

## INÍCIO DE OPERAÇÃO DE UM FILTRO ANAERÓBIO E DE UM UASB APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS

Brito, A.G.; Alves, M.A.; Melo, L.; Maia, O.M.; Novais, J.M. (\*)

### SUMÁRIO

Os filtros anaeróbios e os reactores UASB constituem uma das potenciais tecnologias aplicáveis ao tratamento de efluentes industriais. Esta comunicação descreve e analisa o arranque de dois reactores laboratoriais deste tipo aplicados ao tratamento de efluentes solúveis, um constituído por um substrato lácteo e um outro por ácidos gordos voláteis.

**PALAVRAS-CHAVE:** Tratamento de efluentes; sistemas anaeróbios; filtro anaeróbio; UASB; arranque de reactores.

### 1-INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

A tecnologia anaeróbia tem vindo a demonstrar as suas potencialidades para efectuar o tratamento de efluentes industriais em condições economicamente competitivas face a sistemas aeróbios alternativos (Eckenfelder et al., 1988). Os menores custos de energia, a menor produção de lamas secundárias e a facilidade de operação têm sido alguns dos pontos positivos referidos. Em contrapartida, não atinge as normas de qualidade de efluente final que são exigidas para a descarga em águas superficiais em Portugal, conforme estipulado no Decreto-Lei nº 74/90 de 7 de Março mas, mesmo assim, a instalação sequencial de um pós-tratamento aeróbio revela-se economicamente mais compensadora que a utilização única do sistema aeróbio (Eckenfelder et al., 1988). No entanto, os sistemas anaeróbios cumprem, na generalidade, os padrões de rejeição de efluentes industriais para sistemas municipais de tratamento, de acordo com as normas publicadas no Manual de Saneamento Básico, Documento IV.

O filtro anaeróbio e o UASB (acrónimo de *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) são sistemas de tratamento que têm sido aplicados num conjunto de indústrias muito diverso, com resultados largamente positivos (Rozzi, 1988).

Os filtros anaeróbios, inicialmente desenvolvidos por Young et al., 1967, podem ser de fluxo ascendente (como o estudado) ou descendente e contêm um meio de suporte sobre o qual se desenvolve o biofilme. O meio de enchimento deve possuir uma baixa densidade e uma elevada porosidade, para facilitar a colonização pela biomassa.

O UASB deve o seu desenvolvimento no tratamento de efluentes aos estudos efectuados por Lettinga et al., 1977. Basicamente estes reactores constituem uma evolução dos decantadores de leito de lamas utilizados na remoção de sólidos em suspensão. A principal diferença reside na instalação no UASB de

---

Departamento de Engenharia Biológica - CQPA/INIC, Universidade do Minho,  
Largo do Paço 4700 BRAGA

(\*) Lab.de Engenharia Bioquímica, IST, Av Rovisco Pais, 1096 LISBOA Codex

um separador interno gás-sólido-líquido. A biomassa presente nestes reactores constitui uma estrutura muito característica, formando agregados que, na terminologia aplicada ao UASB, se designam por "grânulos", com um índice volumétrico de lamas de 10-20 mg/l (Lettinga et al., 1977).

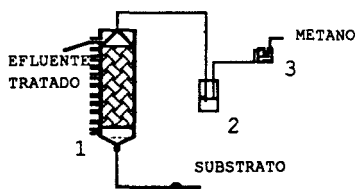
O objectivo da presente comunicação é, por conseguinte, o de apresentar os resultados experimentais obtidos na fase de arranque de dois reactores laboratoriais, um filtro anaeróbio e um UASB, incluindo os testes de actividade efectuados ao inóculo do UASB e à biomassa do tipo da inoculada no filtro anaeróbio.

## 2-MATERIAL, MÉTODOS ANALÍTICOS E PROTOCOLO EXPERIMENTAL

### Instalações experimentais

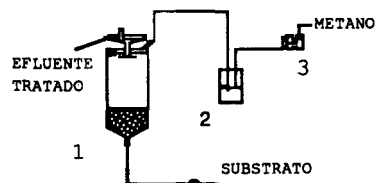
O filtro anaeróbio foi construído em vidro acrílico, com 103 cm de altura e 14.3 cm de diâmetro interno. Uma camisa externa manteve a temperatura constante no interior do reactor. O enchimento consistiu em tubos de P.V.C., dispostos aleatoriamente, ocupando 83% do volume total. A área específica do leito é de  $319 \text{ m}^2/\text{m}^3$  de volume de líquido, e a porosidade 77%. O volume de líquido é 11.5 l. Ao longo da coluna existem 9 portas de amostragem, a primeira localizada a 3 cm da entrada do reactor, a segunda a 11 cm e as restantes distanciadas entre si 11 cm. O esquema da instalação está indicado na Figura 1.

O reactor UASB foi construído em vidro acrílico, possuindo um volume útil de 2 l, com um diâmetro interno de 90 mm e uma altura total de 520 mm, incluindo o decantador na parte superior do reactor. Este é envolvido por uma camisa de água para manter constante a temperatura do sistema. A Figura 2 apresenta o esquema da instalação.



- 1 - FILTRO ANAERÓBIO
- 2 - NaOH PARA REMOÇÃO DE CO<sub>2</sub>
- 3 - MEDIDOR DE METANO

Fig. 1 - Esquema do filtro anaeróbio



- 1 - UASB
- 2 - NaOH PARA REMOÇÃO DE CO<sub>2</sub>
- 3 - MEDIDOR DE METANO

Fig. 2 - Esquema do UASB

O volume do metano libertado é medido, nos dois reactores, através de um sistema totalizador por via húmida, no qual o volume de água deslocado é igual ao volume de metano produzido (Moletta et al., 1982). Este sistema é ligado a um contador de impulsos eléctricos, sendo efectuada a necessária

calibração para determinar a correspondência entre o impulso obtido e o volume de gás recolhido. A absorção de CO<sub>2</sub> é previamente efectuada, borbulhando o gás numa solução de NaOH (20%) com azul de timol como indicador.

Os testes de actividade da biomassa foram efectuados segundo o método sugerido por Field et al., 1988, utilizando-se frascos de 500 ml de capacidade mantidos num banho a temperatura constante. O volume de metano libertado durante o teste é medido por via húmida, sendo igual ao volume de NaOH deslocado de um recipiente para uma proveta.

#### Inóculo

O inóculo do filtro anaeróbio foi cedido pela Câmara Municipal da Maia, sendo proveniente do digestor anaeróbio integrado no sistema de lamas activadas da estação de tratamento de efluentes domésticos de Cambados - Maia.

O inóculo utilizado no UASB, já estruturado na forma de grânulos, foi cedido pelos Prof. G. Lettinga e H. Pol da Universidade de Wageningen, países baixos. A Tabela I apresenta a análise de sólidos efectuada ao inóculo dos dois reactores.

TABELA I - Teores de sólidos dos inóculos

	SST (g/l)	SSV (g/l)	Inertes (g/l)
Inóculo do filtro anaeróbio	35	27	8
Inóculo do UASB	97	87	10

Os volumes de inóculo adicionados foram de 4 l para o filtro e 430 ml para o UASB.

#### Substrato

A alimentação do filtro consistiu num efluente lácteo sintético, preparado por diluição de leite comercial com água da rede municipal.

A alimentação utilizada no UASB consistiu numa mistura de ácidos voláteis, segundo a seguinte proporção em termos de CQO: 50% de ácido acético, 25% de ácido propiónico e 25% de ácido butírico.

A composição da solução de macronutrientes e micronutrientes que se adicionou a ambos os substratos é a seguinte:

Macronutrientes - 174 g/l de NH<sub>4</sub>Cl, 28.3 g/l de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 28.3 g/l de (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 25 g/l de MgCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O, 45 g/l de KCl e 3.3 g/l de extracto de levedura; no caso do filtro anaeróbio foi ainda adicionado NaHCO<sub>3</sub> para manter a alcalinidade entre 2000 e 4000 mg CaCO<sub>3</sub>/l

Micronutrientes - 2 g/l de FeCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O, 0.05 g/l de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, 0.05 g/l de ZnCl<sub>2</sub>, 0.038 g/l de CuCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O, 0.5 g/l de MnCl<sub>2</sub>.4H<sub>2</sub>O, 0.05 g/l de (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>.4H<sub>2</sub>O, 0.09 g/l de AlCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O, 2 g/l de CoCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O, 0.092 g/l de NiCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O, 0.164

g/l de  $\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , 1 g/l de EDTA, 0.2 g/l de resazurina e 1 ml/l de HCL 37%..

O substrato utilizado no teste de actividade foi o indicado por Field et al., 1988. Foi constituído por uma mistura de ácidos voláteis, acético, propiónico e butírico, na seguinte proporção 640:908:1091 mg  $\text{O}_2$ /l de CQO. O valor de CQO deste substrato foi de 2640 mg  $\text{O}_2$ /l. A solução de micronutrientes foi análoga à utilizada nos testes em contínuo, e a solução de macronutrientes foi: 1.4 g/l de  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , 1.25 g/l de  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 0.5 g/l de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0.05 g/l de  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 2 g/l de  $\text{NaHCO}_3$  e 0.5 g/l de extracto de levedura.

#### Metodos analíticos

A análise de CQO foi efectuada pelo método do dicromato com titulação, sem filtração prévia. A determinação de CQO e sólidos foi efectuada segundo o *Standard Methods*, 1989.

#### Modo de operação

No filtro anaeróbio, após obtenção de uma eficiência de remoção superior a 90%, aplicando uma carga orgânica média de 0.33 kg CQO/( $\text{m}^3$ .dia) e uma concentração em CQO de 1000 mg  $\text{O}_2$ /l, aumentou-se progressivamente a concentração de substrato até 10000 mg  $\text{O}_2$ /l, fixando o tempo de residência em 3 dias. A temperatura de operação foi de 35°C.

O protocolo experimental do UASB consistiu em alimentar o reactor com um substrato possuindo um teor médio de CQO constante, igual a 1000 mg  $\text{O}_2$ /l. Nesta fase, o tempo de residência foi sendo gradualmente reduzido, de 8.2 a 2.4 h, aumentando-se, dessa forma, a carga orgânica aplicada. A temperatura de operação do reactor foi de 30°C.

O teste de actividade da biomassa foi realizado a 35°C.

### **3-RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Na Figura 3 está representada a evolução, ao longo do tempo, da eficiência de remoção de CQO, da carga orgânica aplicada, da concentração de substrato e do tempo de residência durante a operação do filtro anaeróbio.

Numa primeira fase, mantendo o teor de CQO constante em 1000 mg  $\text{O}_2$ /l operou-se a tempo de residência variável de modo a obter uma eficiência de remoção superior a 90 %. Com efeito houve necessidade de aumentar o tempo de retenção quando surgiram problemas de instabilidade, nomeadamente nos dias 14 e 24.

Para testar o efeito do aumento da carga orgânica no comportamento do reactor, aplicou-se um tempo de residência de três dias e variou-se a concentração de substrato na alimentação. Os resultados obtidos permitiram verificar que na gama de cargas orgânicas testadas, 0.3 a 3.3 kg CQO/( $\text{m}^3$ .dia), a eficiência de remoção não sofreu alteração mantendo-se em cerca de 95%.

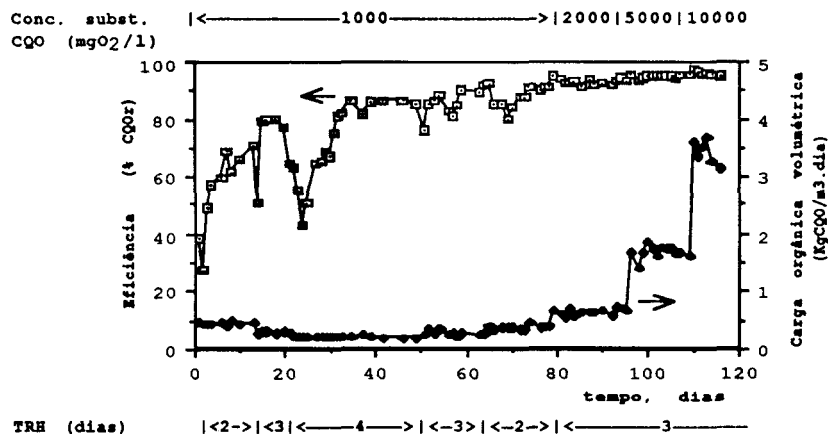


Fig 3 - Evolução da carga orgânica aplicada, da eficiência de remoção, da concentração de substrato e do tempo de residência ao longo do tempo de operação do filtro anaeróbio

Na Fig. 4 estão representados perfis de CQO obtidos em estado estacionário no filtro anaeróbio para concentrações de substrato (em CQO) entre 1000 e 5000 mgO<sub>2</sub>/l

Verifica-se que a degradação ocorre essencialmente na zona inferior do reactor que corresponde a cerca de 20% do seu volume total. Efectivamente é nesta zona que se concentra a maior parte da biomassa.

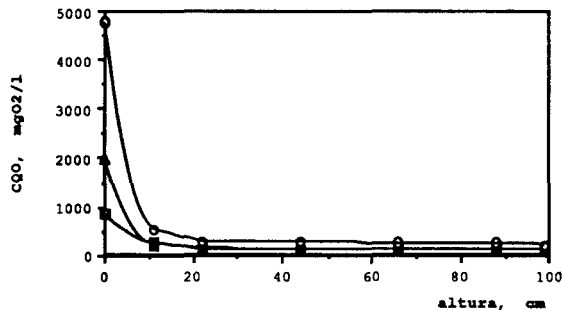
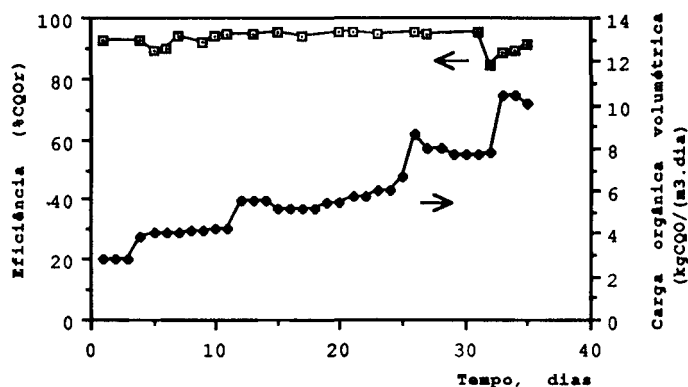


Fig 4 - Perfis de CQO obtidos em estado estacionário no filtro anaeróbio

No reactor UASB, a concentração de ácidos voláteis na alimentação foi mantida constante, 1000 mg O<sub>2</sub>/l de CQO e a carga orgânica foi sendo alterada por variação do tempo de residência. A Figura 5 apresenta a evolução da

eficiência de remoção de CQO do substrato face à variação do tempo de residência e carga orgânica volumétrica.

Neste início de operação do UASB, o tempo de residência baixou desde 8.2 h até 2.4 h, valor este aparentemente baixo. No entanto, é dado verificar que a



TRR (horas) |8.2|<5.9->|←4.8→|<4.2>|<3.2>|2.4|

Fig 5 - Evolução da eficiência de remoção, carga orgânica aplicada e do tempo de residência ao longo do tempo de operação do UASB

eficiência de remoção de CQO se manteve sempre elevada e relativamente constante, na faixa dos 90%. Existirá, assim, no intervalo de variação do tempo de residência estudado, uma cinética de degradação independente desse parâmetro.

O passo limitante da degradação de efluentes solúveis é corporizado pela metanogénese (Ghosh et al., 1974). No entanto, os resultados obtidos parecem confirmar que substratos pouco concentrados, mas solúveis, podem ser sujeitos, pela biomassa metanogénica, a cinéticas de degradação extremamente rápidas no UASB.

A aplicabilidade do UASB a efluentes com teores de CQO inferiores a 1000 mg O<sub>2</sub>/l é também confirmada por outros trabalhos com este reactor (Kooymans et al., 1986; Schellinkout et al., 1988), questionando-se assim, fortemente, o conceito de que os sistemas anaeróbios não são aplicáveis a efluentes pouco concentrados.

Perante substratos com teores de CQO relativamente baixos, o maior problema poderá ser a deficiente mistura no reactor devido às baixas produções de gás. Nessas condições, haverá menor turbulência, aumentando, por conseguinte, a resistência à transferência de massa. Efectivamente, o coeficiente de afinidade, K<sub>s</sub>, referido por Field et al., 1988, para lamas granulares varia, consoante as condições de agitação, entre 20 e 2500 mg/l de acetato, expresso em termos de CQO. No trabalho efectuado, as produções de gás situaram-se entre 1.5 e 2.9 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup> de reactor.dia), valor ainda superior ao indicado por Pol et al., 1988, 1 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup> de reactor.dia), como indiciador de problemas deste tipo. Na medida em que as velocidades ascensionais no reactor

forças baixas, atingiram no máximo 0.13 m/h, o facto da eficiência do reactor não ter sido afectada deve resultar da elevada degradabilidade do substrato.

A Figura 6 apresenta os testes de actividade efectuados à biomassa.

A actividade da biomassa foi calculada medindo o declive máximo das curvas representadas no gráfico. Os valores obtidos foram de 0.14 kg CQO-CH<sub>4</sub>/(kg VSS.dia) para a biomassa do tipo da inoculada no filtro e 0.65 kg CQO-CH<sub>4</sub>/(kg VSS.dia) para os grânulos

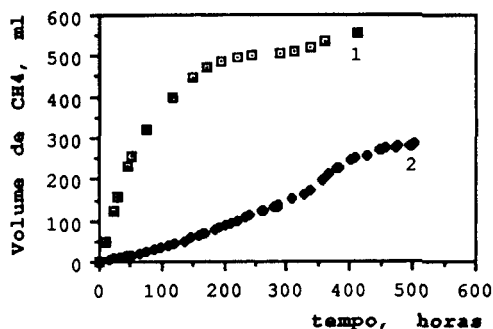


Fig. 6 - Teste de actividade do inóculo do UASB (1) e da biomassa do tipo da inoculada no filtro anaeróbio (2)

Estes valores estão dentro das gamas referidas por Field et al., 1988, para estes tipos de biomassa, constatando-se a maior actividade dos grânulos relativamente às lamas provenientes do digestor anaeróbio. Os motivos para este facto não estão, ainda, completamente esclarecidos. Um dos aspectos focados, entre outros, é que a formação de grânulos reduz a distância necessária para efectuar a difusão dos metabolitos intermédios entre os grupos tróficos coexistentes na acetogénese e metanogénese (Schink e Thauer, 1988).

#### 4-CONCLUSÕES

Conclui-se que, nas condições testadas, o filtro anaeróbio permite efectuar o tratamento de um efluente lácteo com uma eficiência na ordem dos 95% e um tempo de residência de 3 dias. Conclui-se, ainda, que um volume efectivo de reactor de 20% foi suficiente para a obtenção desse rendimento.

No que concerne ao reactor UASB, verificou-se que, possuindo um inóculo de grânulos, o arranque foi praticamente imediato. A aplicação deste sistema a substratos solúveis essencialmente constituídos por ácidos gordos voláteis, numa gama de CQO de 1000 mg O<sub>2</sub>/l, utilizando-se baixos tempos de residência, foi comprovada. A transposição desta informação para um reactor à escala real apenas dependerá das limitações impostas nestes sistemas à velocidade ascensional do líquido no decantador interno.

Os resultados dos testes de actividade indicam maiores velocidades de remoção de substrato para os grânulos do que para lamas do tipo das inoculadas no filtro.

A caracterização dos reactores é, presentemente, objecto de estudos complementares. No filtro anaeróbio, está a analisar-se o comportamento do reactor face à diminuição do tempo de residência. No caso do UASB, está a validar-se a carga orgânica de dimensionamento preconizada na literatura e a efectuar um estudo cinético referente à inibição pelo substrato, bem como uma análise preliminar do tempo de retenção crítico e das resistências difusionais no biofilme.

#### **AGRADECIMENTOS**

Este projecto foi, em parte, financiado pela JNICT (Projecto BIO/910/90) e pelo INIC (Projecto NAT 1/24).  
Agradece-se a Eduardo Costa, Ângela Silva e Mário Peres a colaboração no trabalho laboratorial.

#### **REFERÊNCIAS**

**American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, (1989).** Standard methods for the examination of water and wastewater. Ed. A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., Washington.

**Direcção Geral do Saneamento Básico, (1981).** Lançamento de águas residuais nos meios receptores. Manual de Saneamento Básico, Doc. IV, Tomo IV. Ed. Ministério da Habitação e Obras Públicas, Lisboa.

**Eckenfelder, W.W., Patoczka, J.B., Pulliam, G.W., (1988).** Anaerobic versus aerobic treatment in the U.S.A.. <sup>1</sup>Proc. 5th Int. Symp. on Anaerobic Digestion. Ed. E.R. Hall and P.N. Hobson, Pergamon Press.

**Field, J.A., Sierra-Alvarez, R., Lettinga, G. (1988)** Ensayos anaerobios. in Actas Del 4º Seminario sobre Depuracion Anaerobia de Aguas Residuales. Ed. Fdz Polanco, P.A. Garcia, S. Hernando. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Valladolid.

**Ghosh, S., Pohland, F.G. (1974).** Kinetics of substrate assimilation and product fermentation in anaerobic digestion. Journal of Water Pollution Control Federation, vol. 46, 4.

**Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., De Zeew, W., Hobma, S.W., (1977).** The application of anaerobic digestion to industrial pollution treatment. Proc. 1 st Int. Symp. on Anaerobic Digestion. Ed. D.A. Stafford, B.I. Wheathley, D.E. Hughes. Applied Science Pub. Ltd., London.

**Moletta, R., Albagnac, G. (1982).** A gas meter for low rates of gas flow: application to the methane fermentation. Biotechnology Letters, vol. 4 nº 5, 319-322.

**Kooymans, J.L. Van Velsen, A.F.M., (1986).** Application of the UASB process for the treatment of domestic sewage under sub-tropical conditions -



the Cali case. in *Anaerobic Treatment A Grown-Up Technology*, Aquatech 1986. Ed. Industrial Presentations.

**Pol, L.W.H., Lettinga, G.** (1988). Diseño de reactores UASB, in *Actas Del 4º Seminario sobre Depuración Anaerobia de Aguas Residuales*. Ed. Fdz Polanco, P.A. Garcia, S. Hernando. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Valladolid.

**Rozzi, A.** (1988). Estado del arte de la digestión anaerobia en Europa. in *Actas Del 4º Seminario sobre Depuración Anaerobia de Aguas Residuales*. Ed. Fdz Polanco, P.A. Garcia, S. Hernando. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Valladolid.

**Schellinkout, A., Jakma, F.G.M., Forero, G.E.,** (1988). Sewage treatment: the anaerobic way is advancing in Colombia. Proc. 5 th Int. Symp. on Anaerobic Digestion - Poster Papers. Ed. A. Tilche and A. Rozzi, Pub. Monduzzi, Bologna.

**Schink, B., Thauer, R.J.** (1988). Energetics of syntrophic methane formation and the influence of aggregation, in *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology (GASMAT) Workshop* Ed. G. Lettinga, A.J.B Zenhder, J.T.C. Grotenhuis and L.W. Hulshoff Pol. Puduc Wageningen, Wageningen.

**Young, J.C., McCarty, P.L.,** (1967). The anaerobic filter for waste treatment. Proc. 22nd Industrial Waste Conference. Ed. Purdue University, LaFayette.