

2种典型餐厨垃圾资源化处理工艺的环境影响分析

杜欣¹ 陈婷² 李欢² 任连海³ 金宜英^{2*}

(1. 中国建筑西南设计研究院有限公司, 成都 610081; 2. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084;
3. 北京工商大学化学与环境工程学院, 北京 100037)

摘要 为了评估餐厨垃圾资源化处理工艺对环境的影响, 运用生命周期评价的方法, 比较了2种典型的资源化处理工艺——好氧堆肥和湿热处理对环境的影响。结果表明, 2种餐厨垃圾资源化处理工艺对全球变暖、生态毒性、酸化和富营养化的影响各有不同。其中, 好氧堆肥对全球变暖的贡献较大, 碳排放为 337.7 kg CO₂ eq./t。湿热处理为 163.1 kg CO₂ eq./t。在环境影响负荷方面, 湿热处理工艺中的高能耗加重了毒性的影响。但由于其对环境的酸化、富营养化的不利影响较小, 湿热处理的环境影响负荷总值是好氧堆肥的 62.5%。总体上, 湿热处理是一种对环境影响较小的餐厨垃圾处理工艺。

关键词 餐厨垃圾 好氧堆肥 湿热处理 生命周期评价

中图分类号 X705 **文献标识码** A **文章编号** 1673-9108(2010)01-0189-06

Environmental impact analysis of two typical restaurant garbage regeneration technologies

Du Xin¹ Chen Ting² Li Huan² Ren Lianhai³ Jin Yiyi²

(1. China Southwest Architectural Design and Research Institute Corp. Ltd., Chengdu 610081, China;
2. Department of Environmental Sciences and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China;
3. School of Chemical and Environmental Engineering, Beijing Technology and Business University, Beijing 100037, China)

Abstract To evaluate the environmental impacts of restaurant garbage recovery process, life cycle assessment (LCA) was used to compare the two recovery processes——composting and thermal hydrolysis——and estimate energy consumption and pollutant emissions. The results showed that the efficient processes were different in global warming, ecotoxicity, acidification and eutrophication, impact category. It was evaluated that the composting made greater contribution to global warming, reaching 337.7 kg CO₂ eq./t, and the thermal hydrolysis was 163.1 kg CO₂ eq./t. In contrast, the thermal hydrolysis imposed more impact in ecotoxicity due to the large energy consumption. But the total environmental impacts of thermal hydrolysis was about 62.5% times compared to composting as a result of less effect on the other three categories of acidification, eutrophication, and global warming. Generally speaking, the thermal hydrolysis was an effective regeneration process with less environmental impacts.

Key words restaurant garbage; composting; thermal hydrolysis; life cycle assessment

随着我国城市化进程的加快和人民生活水平的提高, 餐厨垃圾已经成为城市生活垃圾的重要组成部分。餐厨垃圾在收集和运输过程中易腐烂, 会降低垃圾储存、输送、破碎和分离效率, 高含水率、高有机质含量和高氯含量的特性也不利于其进行填埋或焚烧处理^[1], 因此, 餐厨垃圾单独处理成为目前城市生活垃圾处理的重要趋势。餐厨垃圾处理方法包括高温好氧堆肥、厌氧发酵、蚯蚓处理、干燥热处理和湿热处理等, 但是对这些处理技术的二次污染和能源消耗还缺乏深入研究。因此, 为了推动餐厨垃

圾处理工作的开展, 需要科学评价不同餐厨垃圾处理方法的环境特性。

在餐厨垃圾的处理方法中, 堆肥处理和湿热处理

基金项目:“十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAC02A18); 江苏省科技支撑计划项目(BE2008611)

收稿日期:2009-03-01; **修订日期:**2009-04-21

作者简介:杜欣(1982~), 男, 硕士, 工程师, 主要从事固体废物处理研究工作。E-mail: dua5@xnjz.com

* 通讯联系人, E-mail: jinyi@tsinghua.edu.cn

理是目前2种代表性资源化处理技术,且已实现规模化实践。堆肥处理技术起源较早,主要是利用微生物的新陈代谢活动将垃圾中的有机质转化为易于被动植物利用的饲料或肥料,并产生甲烷等可燃气体,从而实现物质和能量的循环利用。其初始投资低,运行管理简单,同时产生具有一定经济效益的副产品,具有一定的市场前景。近些年来,不同处理系统中的食品垃圾的堆肥处理引发了研究者们广泛的兴趣^[2-7]。湿热处理技术是一种应用最早,效果可靠,普遍适用的灭菌和有机物处理技术。其通过加热垃圾中的水分实现湿热环境,有效杀灭病菌,去除异味,同时通过热水解反应,引发有机物一系列的物理化学变化,促进固体脂肪的溶出,最终制成饲料原料或肥料原料,而且可以同时回收餐厨废油^[8]。

本研究针对这2种典型餐厨垃圾处理技术,引入生命周期评价方法,通过对工艺处理产品、生产工艺过程中能量和物质利用以及废物排放对环境造成的压力进行辨识和量化,形成客观评价,从而为管理部门和运营企业决策提供依据。

1 对象和方法

1.1 评价对象

堆肥和湿热水解2种处理过程操作参数分别取北京市南宫餐厨垃圾处理厂和董村餐厨垃圾处理厂。此外,由于餐厨垃圾处理后的剩余废物均与生活垃圾混合进行填埋,故填埋过程的排放参考生活垃圾填埋排放数据。

堆肥系统的处理工艺如图1(a)所示。分选出的餐厨垃圾经过固液分离机,分离出的固体物质和絮凝脱水产生的污泥作为堆肥原料,进入堆肥系统,输入该系统的餐厨垃圾约有32%被转化成为肥料,堆肥处理后筛下物进行填埋;液态物送入油水分离器回收油脂。处理过程中产生的污水通过厌氧生物处理、好氧生物处理及膜法过滤等工艺,使污水处理达到《北京市水污染物排放标准》规定的三级排放标准。处理过程中产生的气体集中收集,经生物除臭系统处理后达标排放。

本研究采用邢汝明等^[9]提供的堆肥特性参数评价该过程的环境排放,餐厨垃圾含水率85%,C、N、O和S的含量(湿基)分别为7.20%、0.39%、5.64%和0.06%。每吨餐厨垃圾经过最初的分拣、脱水等流程,进入好氧堆肥过程的餐厨垃圾为0.704 t,即占原始收集的餐厨垃圾70.4%的有机物进入了堆肥过程,通过添加辅料含水率由最初的85%变为65%。输入物质(餐厨垃圾和辅料)与输

出物质(废物和肥料)的固体部分差值为降解固体,降解固体中约有2/3的C变为CO₂,13.16%的N转化为NH₃^[10],通过计算可知CO₂、NH₃的排放量分别为每吨餐厨垃圾289.2 kg和1.02 kg。

$$m_{\text{CO}_2} = M_{\text{餐厨垃圾}} \times C_1 \times C\% \times \frac{2}{3} \times \frac{M_{\text{CO}_2}}{M_C}$$

$$= 1 \times 70.4\% \times \frac{35\%}{15\%} \times 7.2\% \times \frac{2}{3} \times \frac{44}{12}$$

$$= 289.23 \text{ kg/t} \quad (1)$$

$$m_{\text{NH}_3} = M_{\text{餐厨垃圾}} \times C_1 \times N\% \times 13.16\% \times \frac{M_{\text{NH}_3}}{M_N}$$

$$= 1 \times 70.4\% \times \frac{35\%}{15\%} \times 0.39\% \times 13.16\% \times \frac{17}{14}$$

$$= 1.02 \text{ kg/t} \quad (2)$$

式中:

$M_{\text{餐厨垃圾}}$ ——餐厨垃圾的质量(t);

C_1 ——进入堆肥过程的餐厨垃圾占原始收集量的质量百分数,本文中为70.4%;

$C\%$ ——进入堆肥过程餐厨垃圾的C含量,本文中含水率的变化导致C含量变为16.8%;

M_{CO_2} ——CO₂的分子质量,为44;

M_C ——C的分子质量,为12;

$N\%$ ——进入堆肥过程餐厨垃圾的N含量,同C%,本文中含水率的变化导致N含量变为0.91%;

M_{NH_3} ——NH₃的分子质量,为17;

M_N ——N的分子质量,为14。

假定90%的NH₃都被堆肥系统中的生物除臭装置去除,而好氧堆肥过程所排放气体中NH₃、NO_x、H₂S和SO₂的质量比为162.7:0.2:3.01:0.41^[11]。因此,根据已计算出的NH₃的排放量,可得到NO_x、H₂S和SO₂的排放量。废物填埋过程中的污染排放和能量消耗则根据北京市安定垃圾填埋场的实际运行数据进行估算。

湿热水解系统如图1(b)所示。餐厨垃圾经过湿热处理后进入固液分离机,固体物料调节含水率至50%后进行好氧堆肥,待达到生物稳定后作有机肥料,其好氧堆肥部分的环境排放算法如南宫餐厨垃圾处理厂的好氧堆肥部分,液体部分回收油脂,生产肥料,其余废物运往北京市北神树垃圾填埋场进行最终处置。根据餐厨垃圾处理厂工艺设计指标进行估算,湿热处理部分的能量消耗为36 kWh/t餐厨垃圾,气体污染物只有CO₂和NH₃。

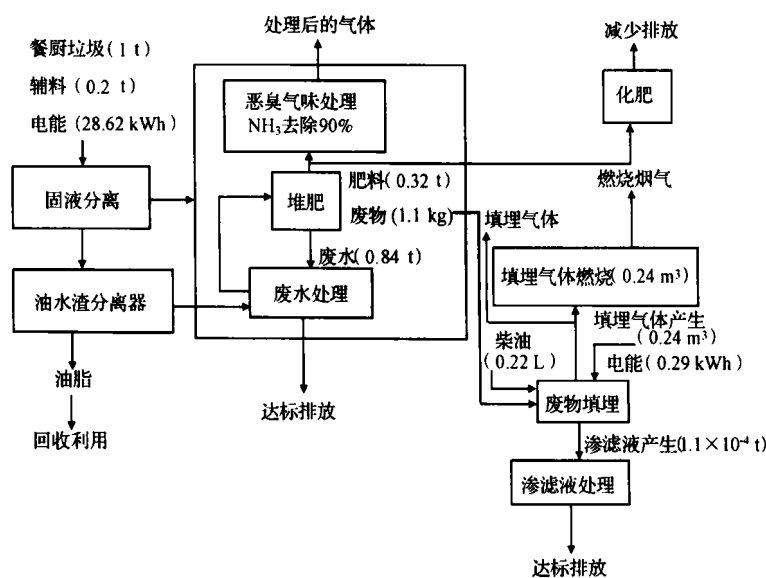
1.2 评价方法

将生命周期评价引入餐厨垃圾的资源化处理系统,目的在于将现行的餐厨垃圾资源化处理系统对

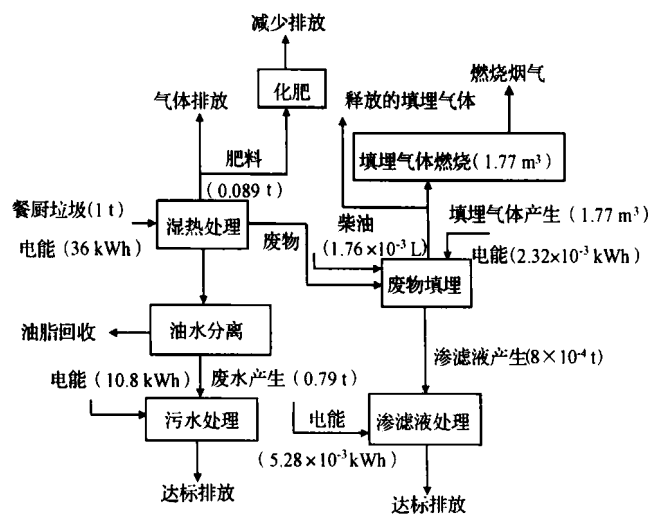
环境的综合影响进行评价、比较,得出较为全面、客观和合理的评价结果,为决策者提供餐厨垃圾可持续发展的有效依据。

生命周期清单不仅包含系统消耗的能源、处理过程和废物处置产生的环境负担,还包括生产替代产品所节约的能源。如果一种产品,例如电能、肥料或饲料替代了外部系统的需求,那么该产品要包含于系统带来的收益。采用 IWM-2 型模型计算 2 种处理方法^[12]生命周期清单所消耗的燃料和电能,采用国家统计局 2007 年发布的我国电力构成(火电 82.85%、水利 15.24% 和核能 1.91%)数据评估餐

厨垃圾处理系统的电耗。如果系统发电量超出了其自身所需电能,这些电能可以根据国家电网的建设和操作利润得以计算。在本研究中,散点收集和运输步骤被排除在系统边界之外,这是由于这些单元消耗的水资源、化学物质以及处理系统的建设和损耗所带来的环境负担相对较小,可以忽略^[13,14]。根据田纳西大学法^[12],所有预测的环境负担被分为 4 个类别的影响:全球变暖(GWP_{100} ,以 $kg\ CO_2\ eq./t$ 计)、生态毒性(IS_{A0} ,以 $kg\ 1,4\text{-DCB}\ eq./t$ 计)、酸化(AP ,以 $kg\ SO_2\ eq./t$ 计)、富营养化(EP ,以 $kg\ PO_4^{3-}\ eq./t$ 计)。



(a) 好氧堆肥



(b) 湿热处理

图 1 北京市餐厨垃圾资源化处理工艺的各单元环境排放参数

Fig. 1 Environmental emission parameters of the recovery process of restaurant garbage in Beijing

2 结果与讨论

2.1 2 种资源化处理工艺的环境影响

由图 1 可以得到好氧堆肥和湿热处理 2 种资源化处理工艺的生命周期清单结果,如表 1 所示,采用环境问题的当量因子法描述该生命周期清单的环境影响,结果如表 2 所示。在全球变暖类别中,湿热处理的结果对环境的影响小于好氧堆肥,这是由于选用的湿热处理技术是基于热水解技术的处理系统,

该系统的主要操作工艺并不直接产生 CO₂、CH₄ 等温室气体,而进入后续堆肥工艺的量也有了明显的减少,产生的气体量自然会少。然而好氧堆肥技术则给全球变暖带来了更重负担(对全球变暖的影响约为湿热处理的 2 倍),这个结论是合理的,因为餐厨垃圾中有机物含量高,采用直接堆肥处理技术,微生物的分解作用会产生大量的 CO₂ 和 CH₄ 等温室气体。可见,对于餐厨垃圾处理,湿热处理对全球变暖的影响较小。

表 1 北京市餐厨垃圾资源化处理工艺的生命周期清单
Table 1 LCI results of the recovery process of restaurant garbage in Beijing

项 目	大气污染物环境排放量(g/t)		项 目	水体污染物环境排放量(g/t)	
	堆肥处理	湿热处理		堆肥处理	湿热处理
SS	6.29E+01	7.09E+01	BOD	3.58E+01	1.44E+02
CO	1.21E+01	9.62E+00	COD	9.38E+01	3.19E+02
CO ₂	3.30E+05	1.42E+05	SS	2.40E+01	1.62E+02
CH ₄	1.59E+02	6.85E+02	TOC	3.10E-01	2.48E-01
NO _x	1.01E+02	1.00E+02	AOX	1.15E-04	8.61E-05
N ₂ O	2.49E-01	2.64E-01	Chlor·HC	2.86E-05	2.25E-05
SO _x	1.86E+02	2.07E+02	Phe	4.16E-03	3.22E-03
HCl	9.83E+00	1.11E+01	Al	1.63E+01	1.85E+01
HF	9.09E-01	1.03E+00	NH ₃	8.34E+01	3.19E+01
NH ₃	1.02E+02	6.49E+01	As	3.30E-02	3.73E-02
H ₂ S	1.89E+01	6.15E+00	Ba	1.38E+00	1.54E+00
Chlor·HC	9.40E-07	1.06E-06	Cd	8.77E-04	9.79E-04
Cd	4.51E-04	5.09E-04	Cl	1.18E+02	1.28E+02
Cr	1.46E-06	1.06E-05	Cr	1.64E-01	1.85E-01
Pb	3.94E-03	4.43E-03	Cu	8.79E-03	9.91E-03
Mn	2.48E-03	2.81E-03	CN	2.89E-04	2.83E-04
Hg	1.48E-03	1.67E-03	Fe	4.44E+01	5.03E+01
Ni	9.50E-03	1.04E-02	Pb	8.26E-02	9.34E-02
Zn	1.18E-02	1.32E-02	Hg	6.07E-04	6.10E-04
			Ni	8.26E-02	9.34E-02
			NO ₃ ⁻	4.09E-01	4.55E-01
			PO ₄ ³⁻	9.80E-01	1.11E+00
			SO ₄ ²⁻	1.62E+02	2.42E+02
			TP	5.90E-01	7.90E+00
			Sulf	9.61E-04	7.33E-04
			Zn	1.65E-01	1.86E-01

表 2 北京市餐厨垃圾资源化处理工艺的环境影响
Table 2 Environmental impacts of the recovery process of restaurant garbage in Beijing

项 目	全球变暖 (kg CO ₂)	酸化 (kg SO ₂)	富营养化 (kg PO ₄ ³⁻)	生态毒性 (kg 1,4-DCB)
好氧堆肥	3.377E+02	0.599	0.080	0.124
湿热处理	1.631E+02	0.579	0.056	0.139

近年来,从清洁发展机制(CDM)的角度来看,全球变暖变得愈发重要。严格意义上,由于生物作用产生 CO₂ 的过程是生物降解垃圾自然过程的必然结果,因此一些学者认为,填埋过程中通过生物作用产生的 CO₂ 无需计入全球变暖影响^[15,16]。目前,在 CDM 领域中,该结论被广泛应用于其他与生物降解垃圾相关的处理过程。因此,建立在餐厨垃圾中全部碳元素均为生物碳的假设基础上,将 CO₂ 划分为生物 CO₂ 和化石 CO₂。所以堆肥过程包括填埋过

程中产生的 CO_2 同样被认为是源自生物作用的。将生物 CO_2 排除在全球变暖类别之外后,影响结果发生了根本性改变,如图2所示。堆肥处理比湿热处理系统对全球变暖的影响减少得更明显,在这2个系统中,生物 CO_2 分别占温室气体排放量的87.9%和68.1%。这主要是由于湿热处理要耗费更多的电能,增大了其温室气体排放量。因此以CDM的观点来看,好氧堆肥对全球变暖的不利影响不再显著。

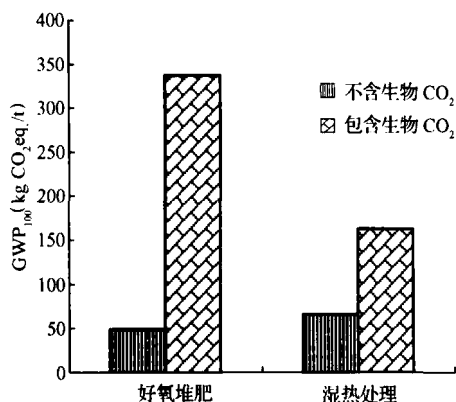


图2 包含生物 CO_2 和未包含生物 CO_2 排放对全球变暖的影响

Fig. 2 Global warming impacts with and without biogenic CO_2 emission

酸化类别中,主要由于本评价系统假定堆肥环节中排放的 NH_3 90% 被生物除臭装置去除,因此好氧堆肥和湿热处理2种工艺表现出的潜在影响相差不多,好氧堆肥工艺略大。虽然湿热处理工艺中堆肥的垃圾量明显减少,其产生的 NH_3 少,但是由于其电耗、油耗大导致燃料消耗所排放的 SO_x 和 NO_x 成为了其酸化影响的主要贡献者。Bovea 等^[16] 以及 Özeler 等^[17] 均表示在餐厨垃圾收集过程中的燃料消耗是酸化的主要贡献者。然而在本研究中,餐厨垃圾的散点收集过程是排除在系统边界之外,因此系统的燃料消耗在这一影响类别中与生命周期关系密切。

通常,由于氮源等有机物的作用,回收系统产生的富营养化影响是其他处理系统的10~20倍。堆肥过程对富营养化的主要贡献为 NH_3 , 这一结论与其他研究结果^[16] 相同;而湿热处理工艺产生的废水中由于含有高浓度的BOD和COD等,其对富营养化的影响也较大。但是由于在2种处理工艺中, NH_3 的量和潜能因子较大,造成好氧堆肥对富营养化的影响要大。虽然有少数研究者表示传统填埋单元对富营养化的主要贡献来自渗滤液^[13,18,19], 然而

填埋渗滤液的处理效率已超过90%,因此其贡献相对来说并不明显。此外,虽然假定餐厨垃圾的回收过程中90%的排放物都被去除,但在真实的处理系统中,恶臭气味问题成为了整个处理过程中难以控制的问题,该过程还包括对未经处理的餐厨垃圾的储存。此外,高浓度废水的处理也成为餐厨垃圾回收中另外一个亟待解决的问题。

至于生态毒性,湿热处理工艺的影响要略大于好氧堆肥。因为生态毒性类别的主要贡献者是水体排放中的镍和钒等金属元素,而这些元素通常会在传统发电过程中产生。同酸化类别相同,餐厨垃圾湿热处理工艺由于其能源消耗较大,对生态毒性有着更大的影响。这一影响可以通过降低能耗、生产取代产品来削减。Suk-Hui Lee 等^[20] 研究发现,通过堆肥工艺制作饲料每处理1t餐厨垃圾相当于减少了5g1,4-DCB,这些副产品可以略微减小生态毒性的影响。另外,通过填埋气体发电也可以明显减少对生态毒性的影响。

2.2 北京市餐厨垃圾资源化处理工艺的环境影响负荷

在中国科学院生态环境研究中心建立的适合中国特定条件的标准化基准的基础上^[21],采用目标距离法分别确定全球变暖、酸化、水体富营养化和生态毒性4种不同环境影响类型的权重,对北京市餐厨垃圾资源化处理工艺的环境影响负荷总值进行计算。好氧堆肥处理工艺对环境的影响负荷为46,是湿热处理(28.75)的1.6倍。虽然生态毒性的权重值(1.99)远大于全球变暖(0.83)、酸化(0.73)以及富营养化(0.73)的权重值,但是在酸化、富营养化,尤其是全球变暖环境效应里,湿热处理的不利影响均要远小于好氧堆肥,因此,湿热处理工艺的环境影响负荷总值要小于好氧堆肥。可见,较好氧堆肥工艺而言,湿热处理是一种对环境影响较小的餐厨垃圾资源化处理工艺。

3 结 论

在本研究中,利用生命周期评价的方法考察了2种典型的餐厨垃圾处理工艺的环境影响。结果表明,湿热处理的环境影响负荷要小于好氧堆肥。尽管由于餐厨垃圾的高含水率,湿热处理的耗电量较大,折算成污染物质排放后导致其在生态毒性效应方面的影响略大。但是由于餐厨垃圾的有机物含量高,尤其是可生物降解的有机物含量达到60%以上,好氧堆肥工艺的环境排放量大,其在全球变暖、酸化、富营养化方面的环境不利影响都要明显大于

湿热处理。

在全球变暖环境影响方面,湿热处理的影响为 $163.1 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. /t}$,相对于好氧堆肥工艺($337.7 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. /t}$)而言,其影响明显较小。但是由于有机物的厌氧发酵产氢属于自然界碳循环的一部分,而且湿热处理电耗、油耗的增加对环境造成了较大的负荷,导致从 CDM 的观点出发扣除生物 CO_2 以后,好氧堆肥的全球变暖的影响不再明显。

但是,值得注意的是,餐厨垃圾中的不可回收物质量会加重餐厨垃圾资源化处理工艺的负担,为了获得最大价值并减少环境负担,有必要从源头将餐厨垃圾进行恰当的分拣,同时还要控制污染物排放,并通过适当的法令提高产品质量。

参考文献

- [1] Wang K. S. , Chiang K. Y. , Lin S. M. , *et al.* Effects of chlorides on emissions of toxic compounds in waste incineration: Study on partitioning characteristics of heavy metal. *Chemosphere*, **1999**, 38(8): 1833 ~ 1849
- [2] Nakasaki K. , Nagasaki K. Degradation of fats during thermophilic composting of organic waste. *Waste Manage. Res.* , **2004** , 22: 276 ~ 282
- [3] Seo J. Y. , Heo J. S. , Kim T. H. , *et al.* Effect of vermiculite addition on compost produced from Korean food wastes. *Waste Manage.* , **2004**, 24: 981 ~ 987
- [4] Cekmecelioglu D. , Demirci A. , Graves R. E. , *et al.* Applicability of optimized in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosyst. Eng.* , **2005** , 91 (4): 479 ~ 486
- [5] Chang J. I. , Tsai J. J. , Wu K. H. Thermophilic composting of food waste. *Bioresource Technology* , **2006** , 97: 116 ~ 122
- [6] Komilis D. P. , Han R. K. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste Manage.* , **2006** , 26: 62 ~ 70
- [7] James I. Chang, Tin-En. Hsu. Effects of compositions on food waste composting. *Bioresource Technology* , **2008** , 99: 8068 ~ 8074
- [8] 任连海. 餐厨垃圾湿热水解处理技术研究与应用. 北京: 清华大学环境科学与工程系博士学位论文, **2006**. 1 ~ 14
- [9] 邢汝明, 吴文伟, 王建民, 等. 北京市餐厨垃圾管理对策探讨. *环境卫生工程* , **2006**, 14(6): 58 ~ 61
- [10] 陈世和, 张所明. 城市垃圾堆肥原理与工艺. 上海: 复旦大学出版社, **1990**
- [11] 柴晓利, 张华, 赵由才, 等. 固体废物堆肥原理与技术. 北京: 化学工业出版社环境科学与工程出版中心, **2005**
- [12] 邓南圣, 王小兵. 生命周期评价. 北京: 化学工业出版社环境科学与工程出版中心, **2003**
- [13] Eriksson O. , Carlsson R. M. , Frostell B. , *et al.* Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, **2005**, 13(3): 241 ~ 252
- [14] Conssonni S. , Giugliano M. , Grosso M. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste, Part B: Emission and cost estimates. *Waste Manage.* , **2005**, 25(2): 137 ~ 148
- [15] Mendes M. R. , Aramaki T. , Hanaki K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resources Conservation and Recycling* , **2004**, 41(1): 47 ~ 63
- [16] Bovea M. D. , Powell J. C. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management* , **2006**, 79(2): 115 ~ 132
- [17] Özeler D. , Yetis Ü. , Demirer G. N. Life cycle assessment of municipal solid waste management method: Ankara case study. *Environment International* , **2006**, 32(3): 405 ~ 411
- [18] Güterca L. P. , Gassó S. , Baldasano J. M. , *et al.* Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources Conservation and Recycling* , **2006**, 49(1): 32 ~ 48
- [19] Hong R. J. , Wang G. F. , Guo R. Z. , *et al.* Life cycle assessment of BMT based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong, China. *Resources Conservation and Recycling* , **2006**, 49(2): 129 ~ 146
- [20] Suk-Hui Lee, Ki-In Choi, Masahiro Osako, *et al.* Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. *Science of the Total Environment* , **2007**, 387: 42 ~ 53
- [21] 郭颖杰. 城市生活垃圾处理系统生命周期评价. 大连: 大连理工大学环境工程系硕士学位论文, **2003**