



doi: 10.19177/rgsa.v6e22017154-170

## EFICIÊNCIA DE ATERROS SANITÁRIOS: UM ESTUDO APOIADO NA FERRAMENTA DE ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS

Denise Helena Lombardo Ferreira<sup>1</sup>

Júlio César Penereiro<sup>2</sup>

Luciano Hideaki Fujita<sup>3</sup>

### RESUMO

Este artigo tem por objetivo medir a eficiência de treze cidades da Região Metropolitana de Campinas no quesito aterro sanitário quanto alguns parâmetros: PIB per capita, coeficiente de GINI, IDH, quantidade produzida de resíduos sólidos, capacidade dos aterros dessas cidades. São usados os modelos de Análise Envoltória de Dados (Data Envelopment Analysis – DEA) clássicos, CCR e BCC com a finalidade de verificar quais são as cidades mais eficientes em relação aos parâmetros selecionados. Os *inputs* utilizados foram o coeficiente de Gini, a quantidade de lixo e (1-IDH) e os *outputs* foram o PIB per capita e a capacidade do aterro para cada uma das cidades consideradas. Os resultados com o uso desta ferramenta mostram que das trezes cidades elencadas, Paulínia, Valinhos e Itatiba foram as mais eficientes.

**Palavras chave:** Aterro sanitário. Sustentabilidade. Métodos de otimização.

<sup>1</sup> Bacharelado em Matemática, UNESP-Rio Claro, 1981. Tecnóloga em Saneamento, UNICAMP-Limeira, 1980. Mestrado em Matemática Aplicada, UNICAMP-Campinas, 1986. Doutorado em Educação Matemática, UNESP-Rio Claro, 2003. Professora titular da PUC-Campinas desde 1986. Pesquisadora e Membro do Mestrado em Sustentabilidade da PUC-Campinas. E-mail: lombardo@puc-campinas.edu.br

<sup>2</sup> Bacharelado em Física, UNICAMP-Campinas. Mestrado em Astrofísica, USP-São Paulo. Doutorado em Astrofísica, USP-São Paulo. Professor titular desde 1987 na Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Pesquisador e Membro do Programa de Pós-Graduação em Infraestrutura Urbana da Pontifícia Universidade de Campinas. E-mail: jcp@puc-campinas.edu.br

<sup>3</sup> Graduando do último ano do curso de Engenharia de Produção na Pontifícia Universidade Católica de Campinas. E-mail: luciano.hf@puccampinas.edu.br

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente destruição dos recursos ambientais vem ocorrendo há décadas no Brasil, principalmente a partir do início da revolução industrial quando a referida destruição passou a ser mais intensificada à medida que a população brasileira foi crescendo e o desenvolvimento econômico nacional tornou-se mais acelerado.

Neste contexto, Jacobi (2007) assinala que o quadro social, político, econômico e ambiental que caracteriza as sociedades revela que os impactos dos humanos sobre o meio ambiente estão se tornando cada vez mais complexos.

Ressalta-se que o crescimento populacional e, como consequência, o aumento no consumo de produtos industrializados têm gerado detritos com taxas superiores à de absorção do meio ambiente. Não obstante, em virtude das novas tecnologias incorporadas ao cotidiano, o resíduo sólido encontra-se em sua composição elementos sintéticos e perigosos aos ecossistemas, assim como à saúde humana (CETESB, 2014), promovendo manifestações de elementos que incrementam o número de doenças, tais como os mosquitos *aedes aegypti* que proliferam as doenças dengue, zika e a chikungunya.

Tendo em vista o aumento considerável do volume de lixo produzido pelas pessoas, o destino adequado do mesmo é considerado como um dos principais problemas ambientais, de forma que as decisões que envolvem o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos consolidam-se como uma das questões ambientais prementes no mundo atual.

Certamente, uma possibilidade de melhorar, ou ao menos minimizar, essa desagradável situação está, em parte, no empenho educacional promovido pelas escolas e as famílias, aplicadas às pessoas desde suas fases mais jovens.

As poluições do solo e de águas superficiais e subterrâneas, provocadas por resíduos sólidos urbanos, causando deterioração dos solos e contaminação das águas, têm motivado o interesse e desenvolvimento de diversos estudos no meio científico-acadêmico, sobretudo em países industrializados, devido ao reconhecido potencial poluidor e ao grande volume de resíduos gerado diariamente. A possibilidade de contaminação ambiental, associada à necessidade de grandes áreas para a disposição e tratamento, transformou a solução para o problema do lixo urbano num dos mais sérios desafios para as atuais administrações públicas municipais.

Lachtermacher (2007) destaca que antes do aprimoramento da tecnologia, era comum fazer uso apenas da intuição para tomar decisões, porém a quantidade de informações nos últimos anos cresceu exponencialmente, dificultando seu tratamento de forma intuitiva. Tal fato reforçou a necessidade de se utilizar ferramentas para resolver problemas envolvendo situações de tomada de decisão, em geral através de modelos matemáticos processados computacionalmente, como ocorre com a Pesquisa Operacional. A construção de um modelo deve ser elaborada de acordo com a seguinte sequência: análise do problema; coleta de dados; construção, verificação e validação do modelo para sua eventual aplicação na prática.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi o de avaliar a eficiência de algumas cidades da Região Metropolitana de Campinas (RMC) no quesito referente aos aterros sanitários. Para tanto, utilizou-se as variáveis associadas aos coeficientes de Gini, IDH, PIB per capita, além da produção de lixo e capacidade dos aterros sanitários aplicados à Análise Envoltória de Dados (*Data Envelopment Analysis* – DEA). A motivação de aplicar esse procedimento teve como intuito o de estabelecer a fronteira de eficiência das cidades quanto a esses parâmetros.

## **2 CONSIDERAÇÕES SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

O aumento do poder aquisitivo, a cultura consumista e a ausência da conscientização dos indivíduos são fatores que contribuem para os problemas atuais enfrentados com o incremento de resíduos sólidos, particularmente num ambiente urbano. Como consequência, tornou-se constante a preocupação de órgãos responsáveis pela gestão dos resíduos sólidos, como vem sendo divulgado há décadas pelas mídias. Neste contexto, conforme declarou Mamedes (2017), a disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos é um dos principais problemas ambientais, sociais e de saúde pública.

Segundo Galeffi (2013), o total mundial de resíduos sólidos urbanos (RSU) é de 1,3 bilhões de toneladas por ano, o que representa 1,2 kg por dia para cada habitante de uma dada cidade. Cerca da metade desse valor mundial são produzidos pelos 34 países da OCSE (Organização para a Cooperação e o

Desenvolvimento Econômico). As previsões para 2025 não são nada animadoras, pois se espera que essa grandeza residual vá crescer para 2,2 bilhões de toneladas.

Para ter ideia de como isso é preocupante, basta perceber que só na China a quantidade de resíduos sólidos deverá aumentar em três vezes a sua quantidade média atual, passando de 520 milhões de toneladas para 1,4 bilhão. No entanto, os Estados Unidos é o país que está em primeiro lugar no mundo, gerando em média mais de 2,5 kg de resíduos produzidos por dia por cada cidadão. A Noruega também alcança este mesmo nível de poluentes, enquanto que a Itália produz cerca de 89.000 toneladas de resíduos por dia, ou seja, 2,2 kg per capita, considerando apenas a população urbana que é de aproximadamente 40 milhões de pessoas, com a previsão de uma pequena redução, da ordem de 86.500 toneladas em 2025.

No Brasil, conforme o relatório da ABRELPE (2014, p. 28), a geração total de RSU em 2014 foi de aproximadamente 78,6 milhões de toneladas, o que representa um aumento de 2,9% de um ano para outro. Esse índice é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9%. Adicionalmente, Siqueira e Assad (2015) apontam que a geração de RSU no país vem crescendo a uma taxa maior se comparada com o crescimento da população urbana. De acordo com Gouveia (2012), a geração de resíduos sólidos no país é em média de aproximadamente 1,0 kg por habitante ao dia, sendo esse valor similar ao de alguns países da União Europeia.

Destaca-se ainda que parte dos resíduos sólidos de algumas cidades brasileiras é depositada nos denominados “lixões”, ou seja, em aterros sanitários controlados com uma cobertura de terra. De acordo com Santos (2009), a deposição de resíduos a céu aberto é considerada ilegal pela Lei de Crimes Ambientais. Apesar de existir a Lei Federal nº. 12.305, que obriga a substituição dos lixões por aterros sanitários no Brasil a partir de 2014 (MRB, 2016), muitas prefeituras e demais órgãos ainda insistem em descartar os resíduos gerados ao céu aberto, atualmente, mais do que nunca, impactando na saúde de diversas pessoas. Neste sentido, no entender de Cunha (2001), como um determinado aterro sanitário possui uma base impermeabilizada e recebe uma camada de terra, esse local acaba sendo menos prejudicial à saúde humana, quando comparado a um eventual “lixão”.

É sensato pensar na ausência de áreas adequadas para o destino final dos resíduos sólidos, pois em geral a população não deseja receber aterros sanitários nos municípios onde vivem. Além do destino final do resíduo sólido, são vários

outros problemas a serem enfrentados, dentre os quais, a coleta do resíduo sólido que muitas vezes não atinge toda a população, sobretudo em bairros mais carentes. Também é comum encontrar, não apenas nos locais carentes, os descartes inadequados de resíduos, tais como: garrafas, latas, sacos de papéis ou plásticos, dentre outros, comumente visíveis e comprometendo a paisagem e a beleza de: praças, ruas, escolas, clubes, shoppings, montanhas, lagos, rios, praias e até mesmo no meio de mares.

### **3 METODOLOGIA**

#### **3.1 Área de estudo**

O município de Campinas, localizado no Estado de São Paulo, possui uma área de aproximadamente 796,4 km<sup>2</sup> (PMC, 2016). É a cidade sede da RMC, com a composição de 20 municípios, conforme mostra a Figura 1. Embora, devido à grande quantidade de informações numéricas existentes, o estudo em questão tratou de treze municípios dentre esses vinte existentes.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Campinas é classificada como capital regional, ou seja, uma cidade com capacidade de gestão no nível imediatamente inferior ao das metrópoles, visto que possui área de influência de âmbito regional (IBGE, 2007). Além disso, trata-se de uma cidade que é referida como destino, para um conjunto de atividades, por grande número dos outros municípios. Localizada a menos de 100 km da capital do Estado de São Paulo, tem população estimada de mais de 1,173 milhão de pessoas em 2016 (IBGE, 2016a)., com Produto Interno Bruto (PIB) de R\$ 51.347.711 em 2013, representando o 13º PIB do Brasil, (IBGE, 2016b). É centro industrial e tecnológico, sede de muitas empresas, universidades e centros de pesquisa.

Figura 1: Mapa da Região Metropolitana de Campinas



Fonte: PMC, ( 2014).

### 3.2. Método utilizado

A Análise Envoltória de Dados, na sigla em inglês DEA (*Data Envelopment Analysis*) é um método que permite avaliar vários fatores, dentre os quais: econômico, social e ambiental, possibilitando realizar uma análise integrada desses fatores. A ferramenta DEA tem como objetivo calcular a eficiência de unidades produtivas (DMU - *Decision Making Units*), conhecendo-se os níveis de recursos empregados e de resultados obtidos, otimizando cada observação individual, de modo a estimar uma fronteira eficiente, composta das unidades que apresentam as melhores práticas dentro da amostra em avaliação. Essas unidades servem como referência ou *benchmarking* para as unidades ineficientes (GOMES et al., 2009).

Vale lembrar que DEA é uma ferramenta estatística não paramétrica que avalia a eficiência de unidades tomadoras de decisão, comparando entidades que realizam tarefas similares e se diferenciam pela quantidade de recursos (*inputs* ou insumos) e de bens (*outputs* ou produtos) envolvidos (MILIONI; ALVES, 2013). Os insumos devem ser variáveis a serem minimizadas e os produtos as variáveis a serem maximizadas.

A literatura apresenta dois modelos clássicos referentes a DEA, a saber: o CRS e o BCC. O modelo CRS (*Constant Returns to Scale*) adota como hipótese retornos constante de escala (CHARNES; COOPER; RHODES, 1978), enquanto que o modelo BCC (BANKER; CHARNES; COOPER, 1984), também conhecido

como VRS (*Variable Returns to Scale*), leva em conta situações da eficiência de produção com variação de escala e não admite proporcionalidade entre *inputs* e *outputs*.

Na formulação matemática cada  $DMU_k$  é considerada como uma unidade de produção que utiliza  $n$  *inputs*  $x_{ik}$  ( $i = 1, 2, \dots, n$ ) para gerar  $m$  *outputs*  $y_{jk}$  ( $j = 1, 2, \dots, m$ ). O modelo CRS possibilita maximizar o quociente entre a combinação linear dos *outputs* e a combinação linear dos *inputs*, com a restrição de que para qualquer DMU esse quociente não pode ser maior que a unidade (1). Este problema de programação fracionária, mediante alguns artifícios matemáticos, pode ser linearizado e transformado em um Problema de Programação Linear mostrado no Modelo 1.

$$\text{Maximizar } h_o = \sum_{j=1}^m u_j y_{jo}$$

sujeito a

$$\sum_{i=1}^n v_i x_{io} = 1$$

Modelo 1

$$\sum_{j=1}^m u_j y_{jk} - \sum_{i=1}^n v_i x_{ik} \leq 0 \quad \forall k$$

$$u_j, v_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

O modelo VRS leva em conta situações de eficiência de produção com variação de escala e não admite proporcionalidade entre *inputs* e *outputs*, como já mencionado anteriormente. A formulação do modelo VRS utiliza para cada  $DMU_k$  o Problema de Programação Linear apresentado no Modelo 2.

$$\text{Maximizar } h_o = \sum_{j=1}^m u_j y_{jo} - u_*$$

sujeito a

$$\sum_{i=1}^n v_i x_{io} = 1$$

Modelo 2

$$\sum_{j=1}^m u_j y_{jk} - \sum_{i=1}^n v_i x_{ik} - u_* \leq 0 \quad \forall k$$

$$u_j, v_i \geq 0 \quad \forall i, j$$

$$u_* \in R$$

em que:

$h_o$  é a eficiência da DMU<sub>o</sub> em análise;

$x_{ik}$  é o *input*  $i$  da DMU<sub>k</sub>;

$y_{jk}$  é o *output*  $j$  da DMU<sub>k</sub>;

$v_i$  é o peso do *input*  $i$ ;

$u_j$  é o peso do *output*  $j$ ;

$u_*$  é o fator de escala, quando positivo indica que a DMU está em região de retornos decrescentes de escala, se negativo os retornos de escala são crescentes.

Caso  $h_o$  seja igual a 1, a DMU<sub>o</sub> em análise é considerada eficiente. As variáveis de decisão desses modelos são  $v_i, u_j$ . No modelo VRS uma DMU é eficiente se, na escala em que opera, é a que melhor aproveita os *inputs* de que dispõe. Já no modelo CRS uma DMU é eficiente quando apresenta o melhor quociente de *outputs* com relação aos *inputs*, ou seja, aproveita melhor os *inputs* sem considerar a escala de operação da DMU.

São possíveis duas orientações na busca da fronteira de eficiência: orientação a *inputs* e orientação a *outputs* (GOMES et al., 2009). No modelo com orientação a *inputs*, o objetivo é determinar os pesos  $v_i$  e  $u_j$  de modo a maximizar a soma ponderada dos *outputs* dividida pela soma ponderada dos *inputs* da DMU em estudo, sujeita à restrição de que esse quociente seja menor ou igual a 1 para todas as DMU's em estudo. No modelo com orientação a *outputs*, o objetivo é determinar os pesos  $v_i$  e  $u_j$  de modo a minimizar a soma ponderada dos *inputs* dividida pela soma ponderada dos *outputs* da DMU em estudo, sujeita à restrição de que esse quociente seja maior ou igual a 1 para todas as DMU's em estudo.

Além dos modelos descritos anteriormente, é possível também utilizar algumas variações, como a Fronteira Invertida ou Dupla Envoltória (ÂNGULO-MEZA et al., 2004). A denominada Fronteira Invertida considera os elementos de forma invertida, ou seja, os *outputs* como *inputs* e os *inputs* como *outputs*. Dessa forma a fronteira consiste das unidades produtivas com as piores práticas gerenciais e essas

mesmas unidades produtivas têm as melhores práticas considerando o ponto de vista oposto.

De acordo com Casado e Siluk (2011), a Fronteira Invertida permite a identificação de unidades produtivas consideradas “falsas eficientes”, pois já que a equação da Eficiência Invertida propõe a divisão da soma ponderada dos *inputs* pela soma ponderada dos *outputs* (o inverso da Fronteira Padrão), passa a indicar como mais eficientes aquelas unidades que gastam mais *inputs* e geram menos *outputs*, enquanto a Fronteira Padrão classifica como mais eficiente aquela que gera mais *outputs* gastando menos *inputs*. Assim, a Fronteira Invertida indica as unidades que pior trabalham seus recursos, sendo então chamadas de “falsa eficientes”.

O resultado da análise das duas fronteiras simultaneamente é conhecido como Eficiência Composta, definido com a média aritmética entre a Eficiência Padrão e o complemento da eficiência em relação à Fronteira Invertida. O uso do complemento justifica-se pelo fato da Fronteira Invertida ser uma medida de ineficiência. Para obter um índice em que as unidades eficientes tenham o valor 1, é feita a normalização da Eficiência Composta (CASADO; SILUK, 2011).

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente estudo, se considerou que as DMU's representam algumas cidades da RMC, sendo que os *inputs* utilizados foram: Coeficiente de Gini, quantidade de lixo (m<sup>3</sup>/dia) e (1-IDH), enquanto que os *outputs* foram: PIB (Produto Interno Bruto) per capita, capacidade do aterro (m<sup>3</sup>). A presente seção apresenta os resultados obtidos pela DEA utilizando o Programa SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão). A Tabela 1 mostra os dados utilizados para calcular a eficiência das cidades elencadas.

Vale destacar que a limitação imposta pelo Programa SIAD é de no máximo vinte unidades produtivas (DMU's). Outra possibilidade é fazer uso da ferramenta DEA Frontier contida na *Planilha Microsoft Excel* para o cálculo das eficiências, lembrando que a mesma não disponibiliza orientações a *outputs* nem tampouco o cálculo da Fronteira Invertida e contém o mesmo limite de vinte unidades produtivas.

A seguir é feita a descrição de algumas variáveis utilizadas.

Tabela 1 - Dados das cidades

Cidades	PIB per capita (R\$/hab)	Coeficiente de Gini	1-IDH	Quantidade de lixo (m <sup>3</sup> /dia)	Capacidade dos aterros (m <sup>3</sup> )
Americana	21.528	0,40	0,160	155,66	150.125
Artur Nogueira	7.146	0,40	0,204	20,91	5.000
Campinas	19.719	0,42	0,148	1.142,23	41.300
Cosmópolis	10.986	0,39	0,201	29,14	15.000
Holambra	38.725	0,43	0,173	2,74	30.000
Hortolândia	14.677	0,37	0,210	129,94	50.123
Indaiatuba	19.407	0,40	0,171	123,94	40.000
Itatiba	20.996	0,40	0,172	44,91	173.863
Monte Mor	1.761	0,40	0,217	23,31	24.200
Paulínia	106.082	0,39	0,153	34,80	60.800
Santa Bárbara d'Oeste	13.539	0,38	0,181	143,66	80.000
Santo Antônio de Posse	13.272	0,39	0,210	10,11	13.000
Valinhos	23.479	0,40	0,158	53,66	193.367
<b>Média</b>	<b>23.947</b>	<b>0,40</b>	<b>0,180</b>	<b>147,00</b>	<b>67.444</b>
<b>Desvio Padrão</b>	<b>26.250</b>	<b>0,02</b>	<b>0,020</b>	<b>304,00</b>	<b>63.798</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1.761</b>	<b>0,37</b>	<b>0,150</b>	<b>2,74</b>	<b>5.000</b>
<b>Máximo</b>	<b>106.082</b>	<b>0,43</b>	<b>0,220</b>	<b>1.142,00</b>	<b>193.367</b>

Fonte: Adaptado de Gandelini e Caixeta Filho (2007).

Nesta Tabela 1, ressalta-se que:

O PIB per capita é uma grandeza que representa a soma de todos os bens e serviços produzidos nos municípios, com base no ano de 2005, já considerando um poder de compra, para possibilitar comparações, medido em reais por habitante.

O Coeficiente de Gini, usado para medir a desigualdade de distribuição de renda entre os municípios, com base no ano de 2003. Quanto mais próximo de zero, melhor é a distribuição de renda do município.

O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) representa um indicador que mede a situação dos municípios em três dimensões básicas de desenvolvimento humano: uma vida longa e saudável, acesso à educação e condições de vida condignas, com base no ano de 2000. Quanto maior seu valor, as condições sociais dos municípios são melhores. Como os *inputs* são minimizados, e o IDH não se trata

de um dado que se deseja diminuir, mas sim aumentar, utilizou-se o valor de: (1 (que é a meta) menos o valor real do IDH) (GRAMANI; DUARTE, 2011).

A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos utilizando os modelos (CRS e VRS) e orientações (*input* e *output*).

Tabela 2 - Resultados obtidos pelo SIAD

DMU's Cidades	CRS		VRS	
	<i>input</i>	<i>output</i>	<i>input</i>	<i>output</i>
Americana	0,85	0,85	0,95	0,85
Artur Nogueira	0,05	0,05	0,89	0,06
Campinas	0,17	0,17	0,92	0,52
Cosmópolis	0,32	0,32	0,94	0,38
Holambra	0,94	0,94	0,92	0,52
Hortolândia	0,50	0,50	0,92	0,78
Indaiatuba	0,50	0,50	0,92	0,50
Itatiba	0,98	0,98	0,95	0,98
Monte Mor	0,13	0,13	0,89	0,16
Paulínia	1,00	1,00	1,00	1,00
Santa Bárbara d'Oeste	0,61	0,61	0,98	0,89
Santo Antonio de Posse	0,41	0,41	0,92	0,52
Valinhos	0,98	0,98	0,96	0,99

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os resultados mostrados na Tabela 2 permitem concluir que para os diferentes modelos destacados, as cidades de Paulínia, Itatiba e Valinhos são as mais eficientes quanto aos parâmetros utilizados. Vale salientar que a cidade de Paulínia apresentou eficiência de 100% para todos os modelos utilizados e tem a característica de ter um elevado PIB per capita quando comparado aos demais municípios. As cidades de Itatiba e Valinhos, embora não apresentem PIB per capita elevado, tem a característica de que as capacidades dos aterros são maiores que as demais cidades. Entretanto, percebe-se que Campinas, a cidade mais populosa da RMC, possui a capacidade de aterro pequena, portanto insuficiente, quando comparada com alguns outros municípios elencados na referida tabela, acarretando baixa eficiência no destino do lixo recolhido.

Por meio da combinação de DMU's que apresentaram eficiência de 100% nas rodadas padrões, é possível quantificar os valores de *inputs* ou *outputs* como ideais

teóricos, ou seja, tornar DMU's, antes não eficientes, em eficientes. Vale ressaltar que a orientação dos cálculos iniciais de Eficiência Padrão definem os *inputs* ou *outputs* em variáveis ou constantes para o *benchmarking*. No caso das rodadas orientadas a *input*, são consideradas variáveis todos os *inputs* e *outputs* constantes, ou seja, são calculadas a partir do *benchmarking* os valores de *inputs* ideais para uma eficiência total, mantendo os valores de *outputs*. As Tabelas 3-6 mostram os valores ideais para cada DMU. Vale destacar que as Tabelas 3 e 5 referentes aos modelos CRS e VRS, respectivamente, com orientação a *inputs*, mostram os valores ideais dos *inputs*, mantendo os *outputs* constantes para alcançar a máxima eficiência. Similarmente, as Tabelas 4 e 6 referentes aos modelos CRS e VRS, respectivamente, com orientação a *outputs*, mostram os valores ideais dos *outputs*, mantendo os *inputs* constantes para alcançar a máxima eficiência. Os resultados obtidos pelo *benchmarking* podem ser usados para as cidades que apresentam baixa eficiência de forma a melhorar o desempenho.

Tabela 3 - Resultado da aplicação do *benchmarking* para o modelo CRS orientado a *inputs*

DMU	Coefficiente de Gini	Quantidade de lixo (m <sup>3</sup> /dia)	1-IDH	PIB per capita (R\$/hab)	Capacidade dos aterros (m <sup>3</sup> )
Americana	0,013	1,163	0,005	21.528,00	150.125,0
Artur Nogueira	0,039	2,063	0,016	7.146,00	5.000,0
Campinas	0,058	5,185	0,023	19.719,00	41.300,0
Cosmópolis	0,069	5,159	0,028	10.986,00	15.000,0
Holambra	0,430	2,740	0,173	38.725,00	30.000,0
Hortolândia	0,034	3,029	0,013	14.677,00	50.123,0
Indaiatuba	0,057	5,130	0,023	19.407,00	40.000,0
Itatiba	0,400	44,910	0,172	20.996,00	173.863,0
Monte Mor	0,097	5,673	0,040	1.761,00	24.200,0
Paulínia	0,390	34,800	0,153	106.082,00	60.800,0
Santa Bárbara d'Oeste	0,015	1,349	0,006	13.539,00	80.000,0
Santo Antônio de Posse	0,118	3,069	0,048	13.272,00	13.000,0
Valinhos	0,400	53,660	0,158	23.479,00	193.367,4

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 4 - Resultado da aplicação do *benchmarking* para o modelo CRS orientado a *outputs*

DMU	Coeficiente de Gini	Quantidade de lixo (m <sup>3</sup> /dia)	1-IDH	PIB per capita (R\$/hab)	Capacidade dos aterros (m <sup>3</sup> )
Americana	0,400	155,660	0,160	4.441,53	2.545,63
Artur Nogueira	0,400	20,910	0,204	72.432,80	50.680,66
Campinas	0,420	1142,230	0,148	47.600,03	27.281,55
Cosmópolis	0,390	29,140	0,201	62.053,05	84.725,63
Holambra	0,430	2,740	0,173	38.725,00	30.000,00
Hortolândia	0,370	129,940	0,210	26.968,14	15.456,56
Indaiatuba	0,400	123,940	0,171	51.401,54	29.460,36
Itatiba	0,400	44,910	0,172	20.996,00	173.863,00
Monte Mor	0,400	23,310	0,217	28.658,41	99.439,87
Paulínia	0,390	34,800	0,153	106.082,00	60.800,00
Santa Bárbara d'Oeste	0,380	143,660	0,181	8.890,55	5.095,54
Santo Antônio de Posse	0,390	10,110	0,210	43.717,62	42.821,66
Valinhos	0,400	53,660	0,158	23.479,00	193.367,40

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 5 - Resultado da aplicação do *benchmarking* para o modelo VRS orientado a *inputs*

DMU	Coeficiente de Gini	Quantidade de lixo (m <sup>3</sup> /dia)	1-IDH	PIB per capita (R\$/hab)	Capacidade dos aterros (m <sup>3</sup> )
Americana	0,396	55,258	0,158	21.528,00	150.125,0
Artur Nogueira	0,389	20,342	0,198	7.146,00	5.000,0
Campinas	0,420	1142,230	0,148	19.719,00	41.300,0
Cosmópolis	0,388	28,960	0,200	10.986,00	15.000,0
Holambra	0,430	2,740	0,173	38.725,00	30.000,0
Hortolândia	0,370	129,940	0,210	14.677,00	50.123,0
Indaiatuba	0,386	81,093	0,165	19.407,00	40.000,0
Itatiba	0,400	44,910	0,172	20.996,00	173.863,0
Monte Mor	0,389	22,649	0,200	1.761,00	24.200,0
Paulínia	0,390	34,800	0,153	106.082,00	60.800,0
Santa Bárbara d'Oeste	0,380	143,660	0,181	13.539,00	80.000,0
Santo Antônio de Posse	0,390	10,110	0,210	13.272,00	13.000,0
Valinhos	0,400	53,660	0,158	23.479,00	193.367,4

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 6 - Resultado da aplicação do *benchmarking* para o modelo VRS orientado a *outputs*

DMU	Coefficiente de Gini	Quantidade de lixo (m <sup>3</sup> /dia)	1-IDH	PIB per capita (R\$/hab)	Capacidade dos aterros (m <sup>3</sup> )
Americana	0,400	155,660	0,160	26.933,88	187.822,76
Artur Nogueira	0,400	20,910	0,204	63.194,11	44.216,42
Campinas	0,420	1142,230	0,148	19.719,00	41.300,00
Cosmópolis	0,390	29,140	0,201	84.805,99	49.842,20
Holambra	0,430	2,740	0,173	38.725,00	30.000,00
Hortolândia	0,370	129,940	0,210	14.677,00	50.123,00
Indaiatuba	0,400	123,940	0,171	63.024,86	129.901,29
Itatiba	0,400	44,910	0,172	20.996,00	173.863,00
Monte Mor	0,400	23,310	0,217	20.193,87	81.542,86
Paulínia	0,390	34,800	0,153	106.082,00	60.800,00
Santa B. d'Oeste	0,380	143,660	0,181	13.539,00	80.000,00
Santo A. Posse	0,390	10,110	0,210	13.272,00	13.000,00
Valinhos	0,400	53,660	0,158	23.479,00	193.367,40

Fonte: Elaborado pelos autores.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Problemas de diferentes áreas como educação, saúde, meio ambiente e engenharia podem ser explorados e desenvolvidos empregando a ferramenta DEA para estudar, resolver e analisar dados experimentais com a finalidade de fazer previsões sobre o fenômeno de interesse.

Tendo em vista a vantagem da flexibilidade do manuseio com a DEA é bastante oportuno a sua utilização na construção de protótipos, possibilitando definir rapidamente quais são as unidades eficientes dentro dos parâmetros considerados. Além disso, para as unidades ineficientes, por meio do *benchmarking*, é possível definir estratégias para alcançar metas eficientes.

No presente trabalho foram abordados apenas alguns parâmetros, cuja finalidade foi mostrar uma avaliação inicial levando-se em conta apenas algumas características dos municípios da RMC para estudar a eficiência dos mesmos referentes a esses parâmetros no tocante a quantidade de resíduos sólidos.

Com o intuito de se aprofundar o estudo aqui tratado, novos dados podem ser levantados em consideração, como por exemplo, introduzir gases provenientes dos resíduos sólidos, ou mesmo acrescentar outros municípios, e, como consequência

elevar o número de DMU's. Vale salientar que à medida que dados de *input* ou *output* são acrescentados, o problema torna-se mais complexo dificultando muitas vezes a sua validação, além disso, mudanças nesses dados ou na aplicação dos modelos podem alterar substancialmente os resultados obtidos.

Como os resultados obtidos demonstram, percebe-se que o município de Paulínia ocupa a máxima fronteira de eficiência (100%) na aplicação dos dois modelos CCR e BCC, as cidades de Itatiba e Valinhos estão muito próximo da fronteira de máxima eficiência, enquanto Campinas mostra eficiência significativa apenas para o modelo BCC orientado a *input*.

Certamente, um estudo mais relevante, pois teria possibilidade de aplicação na prática, poderia ser feito juntamente com os gestores responsáveis por tais departamentos de uma Secretaria Municipal relacionada ao Meio Ambiente.

## **ANALYSIS OVER LANDFILLS EFFICIENCY: A STUDY SUPPORTED BY DATA ENVELOPMENT ANALYSIS TOOL**

### **ABSTRACT**

The objective of this article is to measure the efficiency of thirteen cities in the Metropolitan Region of Campinas in terms of landfill regarding some parameters: GDP per capita, GINI coefficient, HDI, quantity of solid waste produced, landfill capacity of these cities. The classic Data Envelopment Analysis (DEA), CCR and BCC models, are used in order to verify which ones are the most efficient cities in relation to the selected parameters. The inputs used were the Gini coefficient, the amount of waste and (1-HDI) and the outputs were the GDP per capita and the capacity of the landfill for each of the cities considered. The results with the use of this tool show that out of the thirteen cities listed, Paulínia, Valinhos and Itatiba were the most efficient.

**Keywords:** Landfill. Sustainability. Otimization methods.

### **REFERÊNCIAS**

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**, 2014. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2016.

ÂNGULO-MEZA, L.; BIONDI NETO, L.; MELLO, J. C. C. S. DE; GOMES, E. G.; COELHO, P. H. G. FSDA - Free Software for Decision Analysis (SLAD - Software Livre de Apoio a Decisão): **A Software Package for Data Envelopment Analysis Models**. Embrapa, 2004.

BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some models for estimating technical scale inefficiencies in Data Envelopment Analysis. **Management Science**, v. 30, n. 9, p. 1078-1092, 1984.

CASADO, F. L.; SILUK, J. C. M. Avaliação da eficiência técnica de instituições públicas através da utilização de indicadores de governança. **Anais do XXXI Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, 2011.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2014. Disponível em: <<http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2013/11/residuosSolidos2014.pdf>>. Acesso em: 11 fev 2016.

CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision-making units. **European Journal of Operational Research**, v. 2, p. 429-444, 1978.

CUNHA, V. **Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas**. Piracicaba, 2001. Dissertação. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, 2001.

GALEFFI, C. **Quem produz mais lixo no mundo?** 2013. Disponível em: <<http://www.portalresiduossolidos.com/quem-produz-mais-lixo-no-mundo/>>. Acesso em: 11 nov. 2016.

GANDELINI, L.; CAIXETA FILHO, J. V. Otimização dos aterros sanitários. **Revista de Economia Contemporânea**, v. 11, n. 3, p. 509-523, 2007.

GOMES, E. G.; SOARES de. MELLO, J. C. C.; SOUZA, G. D. S.; ÂNGULO-MEZA, L.; MANGABEIRA, J. A. D. C. Efficiency and sustainability assessment for a group of farms in the Brazilian Amazon. **Annals of Operations Research**, v. 169, n. 1, p. 167-181, 2009.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.org/pdf/csc/v17n6/v17n6a14>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

GRAMANI, M. C. N., DUARTE, A. L. C. M. O Impacto do Desempenho das Instituições de Educação Básica na Qualidade do Ensino Superior, **Ensaio**, v. 19, n. 72, p. 679-702, 2011.

IBGE. **Região de Influência das Cidades 2007 (Regic 2007)**, 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/regic.shtm?c=6>> Acesso em: 18. Set. 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2016a. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=350950&idtema=130&search=sao-paulo|campinas|estimativa-da-populacao-2016>>. Acesso em: 01 dez. 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2016b. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=350950&idtema=152&search=sao-paulo%7ccampinas%7cproduto-interno-bruto-dos-municipios-2013>>. Acesso em: 01 dez. 2016.

JACOBI, P. R. Educar na sociedade de risco: o desafio de construir alternativas. **Pesquisa em Educação Ambiental**, São Carlos, v.2, n.2, p. 49-65, 2007.

LACHTERMACHER, G. **Pesquisa Operacional na tomada de decisões**. Rio de Janeiro: Campus, 2007.

MAMEDES, I. M. Influência da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos sobre o solo: estudo de caso do lixão de Várzea Grande-MT. **Revista Gestão&Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 327-336, out. 2016/mar. 2017.

MILIONI, A. Z.; ALVES, L. B. Ten years of research parametric data envelopment analysis, **Pesquisa Operacional**, v. 33, n. 1, p. 89-104, 2013.

MRB – Assessoria e Consultoria. **Lei Federal proíbe os municípios de usarem lixões a partir de 2014**. Disponível em: <<http://mrbcconsultoria.com/lei-federal-proibe-os-municipios-de-usarem-lixoes-a-partir-de-2014/>>. Acesso em: 27 nov. 2016.

PMC. Prefeitura Municipal de Campinas, 2014. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/governo/seplama/dados-do-municipio/rmc/>>. Acesso em: 10 jun. 2016.

PMC. Prefeitura Municipal de Campinas. **Dados Geográficos do Município**. Disponível em: <<http://www.campinas.sp.gov.br/governo/seplama/dados-do-municipio/cidade/>>. Acesso em: 05 out. 2016.

SANTOS, J. V. **A gestão dos resíduos sólidos urbanos: um desafio**, 2009, 271 fls. Tese (Doutorado). Faculdade do Direito do Largo São Francisco da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

SIQUEIRA, T. M. O.; ASSAD, M. L. R. C. L Compostagem de resíduos sólidos urbanos no Estado de São Paulo (Brasil). **Ambiente&Sociedade**, v. XVIII, n. 4, p. 243-264. 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/asoc/v18n4/1809-4422-asoc-18-04-00243.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2016.