C_{s_0}} = e^{-\frac{v_{max}}{K_s}t}$ 计算得出的方程并不 相同.虽然它们还是比实际方程有所夸大,但是更接 近于实际曲线,这说明 $K_s$ 与 $v_{max}$ 的变化也会影响拟 合程度的高低.尽管如此, $K_s$ , $v_{max}$ 对曲线变化趋势 的影响还是和方程 $\frac{C_s}{C_{s_0}} = e^{-\frac{v_{max}}{K_s}t}$ 一致的,即: $v_{max}$ 越 大, $K_s$ 越小, $K_T$ 值越大,曲线越靠近坐标轴,基质 浓度下降也越快.因此笔者认为,单纯利用 $\frac{v_{max}}{K_s}$ 值对 不同系统进行定性对比,评价系统净化能力的高低 还是完全可以的.

需要指出的是,(9)式的推导是在理想条件下, 单纯考虑微生物的作用得出的.实际运行的系统并 非如此,对各污染组分的去除还包括过滤、吸附等其 他作用.这些作用的发挥将进一步增强系统的净化 能力.但是否可以用一级反应动力学方程完全替代 方程(9)式.笔者认为应视具体情况,综合考虑基质 浓度、基质饱和常数、最大比降解速度等对拟合程度 的影响.如果一味地套用一级反应动力学方程,结果 很可能是计算出的 K<sub>T</sub> 值偏高,所需水力停留时间 偏小,尤其是在高浓度有机废水处理时必须注意这 一点.对于一般浓度不是很高的生活污水,是否可以 用一级反应动力学方程替代,误差有多大,由于缺少 K<sub>s</sub>,v<sub>max</sub>的有关数据,目前还很难作出准确的回答. 不管怎样,(9)式的变化趋势与一级反应动力学方程 是一致的.因此,国际上目前比较通用的做法,还是 采用一级反应动力学方程,通过一级反应速率常数 K<sub>T</sub>来反映整个系统的处理效率,评价系统的优劣的.

#### 3 实例说明

为了便于与他人资料对比,在对涿州野外人工 构建快速渗滤系统(constructed rapid infiltration system,简称 CRI 系统,它也是污水渗滤土地处理 系统的一种)现场工程试验结果拟合计算中,仍采用 一级反应动力学方程进行.

涿州试验结果表明 CRI 系统在水力负荷提高 到 2.943 m/d 的情况下,约为一般 RI 系统最大水力 负荷的 8.3 倍,仍能得到比较好的去除效果.  $COD_{cr}$ ,BOD<sub>5</sub> 去除率分别为 70%~90%,70%~ 80%.TN,NH<sup>+</sup> 的去除率分别为 70%~95%,80%~ 95%.通过计算污水在系统中的总滞留时间约为 3.38 d,从进水到出水共设 5 个取样孔,污水到达各 取样孔的水力留时间分别为 0.07,0.11,0.42, 1.81,3.38 d.通过计算拟合得出不同污染组分的一 级反应动力学方程,以及一级反应速率常数,如下:  $COD_{cr}: C_e = e^{-12.864t}, C_0 = 63.644, R^2 = 0.9351,$ 

 $K_T = 12.864.$ 

BOD5: 
$$C_{\rm e} = e^{-16.397t}$$
,  $C_0 = 28.086$ ,  $R^2 = 0.927$ ,

 $K_T = 16.397.$ 

TN: $C_e = e^{-4.544t}$ ,  $C_0 = 9.723$ ,  $R^2 = 0.9812$ ,  $K_T = 4.544$ .

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: $C_e = e^{-5.040 t}$ ,  $C_0 = 12.681$ ,  $R^2 = 0.9645$ ,  $K_T = 5.040$ .

其中:R<sup>2</sup>.相关系数,其余各符号意义同前.

从上述拟合计算结果及国外一些学者的研究数据(表1)可以看出,CRI系统的 $K_T$ 值要比国外类似系统的 $K_T$ 值要高出一个数量级.这说明在相同的原水水质、水量条件下,并且达到同样的出水水质要求,CRI系统需要的水力停留时间要远小于其他系统,从而系统的规模及占地也要小得多.同样,也说明了CRI系统的污染组分去除能力要远远高于地下渗滤(subsurface flow,简称 SF)、地表渗流(free water surface,简称 FWS)等构建湿地系统.此即通过 $K_T$ 值对比评价系统效率的意义所在.

#### 表 1 国外一些构建湿地系统及本试验的一级反应速率常 数对比

 
 Table 1
 Comparison of the first order rate constants of some foreign constructed wetlands and this experiment

系统类型	研究组分	$K_T/d^{-1}$	研究者
潜流湿地(SF)	BOD <sub>5</sub>	1.104	Reed 等 <sup>[9]</sup>
表面流湿地(FWS)	BOD <sub>5</sub>	0.678	
SF 分批流	BOD <sub>5</sub>	2.9	
SF 无植物	BOD <sub>5</sub>	2.8	Burgoon 等[10]
SF 连续流	BOD <sub>5</sub>	5.0	
构建湿地(CW)	Ν	0.218~0.086	Gale 等 <sup>[12]</sup>
构建湿地(CW)	$NH_4^+$	0.497	Kemp 等 <sup>[13]</sup>
潜流湿地(SF)	COD <sub>Cr</sub>	0.11	
潜流湿地(SF)	TN	0.06	Wittgren 等 <sup>[14]</sup>
潜流湿地(SF)	TP	0.28	
	COD <sub>Cr</sub>	12.864	
人工构建快速渗滤	BOD <sub>5</sub>	16.397	자네 가지 않는 것이 같이 많이
系统(CRI)	TN	4.544	例加低塑
	NH <b></b> ‡	5.040	

在国外大多数文献中,人们总是将一级反应速 率常数  $K_T$  看成一个与温度有关的常数. 笔者认为 这是片面的,应当说它是反映系统处理能力总和的 一个综合指数. 由于系统内主要净化功能是靠微生 物来完成,所以微生物活性大小对于综合指数的影 响很大. 从前面的讨论可以看出  $K_T$  可以用<sup> $v_{max}$ </sup> 近 似,而  $v_{max}$ , $K_s$  的大小均与微生物的种类活性有关. CRI 系统之所以比构建湿地等系统处理能力高,笔 者认为主要在于 CRI 系统在系统复氧方面采取了 措施,加强了系统的复氧,从而使微生物的活性大大 提高,加快了有机物的好氧微生物降解以及氨氮的 硝化作用进行. 同时,CRI 系统还加大了系统的厌氧 带,以保证反硝化作用比较顺利彻底地进行.

CRI系统的经验告诉我们,根据水力停留时间 与出水效果之间的关系,可以围绕反映系统净化能 力的综合指数 K<sub>T</sub>,依据污水渗滤处理系统的设计 原则,从提高系统内微生物活性的角度出发,来提高 系统的处理效率,从而减小系统的占地及投资.

# 4 结论

污水渗滤土地处理系统中,各污染组分的出水 浓度与水力停留时间之间的关系严格地说,是一种 类指数关系,它实际是一条直线和一条负指数曲线 叠加而成,而并非纯指数关系.是否可以用一级反应 动力学方程近似替代,应视具体情况综合考虑基质 浓度、基质饱和常数、最大比降解速度等对拟合程度 的影响.不同系统的处理效率可以通过一级反应速 率常数 K<sub>T</sub>进行对比、评价.提高系统的处理效率可 以围绕反映系统净化能力的综合指数 K<sub>T</sub>,从提高 系统内微生物活性的角度出发,以减小系统的占地 及投资.

#### 参考文献:

- Conley L M. An assessment of the root zone method of wastewater treatment [J]. J Water Pollut Control Fed, 1991, 63(3): 239-247.
- [2] Walter H Z II, Fuller J W. Performance of an artificial wetlands filter treating facultative lagoon effluent at Carville, Louisiana [J]. Water Environ Res, 1993, 65: 46-52.
- [3] 郑西来,邱汉学,荆静,等. 沈抚灌区石油污染土壤恢复 方案的数值模拟[J]. 地球科学——中国地质大学学报, 2000, 25(5): 462-466.

ZHENG X L, QIU H X, JING J, et al. Numerical modeling on elimination of oil polluted soils in Shenyang-Fushun irrigation area [J]. Earth Science — Journal of China University of Geosciences, 2000, 25(5): 462 – 466.

- [4] 马振民,陈鸿汉,刘立才.泰安市第四系水文地质结构对 浅层地下水污染敏感性控制作用研究[J].地球科学 ——中国地质大学学报,2000,25(5):472-476.
  MA Z M, CHEN H H, LIU L C. Controlling effect of Quaternary hydrogeological structure on contaminating sensitivity of shallow groundwater, Taian city [J]. Earth Science — Journal of China University of Geosciences, 2000, 25(5): 472-476.
- [5]张希衡.废水厌氧生物处理工程[M].第一版.北京:中国环境科学出版社,1995.135-141.
  ZHANG X H. Treatment engineering using anaerobic biology for wastewater [M]. First Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 1995.135-141.
- [6] 侯杰,李亚新.具有弱透水层的多层介质含水系统中污染质运移数值模拟研究——以大庆市纳污湖泡区为例 [J].地球科学——中国地质大学学报,2000,25(1): 66-70.

gration in multi-layer media water-bearing system containing aquitard: a case study of Tiebutie pool, Daqing city [J]. Earth Science — Journal of China University of Geosciences, 2000, 25(1): 66-70.

- [7] 威以政,汪叔雄. 生化反应动力学与反应器[M]. 第二版. 北京:化学工业出版社,1999. 226-230.
  QI Y Z, WANG S X. Kinetics of bio-reaction and reactor [M]. Second Edition. Beijing: Chemistry Industry Press, 1999. 226-230.
- [8] 王增银,辛选民,常永生,等. 运城解州地区地下水水 质恶化形成原因及防治[J]. 地球科学——中国地质大 学学报,2000,25(5):477-481. WANG Z Y, XIN X M, CHANG Y S, et al. Formation causes and controlling measures of groundwater quality deterioration in Xiezhou area, Yuncheng city [J]. Earth
  - deterioration in Xiezhou area, Yuncheng city [J]. Earth Science — Journal of China University of Geosciences, 2000, 25(5): 477-481.
- [9] Reed S C, Brown D. Subsurface flow wetlands a performance evaluation [J]. Water Environ Res, 1995, 67: 244-248.
- [10] Burgoon P S, Reddy K R, DeBusk T A. Performance of subsurface flow wetlands with batch-load and continuous-flow conditions [J]. Water Environ Res, 1995, 67: 855-862.
- [11] 付素蓉,王焰新,蔡鹤生,等.城市地下水污染敏感性分析[J].地球科学——中国地质大学学报,2000,25(5): 482-486.

FU S R, WANG Y X, CAI H S, et al. Vulnerability to contamination of groundwater in urban regions [J]. Earth Science — Journal of China University of Geosciences, 2000, 25(5): 482-486.

- [12] Gale P M, Reddy K R, Graetz D A. Nitrogen removal from reclaimed water applied to constructed and natural wetland microcosms [J]. Water Environ Res, 1993, 65: 162-168.
- [13] Kemp M C, George D B. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal [J]. Water Environ Res, 1997, 69: 1254-1262.
- [14] Wittgren H B, Mæhlum T. Wastewater treatment wetlands in cold climates [J]. Wat Sci Tech, 1997, 35 (5): 45-53.

HOU J, LI Y X. Numerical simulation of pollutant mi-

# Discussion on Hydraulic Loading and Effluent Effect in Wastewater Infiltration land Treating Systems

HE Jiang-tao<sup>1</sup>, DUAN Guang-jie<sup>2</sup>, ZHANG Jin-bing<sup>2</sup>, TANG Ming-gao<sup>2</sup>, ZHONG Zuo-shen<sup>2</sup> (1. China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China; 2. Department of Water Resources and Environmental Engineering, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: In the wastewater infiltration land treating systems, the relation between hydraulic residence time and effects of effluent is directly associated with the relation between system scale and effects of effluent. The relation between pollutants' removals and hydraulic residence time following first order dynamic equation is commonly accepted. This paper further discusses this question from the point of microorganism increasing dynamics. Results show that, strictly speaking, the relation between concentrations of different pollutants in effluent and hydraulic residence time is an analogous exponential relation, but actually, its curve shows a superposition of a straight line and a negative exponential curve, but not a pure negative exponential curve. Application results verify that, treating efficiency of different systems can be compared and evaluated by the first order rate constants,  $K_T$ . To improve the treating efficiency and reduce the land using and investment, we can adopt measures to improve the activities of microorganisms around the first order rate constants,  $K_T$ , integrated indexes reflecting the purifying capability of different systems.

Key words: wastewater land treatment; hydraulic residence time; effect of effluent; first order dynamics.