



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

JOÃO DA SILVA FORTUNA NETO

**Otimização dos Processos de Construção e
Operação de Aterros Sanitários visando o
Reaproveitamento do Solo**

**Directores:
Rosario García Moreno
Jorge Paz Ferreiro**

**La Coruña- Espanha
Abril 2012**

RESUMEN

Optimización de los procesos de construcción y operación de rellenos sanitarios con énfasis en la reutilización del suelo

El objetivo de esta Tesis Doctoral es evaluar las mejoras que se pueden aplicar en los procesos de diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios de Residuos Sólidos Urbanos-RSU, clasificados como clase II, según la normativa brasileña ABNT/NBR (10.004/2004). Dichas mejoras deberían llevarse a cabo teniendo en cuenta los siguientes aspectos:

- Prolongar la vida útil de los vertederos existentes y en funcionamiento.
- Participar en el diseño de nuevos proyectos, con el objetivo de transformar la zona en un lugar de depósito "perenne", lo que deja abierta la posibilidad de trabajar en una secuencia de celdas, pudiendo volver a la celda de partida para su apertura y su reincorporación como un área para la eliminación de residuos.
- Considerar la posibilidad de que los vertederos que ya se han cerrado, vuelvan a utilizarse como áreas de almacenamiento.

El uso del suelo como almacén de residuos sólidos urbanos es un problema mundial, debido, principalmente, al agotamiento de los recursos naturales y a que se trata de una actividad que implica el uso de grandes áreas que han sufrido impactos ambientales, en mayor o menor medida, dependiendo del nivel de concienciación y la tecnología empleada en el diseño y las operaciones de relleno. Las opciones más adecuadas en lo referente al uso del suelo y el medio ambiente consisten en: ampliar la vida útil del relleno sanitario, reutilizar las zonas ya degradadas por estas actividades y reabrir depósitos ya cerrados.

El fundamento teórico de este estudio se centró en el trabajo de investigación realizado en el Vertedero de Americana, en São Paulo/Brasil. Las referencias metodológicas utilizadas se basaron en investigaciones tanto cualitativas como cuantitativas.

La mejora propuesta en este trabajo de tesis se basa en el uso de tecnología para el tratamiento de residuos durante el proceso de eliminación, o la reapertura de los depósitos ya cerrados. En cualquier caso, resulta necesario un lugar para el destino final de los residuos. Después de las técnicas de tratamiento que se citan en este estudio, se señalan varios escenarios para la eliminación y reutilización del material tratado, como por ejemplo: la transferencia del residuo ya estabilizado a vertederos de inertes en áreas degradadas que requieren reponer el suelo; el uso de una unidad de separación, que comprende varios tamices que separen el suelo ya estabilizado: una parte podría enterrarse en el vertedero de inertes mientras que otra parte podría utilizarse para la propia cobertura del vertedero, o la utilización de residuos termodegradables como combustible para las centrales termoeléctricas, plantas de asfalto, calderas u otros procesos térmicos de ciclo abierto relacionados.

Otra ventaja asociada a esta práctica es la posibilidad de evaluar las técnicas empleadas actualmente para la impermeabilización y el drenaje de los vertederos de residuos.

Palabras clave: relleno sanitario, fermentación, energía, biogás, reutilización.

RESUMO

Optimización dos procesos de construción e operación de recheos sanitarios con énfase na reutilización do solo

O obxectivo desta Tese de Doutoramento é avaliar as melloras que se poden aplicar nos procesos de deseño, construción e operación de recheos sanitarios de Residuos Sólidos Urbáns-RSU, clasificados como clase II, segundo a normativa brasileira ABNT/NBR (10.004/2004). Estas melloras deberían ser levadas a cabo tendo en conta os seguintes aspectos:

- Aumentar a vida útil dos vertedoiros existentes e en execución.
- Participar no deseño de novos proxectos co obxectivo de converter a área nun lugar de depósito "perenne", deixando aberta a posibilidade de traballar nunha secuencia de celas, podendo voltar á célula de partida para a apertura e a súa reintegración como unha área de eliminación de residuos.
- Considerar a posibilidade de que os vertedoiros que xa estean pechados sexan, novamente, utilizados como zonas de almacenamento.

O uso do solo como almacén de residuos sólidos urbanos é un problema global, principalmente debido ao esgotamento dos recursos naturais e a que se trata dunha actividade que implica o uso de grandes áreas que sufriron impactos ambientais, en maior ou menor medida, dependendo do nivel de concienciación e da tecnoloxía utilizada no deseño do proxecto e as tarefas de recheo. As opcións máis axeitadas en canto ao uso do solo e o medio ambiente consisten en: prolongar a vida útil do vertedoiro, reutilizar as áreas xa degradadas por esas actividades e reabrir os depósitos que xa foron pechados.

A fundamentación teórica deste estudo centrouse no traballo de investigación levado a cabo no Vertedoiro de Americana, en São Paulo/Brasil. As referencias metodolóxicas utilizadas están baseadas en investigacións cualitativas e cuantitativas.

Nesta tese propónse o uso de tecnoloxía para o tratamento de residuos no proceso de eliminación ou a reapertura de vertedoiros pechados. En todo caso é necesario un lugar de destino final dos residuos. Despois das técnicas de tratamento que se citan neste estudo, sinálanse varios escenarios para a eliminación e a reutilización do material tratado, tales como: a transferencia dos restos xa estabilizados a vertedoiros para residuos inertes en áreas degradadas que necesitan substituír o solo; a utilización dunha unidade de separación, que inclúe varias peneiras para separar o solo xa estabilizado: unha parte podería enterrarse no vertedoiro de áridos mentres que a outra parte podería ser usada para cubrir o propio vertedoiro, ou a utilización de residuos termodegradables como combustible para centrais termoeléctricas, plantas de asfalto, caldeiras e outros procesos térmicos ciclo aberto relacionados.

Outra vantaxe asociada a esta práctica é a posibilidade de avaliar as técnicas actualmente utilizadas para impermeabilización e drenaxe dos vertedoiros de residuos.

Palabras clave: aterro sanitario, fermentación, enerxía, biogás, reutilización.

SUMMARY

Optimization of the processes of building and operation of sanitary landfills focussing on the reuse of soil

The aim of this Ph. D. Thesis was to assess the improvements that could be applied in designing, building and operation processes of sanitary landfills for urban solid wastes that are classified as class II, following Brazilian regulations ABNT/NBR /10.024/2004). Any improvement should be carried out taken into account the following issues:

- To enlarge the useful life of the exiting dump waste facilities that is in running.
- To grant design of new projects with the aim of allowing conversion of the available area in a site of “perennial” landfill. This opens the possibility of working following a cell sequence, in such a way that it would be possible to come back to the first cell and open it, allowing its reincorporation as an area for waste elimination.
- To take into account the possibility that closed dump waste sites would work again as storage areas.

The use of the soil as a depot of urban solid waste is of word concern, mainly due to the exhaustion of natural resources and also because this is an activity implying the utilization of large surface areas, which are more or less subjected to environmental impacts, depending level of public awareness and on the technology employed for design and landfill operations. The most adequate options regarding soil use and environment should be: to enlarge the useful life of the sanitary landfill, to reuse previously degraded zones for this activities and to open again closed dump deposits.

This study was theoretically based on research work carried out in the landfill of Americana, a town located in São Paulo, Brazil. The methodological references employed were established on both, qualitative and quantitative explorations.

The improvements proposed in this work of thesis are based on the use of technology for waste treatment along the waste destruction process o at reopening of previously closed landfills. A place for the final destination of the residues is required in any case. In this study, after the analysis of various waste treatment techniques, several scenarios for elimination and reuse of waste materials previously processed are assessed. These include, for example: a) transfer of previously stabilised wastes to landfills for inert materials in degrades areas where soil reposition in needed, b) employment of a separation unit including several sieves to separate soil materials former stabilised, in such a way that a part could be buried in the landfill for inert material, whereas the remaining part could be used as material for landfill covering and c) utilization of thermodegradable wastes as combustible for thermoelectric power plants, asphalt power plants, biomass boilers and other related open cycle thermal processes.

Another advantage associated to this practice gives birth to the possibility of assessing techniques currently used for impermeabilization and drainage of waste landfills.

Key words: sanitary landfill, fermentation, energy, biogas, reutilization.

RESUMO

Otimização dos Processos de Construção e Operação de Aterros Sanitários visando o Reaproveitamento do Solo

Este trabalho tem por objetivo avaliar as melhorias que podem ser inseridas nos processos de projeto, construção e operação de Aterros Sanitários para resíduos Sólidos Urbanos–RSU, classificados pela norma técnica Brasileira ABNT/NBR (10.004/2004) como classe II, sobre as seguintes perspectivas:

- Ampliação da vida útil dos aterros já existentes e em operação.
- Interferir na concepção de novos projetos, visando transformar a área de depósito em um local “perene”, onde se tenha a possibilidade de estar trabalhando em seqüência de células, podendo retornar a célula inicial para proceder sua abertura e ter este espaço reintegrado como área para descarte de lixo.
- Considerar que os aterros sanitários já encerrados, voltem a ser opção como áreas para depósito.

A ocupação do solo como depósito de resíduos sólidos urbanos é uma preocupação mundial, principalmente face ao esgotamento dos recursos naturais e por ser esta uma atividade que implica na utilização de grandes áreas que sofrerão impactos ambientais, mitigados ou não, dependendo do nível de conscientização e tecnologia que for empregado nos processos de projeto e operação do aterro. Ampliar a vida útil do aterro, reutilizar as áreas já degradadas por estas atividades e reabrir depósitos já encerrados, se torna em uma grande opção para a ocupação do solo e para o meio ambiente.

A fundamentação teórica deste trabalho foi focada na pesquisa dos trabalhos realizados no Aterro de Americana em São Paulo/Brasil, que sinalizam para essa possibilidade. Os referenciais metodológicos utilizados neste trabalho foram de pesquisa de cunho qualitativo e quantitativo.

A melhoria proposta fundamenta-se na possibilidade de utilização de tecnologias que permitam o tratamento do resíduo durante o processo de destinação final, ou na reabertura de depósitos já encerrados, em qualquer opção será necessário um local para a destinação final dos rejeitos. Após essas técnicas de tratamento, que serão citadas neste estudo, viabiliza-se vários cenários de destinação e reaproveitamento do material tratado, como: transferência do resíduo já estabilizado, para aterros de inertes em áreas degradadas que necessitem de recomposição de solo; utilização de uma unidade de segregação, composta por peneiras que separariam o solo já estabilizado, que poderiam ser dispostos em aterros de inertes e parte dele retornar para a própria cobertura do aterro; utilização dos resíduos termodegradáveis como combustíveis para termoelétricas, usinas de asfalto, caldeiras ou outro processo térmico de ciclo aberto que possa ser associado.

Outras vantagens associadas a esta prática é a possibilidade de avaliação das técnicas hoje empregadas de impermeabilização e drenagem dos aterros de resíduos.

Palavras-chave: aterro sanitário, fermentação, energético, biogás, reaproveitamento.

Tesis Doctoral presentada por
João da Silva Fortuna Neto

**Optimización de los Procesos de Construcción y Operación de
Rellenos Sanitarios con énfasis en la Reutilización del Suelo**

(Otimização dos Processos de Construção e Operação de Aterros
Sanitários visando o Reaproveitamento do Solo)

RESUMEN EXTENSO

1. Introducción

Uno de los mayores problemas ambientales actuales es la disposición final no adecuada de los residuos sólidos urbanos, que viene agravado por el aumento de la población. El vertedero de tipo “relleno controlado” utiliza principios de ingeniería para confinar los residuos sólidos recubriéndolos de una capa de material inerte tras cada jornada de trabajo, lo que no evita la contaminación localizada. Por el contrario, el manejo de los residuos sólidos según un sistema de “relleno sanitario” permite la confinación sin riesgo para el medio ambiente, al tiempo que protege la salud pública. Este sistema debe de permitir la obtención de lixiviados no contaminados y biogás.

En Brasil se estima que se generan 167.345 toneladas/día de residuos sólidos urbanos y en el mundo 2.000.000 de toneladas/día. Sin embargo, se constata una notable escasez de áreas apropiadas para implantar vertederos del tipo relleno sanitario. Si bien la escasez de áreas de depósito puede causar graves problemas administrativos, ha motivado el desarrollo de tecnologías para recuperar ciertas fracciones de los residuos. Entre estas tecnologías cabe mencionar el

compostaje, la digestión anaeróbica, la pirólisis y la gasificación, todas ellas asociadas a la separación mecánica de los residuos frescos y la biorremediación “*in situ*” o “*ex situ*”.

Los residuos son descartados por su aparente falta de utilidad en la actividad diaria. Sin embargo, teniendo en cuenta la composición de los mismos se aprecia que presentan un notable potencial para su explotación como materia prima reciclable o como energía. Así, en el caso de Brasil, se estima que los residuos contienen un 60% de materia orgánica que puede ser convertida en biofertilizantes mediante descomposición aeróbica o anaeróbica. Del mismo modo, cerca del 30% de los residuos está formado por material combustible que puede ser usado como fuente de energía. En particular, los procesos de digestión anaeróbica han atraído la atención tanto por su eficiencia en términos de descontaminación como por su posible viabilidad económica.

En la actualidad la reapertura de rellenos sanitarios es una posibilidad real de establecer sistemas perennes de tratamiento y reciclaje de residuos, lo que debería de facilitar la solución del problema de la escasez de áreas apropiadas para vertederos y, por ende, un desarrollo urbano más equilibrado. Por ello, parece conveniente analizar la posibilidad de la adopción de técnicas que se pueden considerar como ya consagradas, para ampliar al máximo la vida útil de vertederos construidos según la técnica de los rellenos sanitarios o bien para recuperar áreas degradadas por antiguos basureros a cielo abierto.

El objetivo general de este trabajo consiste en investigar el comportamiento de los residuos en función del tiempo, así como los aspectos técnicos de la reapertura de los rellenos sanitarios tras la finalización de la vida útil de los mismos. Los objetivos específicos son los siguientes: 1) revisar el estado del arte acerca de las tecnologías que favorezcan la reapertura de rellenos sanitarios y 2) evaluar el posible uso de la biorremediación como herramienta que cree condiciones idóneas de apertura de los rellenos sanitarios.

2. Metodología

En primer lugar, se llevó a cabo un estudio bibliográfico detallado que incluye tanto los procesos de digestión anaeróbica como las posibilidades de emplear técnicas de biorremediación en vertederos construidos a modo de rellenos sanitarios. Para ello, se siguió el siguiente esquema, de acuerdo con los trabajos de especialistas de reconocido prestigio como Farquhar y Rovers o Rees: en primer lugar, se caracterizaron las dos principales etapas de la biorremediación en basureros y vertederos controlados y, en segundo lugar, se analizaron el conjunto de factores que pueden influir en la digestión anaeróbica durante los procesos de biorremediación.

En segundo lugar, desde el punto de vista experimental, se estudió un vertedero próximo a la ciudad de Americana, en el estado de São Paulo, Brasil. Dicho vertedero, situado en el margen del Río Jaguarí, afluente del Río Piracicaba, ocupa una extensión de 19 hectáreas y durante 20 años recibió residuos municipales e industriales, sin tratamiento previo, lo que causó notables impactos ambientales observables a simple vista. Se comprobó que el mayor problema ambiental radicaba en la presencia de metales pesados originados como residuos de la industria textil, ya que en el municipio de Americana se localizaba el segundo polígono de industria textil más importante de Brasil. La elevada contaminación originada en este vertedero se puso de manifiesto por los contenidos en metales pesados de los lixiviados vertidos al Río Jaguarí que llegaron a alcanzar niveles de 90 mg/L. Los metales pesados más abundantes eran hierro, zinc, cobre, cadmio, plomo y cromo. Por otro lado, la vegetación en un perímetro de 500 metros alrededor del vertedero se veía seriamente afectada por la acción de los metales liberados por la industria textil, de modo que cerca de un 90% de los árboles de gran porte y cerca de un 60% de las gramíneas se encontraban en estado senescente, siendo pocas las especies resistentes a las elevadas concentraciones de metales en el medio.

En el año 1983 las autoridades municipales decidieron iniciar la recuperación de este lugar contaminado empleando técnicas de biorremediación "*in situ*" y "*ex situ*", lo que permitió efectuar un estudio experimental durante 10 años,

iniciándose el mismo en 1985 y finalizando en 1994. Se construyeron seis depósitos de 100 metros de largo por 50 metros de ancho y 10 metros de profundidad. En tres de estos depósitos o células se vertían residuos peligrosos de origen industrial junto a residuos domésticos y en los tres depósitos restantes se vertían exclusivamente residuos de origen doméstico. En la tesis se presentan esencialmente los resultados obtenidos en una de las celdas que recibía solamente residuos domésticos.

Se midieron los siguientes parámetros durante los 10 años en los que se dispone de datos experimentales analizados: composición gravimétrica y humedad de los residuos frescos (es decir aquellos muestreados el mismo día de su producción) y composición gravimétrica, humedad, temperatura, relación carbono nitrógeno, contenido en sólidos volátiles, pH, potencial de oxidación-reducción (Eh) y demanda química de oxígeno (DQO) a tres profundidades en el interior de la célula experimental. Adicionalmente, los parámetros anteriores se midieron en diversos puntos del entorno experimental, en localizaciones externas a los depósitos de residuos que actuaban como zonas en las que los lixiviados se sometían a procesos complementarios de descontaminación. Todas las medidas se efectuaron dos veces al año, en los meses de Enero y Agosto.

La toma de muestra de los residuos frescos se efectuó mediante alícuotas de 200 litros, tras un análisis de la representatividad del tamaño de muestra. En el interior de la célula experimental el muestreo se efectuó mediante una excavadora hidráulica con brazo largo. Las medidas de humedad, sólidos volátiles, carbono, nitrógeno y demanda química de oxígeno se realizaron sin interferencia de ningún tipo. La realización de las medidas de temperatura, pH y Eh presentaron diversos problemas, debidos a la agresividad del medio, que fueron resueltas mediante modificaciones convenientes de los protocolos de medida empleados.

En las determinaciones gravimétricas se separaban los siguientes materiales: materia orgánica, papel, plástico, textiles, vidrio y tierra, metales y madera. El carbono se determinó por ignición a 550° C y por oxidación mediante vía húmeda y el nitrógeno se determinó según el método Kjeldahl. El contenido en sólidos

volátiles y no volátiles en la materia orgánica se determinó a partir de procesos de combustión. El pH se midió potenciométricamente, mientras que el Eh se determinó usando electrodos de calomelano-platino-vidrio. Las medidas de demanda química de oxígeno (DQO) se llevaron a cabo según los métodos estandarizados descritos por US-EPA.

3. Resultados más relevantes

En primer lugar, la revisión bibliográfica permitió poner de manifiesto que para el manejo de los vertederos es necesario tener en cuenta el efecto de factores que inciden simultáneamente tanto sobre la digestión anaeróbica como sobre los procesos de biorremediación. Dichos factores, según las dos propuestas de especialistas reconocidos como son Farquhar y Rovers, por un lado y Rees, por otro lado, que fueron empleadas a modo de primera aproximación, se pueden catalogar como factores relacionados con la tipología de los residuos, con su composición química, con las operaciones de manejo preliminares, es decir las efectuadas tras la recolección de los residuos frescos, y con los factores micro ambientales.

La naturaleza cualitativa del residuo se ha comprobado que puede afectar al proceso de biorremediación, siendo las principales variables que influyen en el mismo las siguientes: densidad de habitantes, variaciones estacionales, condiciones climáticas, hábitos y nivel de educación, actividades de recolección y legislación y reglamentación específica. Desde el punto de vista de la composición se llevó a cabo un estudio exhaustivo considerando el papel de los siguientes factores: nutrientes y microorganismos, relación carbono/nitrógeno, toxicidad, antibióticos, detergentes, ácidos orgánicos cianuros, sulfuros, nitrógeno amoniacal, metales alcalinos y alcalinotérreos, metales pesados y oxígeno. En relación con el manejo de los residuos se consideró el papel de los métodos de recolección y transporte, la segregación y reciclaje y de enterrado de residuos en el vertedero. Por último, dentro de los factores medio ambientales se consideró la influencia de la temperatura, pH, Eh y contenido en humedad. Por último se

revisaron las concepciones integradas de los procesos de biorremediación desde una perspectiva histórica.

Por lo que respecta a los resultados experimentales se analizó y describió la evolución temporal de todos los parámetros medidos en los residuos frescos, en los residuos enterrados y en los lixiviados muestreados fuera de las células.

Los datos de composición gravimétrica así como el estudio de la relación carbono/nitrógeno pusieron de manifiesto que el contenido en materia orgánica disminuía a lo largo del tiempo de acuerdo con un modelo lineal, explicando la pérdida de masa. Se puso de manifiesto que la tasa de degradación es proporcional a la materia orgánica remanente. Indirectamente estos parámetros proporcionan una medida de la actividad biológica en el interior del vertedero controlado. La disminución de la relación C:N desde valores del orden de 30:1 hasta 17:1 al final de la experiencia es un indicio de la bioestabilización que sufre la materia orgánica en función del tiempo, de modo que se va tornando cada vez menos soluble.

Del mismo modo, se pudo constatar una disminución lineal de la humedad de los residuos enterrados en la célula experimental, y ello en las tres profundidades de medida; este resultado pone de manifiesto la deshidratación y la pérdida por lixiviación de los residuos en función del tiempo. Por otro lado, se comprueba que la humedad dentro de la célula experimental disminuye con la profundidad, lo que permite efectuar un análisis complementario de la percolación de lixiviados. En concordancia con la evolución de la materia orgánica y de la humedad el contenido en sólidos solubles también disminuyó en función del tiempo desde valores iniciales del orden del 33% hasta valores finales del 11%, siendo el descenso más rápido durante los primeros años tras la instalación del vertedero controlado experimental.

La temperatura se mantuvo relativamente constante en las tres profundidades de medida a lo largo de los diez años estudiados y también sufrió pocas variaciones

a escala estacional. Los resultados avalan la hipótesis de que los procesos de descomposición ocurrieron en estado mesofílico.

El pH presentó una tendencia a aumentar a lo largo de los diez años de medidas, con oscilaciones relativamente pequeñas entre las tres profundidades de medida, lo que presenta aspectos positivos en relación con la gestión de los metales pesados. Por su parte los valores de Eh medidos en superficie y en profundidad sufrieron una evolución diferencial, de tal modo que estos últimos evolucionaron a lo largo del tiempo con una curva en forma de U, es decir sufriendo una fuerte disminución durante los primeros años de actividad del vertedero y aumentando de nuevo a partir del sexto año de inicio del depósito controlado de materiales. Esto pone en evidencia la presencia de condiciones anóxicas más intensas en profundidad que en superficie.

La evolución de los valores de DQO en el interior del vertedero controlado, por último, se pudo relacionar con los efectos de la inoculación de organismos en el interior de la célula experimental. Los datos de DQO medidos en otras zonas de la instalación permitieron efectuar una evaluación global de la eficacia del proceso de biorremediación.

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio pusieron de manifiesto que es posible asociar las tecnologías disponibles para el tratamiento de residuos con mejoras en el proceso de ocupación y uso del suelo como un vertedero, con el fin de ampliar la vida útil de dicho depósito sanitario. Dicha posibilidad se deriva de los resultados experimentales obtenidos que se sintetizan a continuación:

1.- La composición gravimétrica de los residuos frescos pone de manifiesto que éstos contienen por término medio un 51,9%. Tras un año en el depósito o célula experimental los residuos contenían aproximadamente 10% menos de materia orgánica y ésta continuó disminuyendo a lo largo del tiempo. El contenido en humedad supuso como media 67,1 % en la basura fresca y osciló entre 35% y 70%, respectivamente, en la cima y el fondo del depósito. Estos resultados ponen

de manifiesto, por un lado, la importancia de los procesos de bioestabilización de la materia orgánica y, por otro, que la materia orgánica descompuesta se concentra en el fondo del depósito, que se convierte en una zona más activa en términos de acción microbiana.

2.- La evolución de la relación carbono/nitrógeno presentó una disminución a lo largo del tiempo, lo que puso de manifiesto el secuestro de carbono debido a la actividad microbiana, y confirmó, asimismo que la materia orgánica de los residuos se encuentra bioestabilizada.

3.- Los sólidos volátiles, tanto en la cima como en el fondo de la célula experimental, disminuyeron desde un valor medio inicial del 35% hasta cifras del orden del 10%. Dado que la relación carbono/nitrógeno sufrió una evolución similar, se pone de manifiesto la transformación de parte de la materia orgánica en sustancias volátiles debido a la actividad biológica en el seno del vertedero.

4.- La demanda química de oxígeno (DQO) comenzó a disminuir a partir del segundo año, lo que pone de manifiesto que fue efectivo el tratamiento "in situ" de la carga de contaminantes asociados a la basura y que asimismo la inoculación de microorganismos también fue eficaz para el tratamiento de los mismos.

5.- La evolución del pH en el interior del vertedero pone de manifiesto una fuerte tendencia a la alcalinización, lo que supone una disminución de riesgos ambientales asociados a la presencia de metales pesados. Esto hace posible la apertura de las células ya bioestabilizadas para optimizar el espacio físico dedicado al reciclado de materiales y la ampliación de la vida útil del vertedero.

En general, todos los compuestos que pueden representar un peligro para el medio ambiente sufrieron una disminución y alcanzaron valores que permiten que el vertedero pueda ser reutilizado.

En consecuencia, a partir de los datos experimentales, se postula la posibilidad de optimizar la construcción de rellenos o depósitos sanitarios, de modo que la

reapertura de los mismos esté prevista desde la fase de construcción, lo que debe redundar en las siguientes acciones benéficas para el medio ambiente:

- El material procedente del tamizado puede retornar a la cadena productiva.
- Las piedras y madera pueden ser usadas en la confección de drenes para gases y lixiviados.
- Existe la posibilidad de evaluar los sistemas de impermeabilización usados en la célula, al tiempo que los efluentes podrán ser reutilizados.

Por otro lado, en las proximidades de estos rellenos sanitarios se podrán instalar industrias que usen materiales reciclados como materia prima, tales como productos de poder calorífico medio como biogás o efluentes.

Finalmente, el presente trabajo de investigación reafirma el principio de conservación de la materia postulado por Lavoisier, que puede ser parafraseado como: *“en un depósito sanitario nada se pierde ni nada se descarta, sino que todo residuo urbano puede ser transformado y reciclado”*.

ÍNDICE

1.INTRODUÇÃO	1
1.1. A problemática do lixo	1
1.2. A questão da escassez de áreas	3
1.3. A questão do potencial econômico presente nos resíduos	5
1.4. Os aspectos da tecnologia de reabertura de aterros	6
2. OBJETIVO GERAL	8
2.1. Objetivos específicos	8
3. JUSTIFICATIVA	9
4. REVISÃO DA LITERATURA	10
4.1. Digestão anaeróbia	12
4.2. Biorremediação	13
4.3. A biorremediação em aterros e lixões	14
4.3.1. As fases da biorremediação	16
4.3.1.1. Estágio não-metanogênico	17
4.3.1.2. Estágio metanogênico	17
4.3.2. Fatores que influem na biorremediação e digestão anaeróbia	25
4.3.2.1. A proposta de Farquhar e Rovers	26
4.3.2.2. A proposta de Rees	27
4.3.2.3. A tipologia dos resíduos	28
4.3.2.4. Os nutrientes e microrganismos	30
4.3.2.5. A relação Carbono:Nitrogênio	31
4.3.2.6. A necessidade de outros compostos	32
4.3.2.7. A questão da toxicidade	33
4.3.2.8. A questão dos antibióticos	34
4.3.2.9. A questão dos detergentes	34
4.3.2.10. A questão dos ácidos orgânicos	35
4.3.2.11. A questão do cianeton	35

4.3.2.12. A questão do sulfeto	35
4.3.2.13. A questão do nitrogênio amoniacal	35
4.3.2.14. Os metais alcalinos e alcalinos terrosos	36
4.3.2.15. Os metais pesados	37
4.3.2.16. O oxigênio	38
4.3.2.17. As operações preliminares	39
4.3.2.18. Os métodos de coleta e transferência	39
4.3.2.19. A segregação e a reciclagem	41
4.3.2.20. O aterramento dos resíduos	41
4.3.2.21. Os fatores microambientais	44
4.3.2.22. A influência da temperatura	44
4.3.2.23. A influência do pH	47
4.3.2.24. A influência do Eh	50
4.3.2.25. A influência do teor de umidade	53
5. REVISÃO HISTÓRICA	56
5.1. O princípio de Barker	57
5.2. Os postulados de Eliassen	57
5.3. A rota de McCarty	58
5.4. A analogia de Lima	62
5.5. O princípio da alcalinogênese	64
6. METODOLOGIA	66
6.1. Aparato Experimental	66
6.2. Descrição Genérica do Projeto	66
6.3. Composição Gravimétrica do Lixo Novo	72
6.4. Composição Gravimétrica do Lixo Velho	72
6.5. Umidade do Lixo Novo	72
6.6. Umidade do Lixo Velho	73
6.7. Temperatura no Interior da Célula 6	73
6.8. Relação Carbono:Nitrogênio	73
6.8.1. Determinação Empírica do Teor de Carbono	74
6.8.2. Determinação dos Teores de Carbono e Hidrogênio	74

6.8.3. Determinação do teor de nitrogênio (Kjeldahl)	75
6.9. Teor de Sólidos Voláteis e não Voláteis	76
6.10. Medidas de pH	77
6.11. Medidas do Potencial Redox, Eh	77
6.12. Medidas de DQO	78
7. RESULTADOS E DISCUSSÕES	79
7.1. Aspectos Metodológicos	79
7.1.1. Procedimento de Amostragem de Sólidos ex situ	80
7.1.2. Procedimento de Amostragem de Sólidos in situ	80
7.1.3. Procedimento de Amostragem de Líquidos	80
7.1.4. Determinação da Umidade	80
7.1.5. Determinação de Sólidos Voláteis	81
7.1.6. Determinação de Carbono	81
7.1.7. Determinação de Nitrogênio	81
7.1.8. Medida de Temperatura	81
7.1.9. Medida de pH e Eh	81
7.1.10. Medidas de DQO	82
7.2. Comportamento do Lixo Novo	82
7.3. Comportamento do Lixo Velho	84
7.4. Comportamento da Umidade do Lixo Novo	88
7.5. Comportamento da Umidade do Lixo Velho	89
7.6. Comportamento da Temperatura da Célula 6	91
7.7. Comportamento da Relação Carbono:Nitrogênio na Célula 6.....	93
7.8. Comportamento do Teor de Sólidos Voláteis na Célula 6	95
7.9. Comportamento do pH na Célula 6	96
7.10. Comportamento do Eh na Célula 6	97
7.11. Comportamento da DQO na Célula 6	99
7.12. Comportamento da DQO nos Reatores Anaeróbios	103
7.13. Comportamento da DQO na saída wetlands 1	105
7.14. Comportamento da DQO na saída do wetlands 2	106
7.15. Comportamento da DQO na saída do wetlands 3	106
7.16. Comportamento da DQO na saída do wetlands 4	107

7.17. Comportamento da DQO na saída lagoa facultativa	108
7.18. Comportamento da DQO no sistema como um todo	109
8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	110
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	113

1. INTRODUÇÃO

1.1. A PROBLEMÁTICA DO LIXO

Um dos maiores problemas urbanos atuais é a disposição final inadequada dos resíduos sólidos, que se agrava em decorrência do crescimento da população urbana e das mudanças de hábitos de consumo introduzidas pela era industrial e tecnológica. O aumento da geração de lixo urbano não tem sido acompanhado por soluções satisfatórias de manejo, resultando na sua destinação final de forma incompatível com a preservação do ambiente e da saúde pública. Por outro lado, entendemos que estamos na era do conhecimento e da globalização, as quais afetam nossa forma de vida. As mudanças ocasionadas pela era industrial têm, nesse momento, pouco efeito em nossas vidas. Não obstante, a era do conhecimento trouxe a informática e os avanços tecnológicos substituindo a mecânica pela mecatrônica e a globalização trouxe a internet que interligou todo o mundo, ambas vêm provocando mudanças radicais na vida do homem na terra, e, inclusive, mudando a composição do lixo urbano, pois hoje temos, além do lixo doméstico, o lixo eletrônico que não existia na era industrial.

Entende-se como resíduo ou lixo, qualquer material considerado inútil, gerado pela atividade humana e que, por ser uma ameaça ao equilíbrio ecológico, precisa ser tratado, eliminado e seus efeitos minimizados.

O conceito de lixo é uma concepção que pode ser questionada, porque na realidade se produz resíduos, que poderiam ser segregados na sua origem e posteriormente reutilizados, reciclados, re-aproveitados na cadeia produtiva gerando fonte de renda e emprego, além de diminuir possíveis focos de poluição ambiental. Porém, o que poderia ser útil, torna-se “lixo” quando indevidamente acondicionado, misturado juntamente com outros componentes.

Denomina-se resíduo doméstico aquele formado ou produzido pela atividade residencial. Os resíduos sólidos urbanos incluem o resíduo doméstico e o

produzido em instalações públicas (parques, praças, etc.), instalações comerciais bem como restos de construções e demolições.

Os tipos de destinação final, normalmente utilizados para os resíduos sólidos urbanos no Brasil, envolvem a sua destinação no solo em forma de lixões, aterros controlados ou aterros sanitários.

Afirma o IPT (Instituto de Pesquisa Tecnológica), no ano de 1996, que:

“Os lixões infelizmente ainda constituem a forma de disposição final mais utilizada no Brasil e consiste na sua simples descarga sobre solo, sem medida de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, acarretando problemas à saúde pública, com a proliferação de vetores de doenças, dentre outros...”

O aterro controlado utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. Esta forma de disposição produz em geral poluição localizada, pois estes aterros não possuem impermeabilização da base, nem sistema de tratamento de chorume ou dispersão dos gases.

O aterro sanitário é um processo utilizado para a disposição dos resíduos sólidos no solo – particularmente lixo domiciliar – que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite a confinação segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (IPT, 1996). Segundo o estado da arte atual, basicamente as entradas no processo relacionado com um aterro sanitário, são o lixo doméstico e o solo necessário para os serviços de cobertura do resíduo e a confecção dos acessos. As saídas deste processo são o líquido percolado (chorume) e o biogás. O tamanho do desafio brasileiro referente à geração de resíduos é estimado em cerca de 167.345 ton/dia, conforme dados divulgados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE em 2006, mostrado no quadro 1 na seqüência:

Quadro 01: Quantitativo da Coleta de RSU no Brasil

QUANTITATIVOS DA COLETA DE RSU NO BRASIL		
Macrorregião	População 2006	Ton./dia de RSU
Norte	15.053.792	13.216
Nordeste	55.041.199	41.827
Centro-Oeste	12.614.197	11.065
Sudeste	78.340.242	80.473
Sul	28.044.466	20.764
Brasil	189.093.896	167.345

Fonte: ABRELP, 2006

Mas o desafio de buscar um tratamento e local adequado para o tratamento dos resíduos sólidos não está afeto somente ao caso brasileiro e dos países pobres ou em desenvolvimento, os países ricos e tecnologicamente desenvolvidos, como os EUA lideram o mundo na produção de lixo e apresentam os mesmos problemas quando o assunto é tratar e dar destinação final aos resíduos. Estudos mostram que cada americano produz em média, 2,3 Kg de lixo por dia, sendo geradas 232 milhões de toneladas ao ano (EPA, 2002). Na Europa e no Japão, o problema não é diferente, a média de produção de resíduos urbanos chega a 1,2 Kg per capita/dia. Em suma, pelos dados existentes, podemos presumir que a produção de resíduos sólidos no mundo chega a 2 milhões de toneladas por dia, perfazendo 730 milhões de toneladas ao ano, sendo esse um dos maiores desafios que o homem deve enfrentar.

1.2. A QUESTÃO DA ESCASSEZ DE ÁREAS

Uma das soluções mais utilizadas para tratar e dispor os resíduos em todo o mundo são os aterros sanitários, que consistem de sistemas que visam aterrar os

resíduos no solo utilizando critérios e normas de engenharia sem poluir o meio ambiente.

Mas não é tarefa fácil escolher uma área para implantar um aterro sanitário, visto que a população, por falta de informação, resiste aos aterros sanitários, pois os associam com lixões e vazadouros, e assim, sempre há resistência quando se pretende implantar um aterro sanitário. Daí surgiu aquilo que denominamos de escassez de áreas. Isto é, nas grandes cidades há uma falta de área para dispor seus resíduos.

Essa questão da escassez de áreas apropriadas é um assunto sério, pois além das questões ambientais existem as questões econômicas, tornando o problema complexo e de difícil solução.

No Brasil, embora tenhamos um país de grande extensão territorial, nas grandes cidades há escassez de áreas. Começamos por Manaus, AM, no meio da floresta amazônica, seus resíduos, cerca de 2.000 t/dia são dispostos na área urbanizada, cobrindo igarapés e áreas de preservação permanente. O aterro de Manaus fica a 50 km do centro da Cidade.

Em Belém do Pará a questão não é diferente, os as 1.800 t/d de resíduos são dispostas no Aterro do Aurá, na verdade, um lixão a céu aberto, distante 30 km do centro da cidade.

Em Fortaleza, CE, os resíduos produzidos, 1.200 t/d são dispostos no município de Caucaia, cerca de 60 km da cidade de Fortaleza.

Em Recife, PE, os resíduos gerados, 3.000 t/d são dispostos no lixão de Muribeca, no município de Jaboatão dos Guararapes, distante a 50 km do centro da cidade. Em Belo Horizonte, os 4.500 t/d são dispostos no município de Sabará, cerca de 30 km do centro da cidade.

Em Nova York as 20.000 t/d são transportadas para aterros distantes em Nova Jersey, Pensilvânia e Virginia – alguns a quase 500 quilômetros de distância.

Nápoles também tem sérios problemas referentes à falta de área destinada a aterro, isso gerou no início de janeiro, do ano de 2008, um acúmulo em torno de duas mil toneladas de resíduos pelas ruas. A solução encontrada foi o transporte de 2.000 toneladas diariamente para serem queimadas na Alemanha, o que custou um milhão de euros por dia.

Como se observa, a questão de áreas para implantação de aterros sanitários é um problema de interesse mundial, e a questão tem se agravado com as restrições impostas em alguns países, que proíbem dispor resíduos orgânicos. Essa tendência é uma realidade e começou na Europa quando a Diretiva 1999/31/EC – Europa, de 29 de abril de 1999, restringiu a disposição de orgânicos nos aterros. O Brasil tem seguido esse pensamento, pois na Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, é exigido a disposição só dos rejeitos nos aterros sanitários, além do fechamento dos lixões até o ano de 2014, a elaboração de Planos de Resíduos Sólidos pelos Municípios, além da logística reversa, que obriga aos fabricantes reciclarem suas embalagens. Embora a escassez de áreas cause problemas às administrações, por outro lado, tem motivado o desenvolvimento de tecnologias para recuperação de certas frações e a produção de outros produtos que possam ser aterrados com mais segurança. Estas tecnologias incluem a compostagem, a digestão anaeróbia, a pirólise e gaseificação em combinação com a coleta com separação na fonte e a triagem manual ou mecânica e a biorremediação, que é o uso de microrganismos decompositores no tratamento dos resíduos.

1.3. A QUESTÃO DO POTENCIAL ECONÔMICO PRESENTE NOS RESÍDUOS

Os resíduos resultam de nossas atividades diárias, assim, toda matéria que não tem utilidade é simplesmente descartada. Mas analisando detalhadamente a composição dos resíduos verificamos que há um grande potencial a ser explorado, quer na forma de produtos, mas também de energia.

No caso do lixo brasileiro podemos observar que 60% é matéria orgânica que pode ser convertida em composto ou biofertilizante através dos processos de decomposição aeróbia e anaeróbia. Cerca de 30% do lixo restante é material combustível que pode ser utilizado como fonte de energia, assim, podemos concluir que o lixo brasileiro apresenta um percentual de 90% de aproveitamento.

Além do aproveitamento direto, os resíduos quando aterrados e tratados adequadamente podem produzir biogás através da decomposição anaeróbia, que é uma forma de energia limpa.

A digestão anaeróbia é um dos processos que tem atraído atenções de todo o mundo. Observa que ele tem evoluído nos últimos 15 anos, principalmente na Europa. Dados mostram que de 2000 a 2004 a capacidade implantada de processos de digestão anaeróbia passaram de 1.037.000 t/ano para 2.553.000 t/ano, um acréscimo de 150% em apenas quatro anos. A digestão anaeróbia é um processo de dois estágios: hidrólise/acetogênese e metanogênese, em sistemas de escala real, as plantas podem adotar processos de estágio único ou processo multi-estágio. Embora nos processos multi-estágios teoricamente se consiga melhores eficiências e maior geração de biogás, na prática a grande maioria das plantas européias é do tipo simples estágio. As tecnologias mais conhecidas são: Valorga, DRANCO, BTA, WASSA, Kompogas e Linde-KCA.

Os principais fatores que conferem viabilidade econômica aos processos de digestão anaeróbia são os custos de disposição em aterro sanitário; o preço da energia renovável; e a possibilidade de comercialização de créditos de carbono (e este somente em países em desenvolvimento, como no Brasil).

1.4. OS ASPECTOS DA TECNOLOGIA DE REABERTURA DE ATERROS

A escassez de áreas impede que os aterros sanitários sejam vistos simplesmente como sistemas de destino final. Essa ótica reducionista deve mudar para que haja um desenvolvimento urbano mais equilibrado, pois nada impede que os aterros

possam ser transformados em sistemas perenes de tratamento e reciclagem de resíduos. Nesse aspecto a tecnologia de reabertura de aterros, ou como sua denominação de origem: “*landfill mining*”, que visa explorar os recursos disponíveis nos antigos aterros, serve para viabilizar a proposta de perenizar os locais de aterros sanitários, minimizando as pressões exercidas pela escassez de áreas apropriadas. Caso haja investimento em pesquisas de sistemas de abertura de aterros, a questão da escassez de áreas pode ser solucionada de forma a preservar novas áreas. Com o reuso ou perenização das áreas já disponíveis haverá um grande ganho ambiental, social e econômico. Mas para isso, precisamos renovar nossa visão do estado atual, precisamos olhar a questão dos resíduos com olhos críticos, científicos, com uma visão de futuro, onde a inteligência e a razão devem superar o medo e a superstição. O conhecimento atual tem razões para provar que um aterro sanitário concluído ou um lixão a céu aberto pode ser tratado, reaberto e os que materiais e produtos lá dispostos podem ser utilizados na forma de composto orgânico e energia. Além disso, com a mineração dos aterros não se faz necessário utilizar novas áreas, basta tão somente perenizá-las de forma consciente e diligente.

2. - OBJETIVO GERAL

- Investigar o comportamento dos resíduos em função do tempo e os aspectos técnicos da reabertura de aterros sanitários ou de lixões após o encerramento da vida útil.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Revisar o estado da arte das tecnologias que favorecem a reabertura de aterros sanitários.
- Avaliar a tecnologia da biorremediação como ferramenta para permitir a abertura dos aterros sanitários.

3. JUSTIFICATIVA

O tratamento dos resíduos sólidos urbanos, bem como a sua destinação final e conseqüentemente a definição de áreas disponíveis e adequadas para esse fim, são grandes desafios ambientais e técnicos em todo o mundo. No caso do Brasil, esse problema é agravado pela falta de recursos disponíveis para o enfrentamento de soluções de alta tecnologia, aliado ainda à grande quantidade de lixões existentes, portanto no caso brasileiro, aterros sanitários são soluções aceitáveis.

No cenário mundial a questão da escassez de áreas tem desafiado governos e governantes a buscarem soluções cada vez mais inovadoras e conseqüentemente mais onerosas. Porém, em qualquer solução encontrada, seja ela de alta tecnologia ou não, se faz necessário um depósito para os rejeitos. Essa realidade se agrava com a escassez de recursos naturais, motivada pela grande devastação à natureza imposta pelo ser humano na sua sede de progresso e crescimento de forma não sustentável. O que fazer?

Esse trabalho é totalmente justificável devido à grande relevância do tema e da inesgotável busca de solução para a problemática dos resíduos urbanos.

O que está se sugerindo é a possibilidade de adoção de técnicas já consagradas direcionadas para a ampliação ao máximo da vida útil dos aterros sanitários. A segunda possibilidade se refere à escolha de novas áreas para depósito, em vez de degradar novas áreas para a construção de vazadouros, se considerarem as áreas dos antigos lixões e de aterros sanitários ou controlados já desativados, como áreas disponíveis para a reabertura e reuso como áreas de depósito.

4. REVISÃO DA LITERATURA

Na escolha de áreas para implantação de aterros, a Norma Técnica Brasileira, NBR 13896/1977 (Aterro de Resíduos Não Perigosos - Critérios para Projeto, Implantação e Operação), além das NBR 8419/1983, NBR 10004/1987 e NBR 10007/ 1987, definem alguns critérios como impacto ambiental, topografia, geologia, recursos hídricos, vegetação, legislação ambiental, aceitação da população, zoneamento da região, vida útil e custos, a serem observados na implantação de novos empreendimentos.

Segundo afirmativas de Elizeu WEBER e Heinrich HASENACK :

Além das normas brasileiras, existem na literatura vários métodos de estudos sobre avaliação de áreas para instalação de aterros sanitários, como por exemplo, o estudo realizado pela Universidade Luterana do Brasil, em Canoas Rio Grande do Sul. Tal estudo foi realizado no aterro do Município de Osório, se utilizando de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), com classificação contínua dos dados, analisando-se critérios para definição da melhor localização para o aterro. ¹

As orientações contidas nesse estudo de WEBER e HASENACK (2000) são importantes pois trazem informações que evitam a degradação de novas áreas para implantação de aterros sanitários e outros sistemas de destino final.

No Manual de Gerenciamento Integrado do Lixo do Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT (1996), o capítulo IV destina-se à Disposição Final do Lixo. O item 6 trata do “Estudo para a viabilização de áreas para a instalação de aterros sanitários” onde se comenta que:

“Deve-se ter sempre em vista a importância das características do meio físico da área para instalação do aterro sanitário. Uma área adequada significa menores gastos com preparo, operação e encerramento do aterro, mas fundamentalmente significa menores riscos ao meio

ambiente e a saúde pública. Deste modo, escolhendo uma boa área, a prefeitura estará se prevenido contra os efeitos indesejáveis da poluição do solo e das águas subterrâneas do seu município, além de eventuais transtornos decorrentes de oposição popular”.

Dando continuidade, propõe-se que seja feito um levantamento de dados para a pré-seleção de áreas onde devem ser analisados os dados geológicos – geotécnicos dados pedológicos dados sobre relevo, sobre as águas subterrâneas e superficiais, sobre o clima, sobre a legislação, e dados socioeconômicos.

Após este levantamento, é proposta uma matriz para avaliação da melhor área para a destinação final. Nesta matriz são analisados os seguintes itens:

- Vida Útil;
- Distância do centro atendido;
- Zoneamento Ambiental;
- Zoneamento Urbano;
- Densidade Populacional;
- Uso e ocupação do terreno;
- Valor da terra;
- Aceitabilidade da população e de entidades ambientais não-governamentais;
- Declividade do terreno;
- Distância dos cursos de água temporários ou perenes (como exemplo, córregos, nascentes, etc).

Observa-se que não é citada em nenhum momento a possibilidade de reaproveitamento dos aterros já encerrados com a perspectiva de reabertura e reutilização da área.

A EPA (1993, 1995, 2007) Americana tem abordado o tema de reutilização de áreas de aterro, porém com foco no setor imobiliário e de lazer, para a construção de praças esportivas, estacionamento, moradia de casas populares, shopping center, etc.

Existem tecnologias disponíveis que podem ser associadas ao processo de tratamento do resíduo, auxiliando em uma melhor perspectiva do uso do solo para depósito de lixo. Vamos concentrar em duas delas:

4.1. DIGESTÃO ANAERÓBIA

Tecnologias estão disponíveis para o tratamento de resíduo sólido de maneira eficiente como o caso da digestão anaeróbia. Nos últimos 15 anos o estudo da digestão anaeróbia de resíduos urbanos foi retomada com mais intensidade, com grande número de plantas piloto e em escala, sendo implantadas, principalmente na Europa.

Na Europa, o grande crescimento na utilização da digestão anaeróbia verificado nos recentes anos deve-se basicamente a dois fatores: os altos preços de energia e às restrições ambientais, especialmente o controle e a não permissão de matéria orgânica em aterros sanitários, bem como as dificuldades para a implantação de novos aterros ou a expansão dos existentes.

Na Suécia, 7% da energia para aquecimento e geração de energia vem dos resíduos sólidos (SÖDERMAN, 2003). De uma maneira geral, os processos que usam a digestão anaeróbia a dividem em quatro estágios: pré-tratamento, a digestão dos resíduos, a recuperação do biogás e o tratamento dos resíduos. A maioria dos sistemas requer pré-tratamento dos resíduos para se obter uma massa homogênea. Este pré-processamento envolve a separação ou triagem dos materiais não biodegradáveis seguido por uma trituração. A triagem tem por objetivo a remoção de materiais reaproveitáveis como vidros, metais, ou plásticos ou não desejáveis (o rejeito) como pedras, madeira, etc. (De BAERE, 1995; BRABER, 2003). Dentro do digestor a massa é diluída para obter o teor de sólidos necessário à atividade microbiana, e permanece no interior do reator por um determinado tempo de retenção. Para a diluição, podem ser utilizados água de reuso, lodo de esgoto, esgoto doméstico, ou a recirculação do líquido efluente do reator. Um trocador de calor é usualmente requerido para manter a temperatura

ótima de decomposição. O biogás obtido com a digestão anaeróbia é purificado e armazenado em gasômetros.

No final de 2004, uma capacidade de digestão anaeróbia de 2.553.000 toneladas por ano era disponível na Europa para tratamento de resíduos orgânicos domiciliares. Isto representa um acréscimo de quase 150% em apenas 4 anos comparado com o final de 2000, quando a capacidade era de 1.037.000 t/ano (De BAERE, 2003). A capacidade disponível no fim de 2004 se dá em 86 plantas de capacidade média por planta de 29.686 t/ano, contra 19.568 t/ano em 2000.

A Alemanha conta com uma capacidade de digestão anaeróbia instalada de 683.605 t/ano, num total de 37 plantas. No entanto, é a Espanha que tem a maior capacidade instalada, da ordem de 818.000 t/ano da FO (fração orgânica) dos resíduos urbanos.

Outros países que também utilizam esta tecnologia com sucesso são Holanda, França, Bélgica, Itália e Suíça.

4.2. BIORREMEDIAÇÃO

A tecnologia de biorremediação é uma extensão dos trabalhos de Pasteur, o qual desde 1856 demonstrou que os microrganismos poderiam ser utilizados em benefício da humanidade no tratamento de doenças e na produção de alimentos e bens de consumo. O que Pasteur não previu foi que a utilização de suas idéias poderia solucionar problemas tão atuais e graves, como a questão do tratamento e destino final dos resíduos urbanos e a remediação dos lixões e vazadouros.

A biotecnologia pode contribuir muito na melhoria ambiental, minimizando os impactos causados pela atividade humana sobre a biosfera. Assim, a biotecnologia ambiental pode atuar em vários segmentos como:

- Tratamento de lixo
- Tratamento de esgoto
- Descontaminação/Remediação de passivos ambientais
- Revegetação e regeneração de florestas e biomas devastados.

- Aumento do número de espécies, animal e vegetal, ameaçadas de extinção.

A biorremediação é uma das ferramentas da biotecnologia ambiental que utiliza microrganismos decompositores no tratamento dos resíduos, através da decomposição anaeróbia, bioestabilizando os resíduos, tornando-os menos solúveis, e, portanto, menos perigosos e impactantes.

Os lixões municipais podem ser tratados utilizando as ferramentas da biotecnologia, como a biorremediação associada ao aterramento celular. Segundo Lima, os resíduos são decompostos e bioestabilizados ao serem confinado em células anaeróbias e, em seguida, inserido bactérias do rúmen bovino aclimatadas ao meio. Técnicas de DNA recombinante, como a conjugação bacteriana, são freqüentemente utilizadas para aumentar a concentração de microrganismos decompositores conferindo maior produtividade ao processo de tratamento.

Aliando-se tecnologia para tratamento e a proposta de reabertura das células de aterro sanitário com possibilidade de destinação adequada para o material segregado, poderemos sim ampliar a vida útil dos vazadouros e reutilizar áreas de aterros já desativadas.

4.3. A BIORREMEDIAÇÃO EM ATERROS E LIXÕES

Os lixões são formados pelas descargas descontroladas de resíduos de toda natureza no solo, nas periferias das cidades e centros urbanos. São também conhecidos como vazadouros, aterros, etc., apresentam-se sob as várias formas e configurações, não havendo um padrão para definir o alto grau de desordem que impera no meio degradado. Porém todos tem um ponto comum: agredem o meio ambiente e são restritivos ao desenvolvimento das cidades e nações.

Os aterros, pela forma como são operados e mantidos, levam à conseqüente degradação ambiental e podem ser classificados em: aterros sanitários, ou seja,

aqueles que foram implantados segundo determinações de um projeto técnico e utilizam alguns procedimentos em sua operação e manutenção, mais que por obsolescência tecnológica, como método de destino final de resíduos, e, por suas limitações metodológicas, terminam por contaminar o solo, o ar e os recursos hídricos, principalmente quando esgotado sua vida útil, tornando-se passivos ambientais, exigindo ações de remediação; aterros controlados, aqueles que não possuem projeto e tem como procedimento operacional a simples cobertura ocasional dos resíduos, os quais, por sua inadequabilidade como método de tratamento e destino final de resíduos levam fatalmente à contaminação do solo, ar e recursos hídricos superficiais e subterrâneos, permitindo ainda, a proliferação de vetores prejudiciais à saúde, além da presença de catadores de lixo.

Em se tratando de lixo urbano, a biorremediação se aplica ao tratamento de lixões, aterros controlados e aterros sanitários, focando na minimização dos impactos negativos ao meio ambiente, na ampliação da vida útil e na reversão do quadro crítico de escassez de áreas.

De maneira genérica, um aterro sanitário, um aterro controlado ou um lixão, após sua reconformação física, química e biológica, assumem o comportamento de um biodigestor ou reator biológico, pois a matéria orgânica presente no lixo, quando aterrada, sofre um processo de digestão similar ao que ocorre no trato digestivo de um ruminante. Não obstante, apesar da similaridade dos processos naturais, a decomposição em aterros e em lixões possui características que merecem ser enfatizadas. Como exemplo, as distintas fases que compõem o fenômeno, as quais podem ser observadas quando monitoradas, fato que não ocorre com os reatores convencionais onde as fases de decomposição não apresentam a mesma transparência em relação ao tempo de processamento, ou seja, não são fáceis de visualizar.

O outro fato que distingue a decomposição em aterros e lixões é relativo à cinética do processo, que por ser um meio heterogêneo e basicamente sólido, a velocidade de decomposição assume valores acentuadamente diferentes daquela em meio líquido, sendo, portanto, mais lenta. De modo análogo, os fatores que

influem no processo, como pH, Eh, temperatura, relação carbono:nitrogênio, teor de umidade, índice de compactação, etc., apresentam características distintas merecendo, portanto, maior discussão.

4.3.1. AS FASES DA BIORREMEDIAÇÃO

A retrospectiva conceitual mostra que a biorremediação aplicada em aterros e lixões pode ser realizada em fases distintas, ou seja, é um processo que exige partições ou divisões temporais e processuais na sua consecução. Uma das primeiras observações sobre a divisibilidade do processo vem sendo atribuída a KAPLOVSKY (1951), o qual verificou que no início do processo, ácidos orgânicos são produzidos e, no final, gases, como CO₂ e CH₄ são os produtos finais. Como relatado na história, KAPLOVSKY (1951) baseou-se nas informações de Imhoff (UNICAMP, 1991a), que separou, na prática, o processo de decomposição em duas fases por ele denominadas de “*fermentação e maturação*”.

Pela ordem cronológica, acredita-se que esta observação foi à precursora do princípio de duas fases. No entanto, este princípio, tal como hoje é compreendido, deve-se aos esforços de BARKER (1956), que o deduziu quando estudava a fermentação bacteriana. Segundo Barker, inicialmente a matéria orgânica do lixo é atacada por bactérias formadoras de ácidos. Como resultado desta primeira fase, ácidos graxos, açúcares e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular são produzidos. Em seguida, na segunda fase, os ácidos são consumidos por bactérias formadoras de metano, onde CH₄ e CO₂ são os produtos finais.

No ano de 1964, Mc CARTY tornou mais claro o princípio de duas fases quando apresentou um interessante esquema onde algumas rotas de transformação foram simuladas. Seguindo as observações de McCarty outros autores, IMSHENETSKY (1968) KOTZE et alii (1968) TEORIEN e HATTING (1969) confirmaram seus estudos sobre a divisibilidade do processo de decomposição anaeróbia. Assim, resumindo as conclusões conceituais da época, o processo de decomposição anaeróbia ocorre em dois estágios, como se segue:

4.3.1.1. ESTÁGIO NÃO-METANOGÊNICO

As reações de hidrólise iniciam o estágio não-metanogênico pela redução da matéria orgânica complexa a compostos solúveis menores através de enzimas extracelulares. Os produtos da hidrólise incluem ácidos graxos, açúcares simples, aminoácidos e outros compostos de baixo peso molecular. Durante a hidrólise, os microrganismos que participam do processo dispendem mais energia do que conseguem ganhar. Apesar de que, aumenta a disponibilidade energética, função das alterações sofridas pela matéria orgânica, fonte de energia a ser utilizada nas reações subsequentes. Atividades adicionais, neste estágio não-metanogênico, complementam as modificações da matéria orgânica como a captura de energia, a formação de ácidos orgânicos, a produção amônia, água e gases como o H₂ e o CO₂.

Na época destas observações, algumas dúvidas sobre o princípio de duas fases ficaram patentes, como exemplo, a quantidade de ácidos orgânicos produzidos. Alguns autores como Mc CARTY (1964) KOTZE ET alii (1968) identificaram o ácido acético como o elemento predominante. A outra dúvida era relativa à flora microbiana, onde o comportamento dos microrganismos em relação ao oxigênio foi à questão central. Em função da controvérsia estabelecida, na época, não foi possível haver consenso sobre a natureza da flora microbiana atuante no estágio não-metanogênico.

4.3.1.2. ESTÁGIO METANOGÊNICO

Segundo o pensamento da época os microrganismos atuantes no estágio metanogênico são geralmente bactérias do gênero *Methanobacterium*, habitante comum do solo e dos esgotos como tentaram demonstrar os pesquisadores ALEXANDER (1971) e TEORIEN e HATTING (1969). Estes microrganismos obtêm energia a partir de duas reações: redução do CO₂ pela adição de H₂ para

formar CH_4 e H_2O e a partir da quebra do CH_3COOH formando metano dióxido de carbono.

Segundo ALEXANDER (1971) outros gases são também produzidos neste estágio, como exemplo, N_2 e H_2S . O nitrogênio é produzido a partir do processo microbiano de desnitrificação, no qual o íon nitrato é reduzido ao mesmo tempo em que atua como aceptor de elétrons. Informações posteriores deste mesmo autor revelam que a desnitrificação ocorre imediatamente após a depleção do oxigênio. O H_2S é produzido por microrganismos redutores de sulfato com o íon sulfeto agindo como aceptor de elétrons. Segundo o autor, esta reação ocorre em pH neutro ou ligeiramente alcalino. Também durante este estágio outros gases são produzidos, CH_3CH_3 , $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_3$ e PH_3 , porém em quantidades economicamente insignificantes como demonstrou STADTMAN (1967).

Em resumo, durante a decomposição anaeróbia, segundo o princípio de duas fases, gases como CO_2 , H_2 , CH_4 , N_2 e H_2S são produzidos por dois grupos distintos de microrganismos, os formadores de ácidos e os formadores de metano. Alguns destes gases, N_2 e CO_2 , são produzidos na fase não-metanogênica e consumidos durante a fase metanogênica.

Em 1967, BRYANT et alii, usando culturas puras de bactérias formadoras de metano, *Methanobacillus omelianskii*, verificaram a ocorrência de três fases no processo de decomposição anaeróbia.

Em 1976, FERRY e WOLFE, observaram que bactérias acetogênicas convertem propionato, ácidos graxos de cadeia longa e álcoois a acetato, CO_2 e H_2 , consolidando a suspeita da existência de três fases no processo de decomposição anaeróbia.

Também BALCH et alii (1979) e SCHOBBER (1991) observaram que bactérias acetogênicas são capazes de reduzir CO_2 para acetato usando H_2 como doador de elétrons.

Em 1978, KASPAR e WUHRMANN suspeitam do envolvimento de seis reações no processo de decomposição anaeróbia.

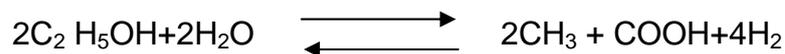
Também ZEHNDER ET alii (1982), resumindo inúmeras observações anteriores, consolida o princípio de três fases.

Como se observa, a decomposição tal como compreendida pode ser explicada pelas reações:

- 1º Estágio: Fermentação – atuam microrganismos hidrolíticos e fermentativos responsáveis pela seguinte reação:

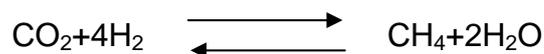


- 2º Estágio: Formação de hidrogênio – atuam microrganismos produtores obrigatórios de H_2 , ou seja, bactérias acetogênicas, tal como Zehnder e Bryant denominaram. As reações que ocorrem neste estágio são:

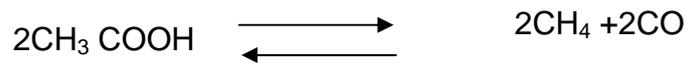


- 3º Estágio: Formação de metano – atuam microrganismos metanogênicos, os quais produzem CH_4 a partir da redução de CO_2 e pela descarboxilação do acetado. As reações envolvidas neste estágio são:

Redução do CO_2 :



Descarboxilação do Acetato:



GUJER e ZEHNDER (1982), descrevem as seis reações envolvidas no processo:

1. Hidrólise de biopolímeros insolúveis para formar constituintes solúveis na seguinte ordem:

1.1. Hidrólise de proteínas

1.2. Hidrólise de carboidratos

1.3. Hidrólise de lipídios

2. Fermentação de aminoácidos solúveis e açúcares para formar ácidos graxos de cadeia curta, álcoois, H₂ e CO₂.

3. Oxidação anaeróbia de ácidos de cadeia longa e álcoois para formar ácidos graxos.

4. Oxidação anaeróbia de produtos intermediários, ácidos voláteis (exceção do acetato), para formar H₂, CO₂ e acetato.

5. Descarboxilação de acetato para formar metano.

6. Redução do CO₂ com H₂ para forma CH₄.

As observações, tal como apresentadas por estes autores, expressam o entendimento atual do fenômeno da decomposição anaeróbia de compostos orgânicos. Muito embora, sejam estas referências conceituais aceitas para todos os processos biológicos, na biorremediação de aterros e lixões o fenômeno da decomposição é interpretado de forma distinta e particular como demonstram FARQUHAR e ROVERS (1973) modificado por REES (1980), que apresentam um modelo teórico de cinco fases, ver figura-1, baseado no comportamento dos gases presentes na atmosfera interna do aterro em função do tempo de disposição. Uma descrição mais detalhada deste esquema mostra o seguinte:

□ Fase I, aeróbia, onde a decomposição ocorre com o consumo de oxigênio introduzido na massa durante o aterramento. Dióxido de carbono é produzido, aproximadamente, nos mesmos equivalentes molares de O_2 consumidos. Em termos de atividade microbiana, verifica-se nessa fase uma predominância dos microrganismos aeróbios e facultativos, os quais são responsáveis pela depleção do oxigênio do meio. Em termos de tempo, essa fase é, freqüentemente, muito rápida, variando entre 10 a 15 dias, dependendo da forma de operação e preparo das células de aterramento.

□ Fase II, anaeróbia não-metanogênica, ou fase ácida, inicia-se após a depleção do O_2 . A atividade microbiana anaeróbia passa a ser a dominante no meio, com destaque para os microrganismos formadores de ácidos orgânicos e hidrogênio. Durante este período ocorre um pico na concentração de CO_2 e de H_2 . Sobre o pico de CO_2 , observações de LIMA e AKUTSU (1986) demonstram que este ocorre após 60 dias de aterramento. LUDWING (1996), na Califórnia, pesquisando o fenômeno no Aterro de Azuza, observou um pico de CO_2 , 70% da composição do biogás, após 11 dias de aterramento. Este mesmo autor repetindo esta experiência no aterro de Calabasa, California, observou um pico de CO_2 , 50% da composição do biogás, após 23 dias de aterramento. BELUCHE (1986), observou um pico de CO_2 , 90% da composição do biogás, após 40 dias de aterramento. Sobre a concentração do H_2 , LIN, RAMASWAMY e SONGONUGA (1996), observaram que nesta fase ela atinge 20% da composição do biogás. Ainda nesta fase, a produção de ácidos atinge seu pico, ao mesmo tempo em que ocorre a depleção do nitrogênio. De modo análogo, a produção de hidrogênio atinge seu pico favorecendo, assim, o crescimento de microrganismos hidrolíticos e fermentativos, que passam a predominar no meio.

□ Fase III, anaeróbia metanogênica-instável, assim denominada pela variação crescente na concentração de CH_4 , até atingir valores relativamente constantes. Nesta fase, o H_2 desaparece durante os instantes iniciais. Segundo TEORIEN e HATTING (1969), a depleção do H_2 é função da atividade microbiana metanogênica capaz de usá-lo a taxas muito rápidas. As concentrações de CO_2 e N_2 são reduzidas para específicos valores terminais.

Em termos de atividade microbiana esta fase é crítica, onde se verificam as inibições. O excesso de ácidos e metabólitos resultantes da fase ácida cria uma grande demanda para a atividade metanogênica, que por estar se aclimatando ao meio, sofre inibições severas. Esta é a razão pela a qual a fase é denominada de metanogênica instável. Em geral, verifica-se um desbalanceamento na relação de Monod, C:S (concentração microbiana: concentração de substrato), onde o número de microrganismos é inferior à demanda (UNICAMP, 1991c). Em termos de tempo, essa fase varia em torno de 6 a 12 meses, dependendo dos processos inibitórios e das respostas às demandas pela atividade microbiana metanogênica.

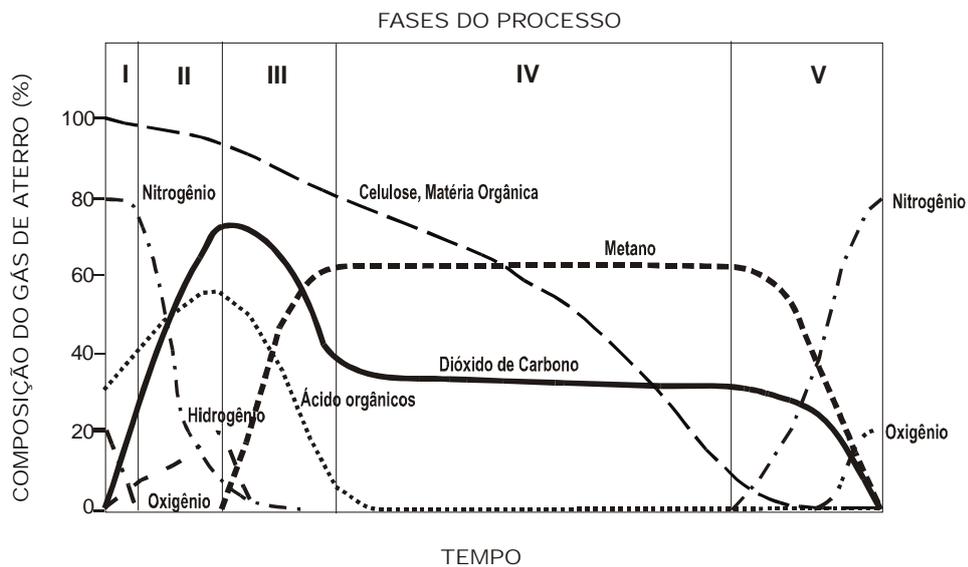


Figura-4.1: Modelo de Produção de gás em aterro segundo FARQUHAR e ROVERS, 1973, modificado por REES em 1980.

Fases do Processo segundo Farquhar e Rovers:

- I – Fase aeróbia – Fase de ajustamento
- II – Fase anaeróbia não metanogênica – Fase ácida
- III – Fase anaeróbia metanogênica instável
- IV – Fase anaeróbia metanogênica estável
- V – Fase facultativa alcalinogênica – Maturação final

□ Fase IV, anaeróbia metanogênica-estável, onde a composição dos gases produzidos e as respectivas taxas de produção permanecem constantes. Nesta fase, somente metano e dióxido de carbono são produzidos, sendo a composição do biogás: 50% de CH₄ para 50% de CO₂. Em termos de atividade microbiana esta fase favorece o predomínio dos microrganismos metanogênicos estritos. É possível aferir concentrações microbianas na ordem de 10⁷ a 10¹² cel/ml de chorume. Aqui verifica-se também maior velocidade nos recalques da massa de resíduos. Em termos de tempo, essa fase transcorre entre 12 a 24 meses, no caso de não haver inibição da atividade específica.

□ Fase V, facultativa alcalinogênica ou de maturação final, onde a composição dos gases tende a voltar ao estágio inicial, 80% de nitrogênio e 20% de oxigênio. Obviamente, que trata-se da intrusão de ar atmosférico e não da produção de gases a partir da fonte de carbono, mesmo porque a curva de celulose e matéria orgânica tende a zero coincidindo com a bioestabilização ou maturação final. Em se tratando da atividade microbiana, verifica-se que os anaeróbios estritos são substituídos por bactérias metanotróficas, as quais consomem metano e dióxido de carbono. Em termos de tempo, essa fase ocorre entre 24 a 60 meses, quando não se verifica inibições.

Na interpretação deste fenômeno da decomposição de lixo em aterros existem algumas controvérsias que merecem discussão, como exemplo, o tempo de duração das fases. A este respeito, HALVADAKIS et alii (1983) citam que as fases I e II duram de 10 a 50 dias. A fase III dura de 180 a 500 dias.

Outro ponto muito discutido é relativo à taxa de produção de gás. Neste sentido, os autores afirmam que durante a fase IV, a composição e a taxa de produção de gás permanecem constantes. Não obstante, HALVADAKIS et alii, (1983), fundamentado em estudos de BUIVID (1980), discorda desta afirmativa no que se refere aos estudos de laboratório, onde o processo é fortemente influenciado pelas condições ambientais e operacionais. Segundo este autor, em laboratório, durante a fase IV é possível manter a composição de gás de forma estável, porém, o mesmo não ocorre com a taxa de produção que decresce em função do tempo. Assim, cautela deve tomada na análise deste fenômeno, sendo comum

confundir a composição do gás com a taxa de produção de gás. A composição reflete a existência de um ecossistema metanogênico balanceado enquanto a taxa de produção de gás responde a determinantes ambientais (temperatura favorável, pH, nutrientes, etc...). BUIVID (1980) cita casos em que a composição permanece estável mesmo a baixas taxas de produção de gás. Analisando os estudos de MERZ e STONE (1970), De WALLE e CHIAN (1978) e outros, é possível afirmar que, em condições anaeróbias, uma baixa concentração de metano coincide com uma baixa taxa de produção de gás, mas uma alta concentração de metano não, necessariamente, corresponde a uma alta taxa de produção de gás.

REES (1980), acrescentando mais uma fase, a quinta, por ele denominada de *fase de maturação final*, modificou o modelo do FARQUHAR e ROVERS (1980). Nesta fase, observa-se a exaustão de celulose, fonte de carbono, coincidindo com a depleção do metano e dióxido de carbono e o surgimento de nitrogênio e oxigênio respectivamente.

POHLAND e ENGSTROM (1965), apresentaram um modelo similar ao de REES (1980), porém divergindo na denominação e no tempo inicial e final das fases. Considerando as diferenças entre estes modelos pode-se inferir que Pohland denomina a fase I de *Ajustamento inicial*, caracterizada pelas atividades de disposição dos resíduos nas células; pela acumulação de água e pelas mudanças nos parâmetros ambientais. Referindo-se ao tempo, observa-se que Pohland relata que esta fase antecipa-se ao início do processo de estabilização. Na verdade, a análise criteriosa do fenômeno possibilita divergir do posicionamento de Pohland, visto que, o processo de estabilização inicia logo após o aterramento. Desse modo, o modelo de Rees apresenta-se mais lógico.

A fase II, anaeróbia não-metanogênica, é denominada por Pohland como: *Fase de transição*, caracterizada pelo início da formação de chorume; pela atividade microbiana, que de aeróbios passam a facultativos e anaeróbios facultativos; e outros fenômenos como a depleção do oxigênio e o surgimento de ácidos voláteis no chorume.

Pohland denomina a fase III (anaeróbia metanogênica instável) de *Fase de formação de ácidos*, caracterizada pela predominância de ácidos orgânicos no chorume, momento em que seu tratamento é tido como impossível, daí as antigas afirmações da não tratabilidade do chorume, ou mesmo agressividade; pela brusca queda no pH do meio; pela solubilização dos metais pesados e pelo surgimento de hidrogênio.

A fase IV, metanogênica-estável, é descrita pelos dois autores de forma consensual. Muito embora, Merz e Stone discordem da proposta de Pohland quanto à coincidência da alta concentração de metano com a alta taxa de produção de gás.

Finalmente, na fase V, observa-se um consenso nos vários modelos existentes e analisados. Todos acreditam que os resíduos estão bioestabilizados, mais estáveis e menos solúveis. Essa fase é também caracterizada pela formação natural de hidróxidos pela presença de álcalis e elevação do pH, o qual se estabiliza na faixa de 7,8 a 10.

No caso dos aterros e lixões, LIMA (1996), após estudar 15 sistemas, verificou que é possível criar mecanismos de governo e acelerar a fase alcalinogênica com a adição soluções alcalinas. Assim, o tempo de duração dessa fase pode ser encurtado para 6 a 12 meses, favorecendo o processo de reabertura e reuso da das células.

4.3.2. FATORES QUE INFLUEM NA BIORREMEDIAÇÃO E DIGESTÃO ANAERÓBIA

Embora seja um processo natural, a biorremediação em células anaeróbias, em particular a metanogênese, é afetada por uma série de fatores. Segundo revela HALVADAKIS et alii (1983), estes fatores podem ser sumariamente classificados ou divididos em três grupos:

O *primeiro grupo* engloba os fatores ambientais, tais como, a temperatura ambiente e a precipitação. Estas, por sua vez, são consideradas variáveis de estado, visto que não pode ser exercido nenhum controle sobre elas.

O *segundo grupo* encerra os fatores de manejo dos resíduos que consiste das atividades de coleta, transferência, etc, onde a composição do lixo e as operações preliminares ou pré-processamento, são as mais importantes.

O *terceiro grupo* é constituído de fatores operacionais ligados ao aterramento, quais seja método de aterramento; profundidade das células de aterro; tipo de cobertura diária e final; adição de água; adição de inóculos e de outros líquidos; grau de compactação; etc.

Aqui é válido discutir a classificação ou divisão proposta por HALVADAKIS et alii (1983), uma vez que variáveis importantes, como a temperatura interna, o pH, o potencial redox, microrganismos, etc., não foram consideradas. Aliás, esta discussão é antiga, visto que inúmeras tentativas de classificar ou ordenar os fatores que influem no processo foram feitas ao longo destas três últimas décadas, como demonstram os estudos de FARQUHAR e ROVERS (1973), REES (1980) e HOWARD et alii (1981).

4.3.2.1. A PROPOSTA DE FARQUHAR E ROVERS

Os autores, FARQUHAR e ROVERS (1973), REES (1980) e HOWARD et alii, além de outros, concentraram esforços na elaboração de diagramas capazes de tornar mais evidente a importância dos inúmeros fatores que influem no processo. Estes diagramas, atualmente são conhecidos por *diagramas de influência*.

A figura – 4.2 mostra o esquema proposto por FARQUHAR e ROVERS em 1973. Observa-se que estes autores também classificaram os fatores em três grupos: A, B e C. Os fatores do *primeiro grupo*, temperatura, aeração, teor de umidade, potencial redox, potencial hidrogeniônico, alcalinidade, nutrientes e presença de substâncias tóxicas, estão intimamente envolvidos com a atividade microbiana responsável pelo processo de decomposição.

Os fatores do grupo B, aqui representado por uma única variável, a infiltração (entrada de água ou de ar na célula de aterramento), ela assume grande importância no processo, e serve para ilustrar o grau de complexidade dos fatores envolvidos por estarem ligados de forma estreita entre si, ou seja, a simples entrada de ar na célula pode alterar as reações físico-químicas e biológicas que ocorrem no meio. Fato que nos leva à compreensão da necessidade de um maior controle operacional quando da execução das células de biorremediação.

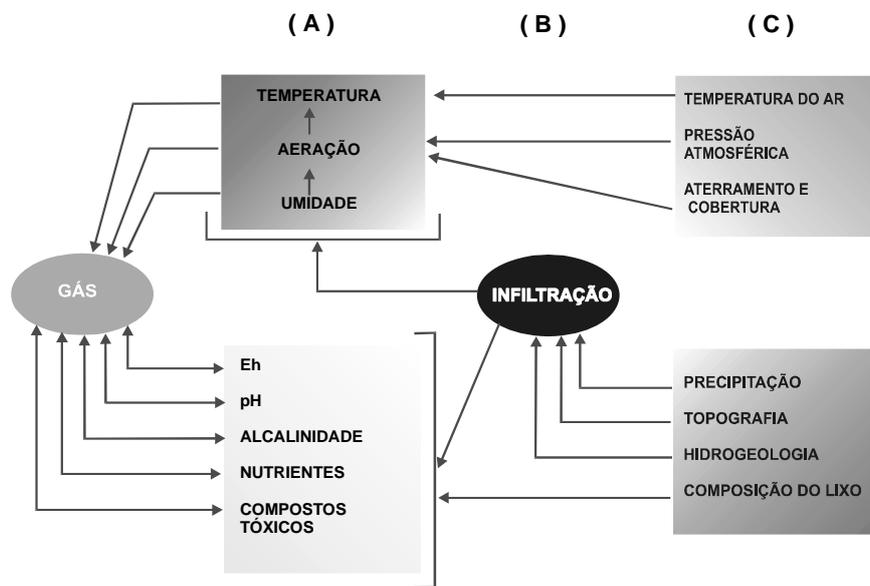


Figura – 4.2: Diagrama de Influência (FARQUHAR e ROVERS, 1973)

Os fatores do grupo C, temperatura do ar, pressão atmosférica, método de disposição, cobertura final, precipitação e composição do lixo, segundo os autores, influenciam o processo por estarem diretamente ligados aos fatores dos grupos A e B.

4.3.2.2. A PROPOSTA DE REES

John REES (1983), pesquisador inglês com larga experiência em digestão anaeróbia, modificou o diagrama de influência de FARQUHAR e ROVERS adicionando e eliminando determinados elementos.

Como pode ser observado na figura 4.3., REES (1980), além de linearizar as inter-relações entre fatores, adicionou dois outros de grande importância: dimensões das partículas e taxa de compactação dos resíduos aterrados.

Para maior compreensão dos fatores que afetam o processo de biorremediação em células anaeróbias, alguns deles serão discutidos na seqüência, à luz dos estudos mais recentes, ou seja, de correntes mais atualizadas da área de biorremediação de áreas degradadas, onde vários outros fatores que influenciam no processo estão considerados.

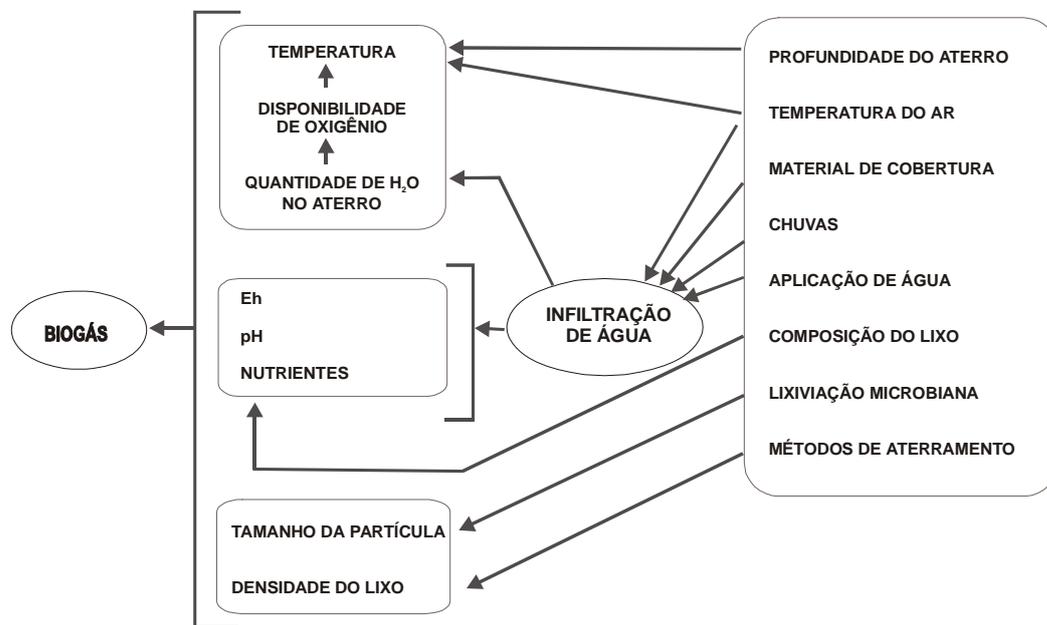


Figura-4.3.: Diagrama de Influência, segundo J. REES (1980)

4.3.2.3. A TIPOLOGIA DOS RESÍDUOS

A natureza qualitativa dos resíduos pode afetar o processo de biorremediação em células anaeróbias, em particular a fase da metanogênese. Assim, em sendo o biogás produzido um indicador de resultado do processo, o tipo de resíduo a ser aterrado pode produzir mais ou menos gás, influenciando na taxa específica de conversão e na produção total do sistema. Também as características

estequiométricas do biogás, teor de metano, podem ser alteradas em função da qualidade do lixo. No caso de baixa produção de metano, pode-se inferir que há inibições e, portanto, DQO remanescente, ou aumento de poluição, ou carga orgânica a ser tratada. De modo análogo, quando há um aumento da produção de CO₂ em detrimento da produção de CH₄, pode-se deduzir que há inibições do processo pelo excesso de nutrientes, ou por desvio de funções da atividade microbiana específica.

Em regra geral, a composição do lixo varia de um local para outro e muitos são os fatores que influenciam, direta e indiretamente na natureza quali-quantitativa do lixo. De modo análogo, o lixo quando aterrado sofre influência de vários fatores. Enumerar estas variáveis é uma tarefa complexa, que foge ao escopo desse trabalho. Todavia, a título de informação, pode-se citar alguns dos mais importantes:

- ❑ Números de habitantes;
- ❑ Estratégias de projeto e experiência do operador;
- ❑ Tipo e concentração de inoculante;
- ❑ Qualidade do inoculante;
- ❑ Área relativa de produção;
- ❑ Variações sazonais;
- ❑ Condições climáticas;
- ❑ Hábitos e costumes;
- ❑ Nível educacional;
- ❑ Poder aquisitivo;
- ❑ Disciplina e controle dos pontos produtores;
- ❑ Atividades de coleta;
- ❑ Leis e regulamentações específicas.

Dentre estes, a componente econômica figura como um dos mais expressivos, visto que quando ocorrem variações na economia de um sistema, seus reflexos são imediatamente percebidos nos locais de tratamento e disposição final. Assim, quando a economia entra em fase de desaquecimento, e as fábricas e o comércio reduzem suas atividades, menores quantidades de lixo são produzidas; e o

inverso também é verdadeiro. Muito embora, neste caso, há sempre uma tendência de estabilização de produção, ou seja, quando é atingido um determinado nível de consumo interno, estimulando a exportação de bens de consumo para outras economias.

É válido salientar que, a composição do lixo de uma cidade é fator que não pode ser facilmente manipulado. Portanto, esta variável assume papel importante no processo, requerendo maiores atenções.

4.3.2.4. OS NUTRIENTES E MICRORGANISMOS

Outro fator ligado à tipologia dos resíduos é relativo à questão dos nutrientes e dos microrganismos.

Os nutrientes e os microrganismos são indispensáveis ao processo de biorremediação em células anaeróbias. Esta importância é evidenciada quando observamos o modelo de Monod (UNICAMP, 1991c), segundo o qual, a taxa de crescimento microbiano é limitada pela fonte energética, ou seja, o substrato.

O lixo urbano, ou melhor, sua fração orgânica, contém os nutrientes, macro e micro, necessários para o desenvolvimento dos microrganismos que participam do processo. Não obstante, o lixo não oferece disponibilidade desses nutrientes à atividade microbiana decompositora. Em outras palavras, o fato da simples presença de nutrientes no lixo não assegura o seu uso pelos microrganismos. Segundo os relatos de POHLAND (1975), STEINER et alii (1971), LECKIE (1985) e WALSH e KINMAN (1979), o chorume, em particular, dispõe de nutrientes em quantidades suficientes para suprir as necessidades dos microrganismos presentes, isto é um fato. Por outro lado, o chorume não dispõe de microrganismos em quantidades suficientes e com habilidades para consumir o excesso de nutrientes. Em verdade, esta questão da demanda por nutrientes deve ser analisada em função das demandas específicas, ou seja, das solicitações de cada grupo de microrganismo envolvido no processo. Como exemplo, observando os microrganismos que atuam na fase hidrolítica e

fermentativa, verifica-se, nos casos de deficiência de nutrientes, a redução da taxa de crescimento, a qual é notadamente alta, não ocasionando severas implicações ao processo como um todo. No entanto, tratando-se dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos, pequenas limitações de nutrientes podem causar grandes instabilidades no processo como um todo, como relatam STUCKEY et alii (1978). O contrário também é verdadeiro, quando há excesso de nutrientes ocorrem inibições da atividade microbiana metanogênica. Assim, o sucesso da biorremediação está em se estabelecer uma situação de equilíbrio entre a concentração de substrato e a concentração de microrganismos, tal como postulado por Monod desde 1942 (UNICAMP, 1991c).

Segundo FORESTI (1988), experiências sobre estimulação da metanogênese têm demonstrado que os seguintes nutrientes são importantes: Nitrogênio, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina, enxofre e vitamina do tipo B12. No lixo urbano há um excesso desses nutrientes, sendo responsável pelos processos inibitórios, particularmente na fase metanogênica instável.

Detalhando a questão dos nutrientes, no caso dos microrganismos fermentativos, observa-se que a maioria das espécies requerem nutrientes minerais, vitaminas do tipo B, amônia, ácidos graxos, cisteína, sulfetos e dióxido de carbono. Referindo-se às bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, algumas espécies fermentam ácidos voláteis maiores que o ácido acético (butirato e propionato), além de compostos neutros maiores que o metanol (etanol e propanol) a hidrogênio e acetato. Outro grupo, bactérias homoacetogênicas, pode fermentar amplo espectro de compostos para formar ácido acético. Além deste, o grupo mais importante, bactérias metanogênicas, como relatam SPEECE e Mc CARTY (1964), requerem na ordem decrescente: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitaminas B12.

Ainda, em nível de detalhes, algumas substâncias são particularmente importantes do ponto de vista nutricional, como exemplo, o nitrogênio, que na composição das células entra com 11% em peso. De modo análogo, o fósforo,

que segundo os estudos de Mc CARTY (1964), entra com 2% em peso dos sólidos totais, na formação das células.

4.3.2.5. A RELAÇÃO CARBONO: NITROGÊNIO

A relação C:N (Carbono:Nitrogênio) também merece especial atenção, pois o C representa o material energético necessário para a ativação do processo da síntese celular, e o N, o material básico para a constituição da matéria celular sintética.

Se o quociente C:N for demasiado grande, os microrganismos não terão o material plástico necessário para construir a própria matéria celular. Pelo contrário, se a quantidade de nitrogênio for grande, em relação à quantidade de carbono, pode-se verificar uma excessiva solubilidade do nitrogênio e sua conseqüente perda na forma NH_3 gasosa. Segundo os relatos de STUCKEY et alii (1978), o nitrogênio na forma livre (NH_4^+) age para controlar o pH do meio através de suas interações com o sistema tampão do bicarbonato.

KIEHL (1979), cita, no caso da decomposição de lixo doméstico, que uma relação C:N próxima de 20 pode ser considerada como ótima. Outros autores como FRY (1975) citam que, para a decomposição anaeróbia, esta relação deve situar-se em torno de 30:1.

4.3.2.6. A NECESSIDADE DE OUTROS COMPOSTOS

Outros elementos incluídos na relação de nutrientes utilizados nos processos anaeróbios são os metais em concentrações fracas. Dentre eles destacam-se o ferro, cobalto, molibdênio, selênio, tungstênio e níquel. Este último tem sido relatado como um dos mais importantes para a metanogênese, por compor a coenzima F_{430} , como relata THAUER (1981).

Apesar da importância de nutrientes no processo de biorremediação, poucos estudos têm sido conduzidos ao longo destes 30 anos. Acredita-se que esta

lacuna seja justificada pelo grau de complexidade que o processo de decomposição em meio sólido oferece, pois além dos aspectos intrínsecos, o teor de nutrientes no lixo varia com a sua origem, fato que eleva o grau de complexidade. Na verdade, a variabilidade na composição do lixo dificulta as análises, não possibilitando resultados homogêneos. Apesar disso, alguns dados escassos podem ser relatados, como os estudos de JEWELL et alli (1976):

- As necessidades de nutrientes são significativamente menores a 55° C do que a 35°C;
- A 35°C as taxas de destruição de sólidos requerem um aumento na ordem de 20 a 30%. Acima deste percentual, a necessidade de nutrientes tende a manter-se constante.

Incluídos no rol das variáveis pertinentes à tipologia dos resíduos, estão as substâncias tóxicas. Segundo FORESTI (1988), os principais agentes tóxicos para sistemas anaeróbios de tratamento são:

- Cátions alcalinos e alcalino-terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio;
- Amônia;
- Sulfetos;
- Metais pesados;
- Compostos orgânicos (ácidos : acético, butírico, propiônico, pirúvico);
- Outras substâncias: detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos industriais dispostos no lixo;
- Oxigênio.

4.3.2.7. A QUESTÃO DA TOXICIDADE

A questão da toxicidade nos processos anaeróbios é um tema antigo, muito embora, tenha sido abordado, conceitualmente, de forma errônea, salientando-se a sensibilidade dos microrganismos anaeróbios a cargas tóxicas. A toxicidade é relacionada com a concentração do agente, o qual pode inibir ou estimular o

processo de decomposição. A toxicidade é, portanto, um termo relativo, pois depende, além da concentração, de diversos fatores, como a temperatura, o pH e a presença de outras substâncias. Quando há uma redução do efeito tóxico de uma substância pela presença de outra, o fenômeno denomina-se: *antagonismo*; em caso contrário, quando há um aumento do efeito tóxico de uma substância pela presença de outra, o fenômeno é denominado *sinergismo*.

Estudos recentes relatam que os microrganismos podem adaptar-se às concentrações inibitórias da grande maioria de compostos tidos como tóxicos para processos anaeróbios. Na seqüência, alguns destes compostos serão tratados em detalhes.

4.3.2.8. A QUESTÃO DOS ANTIBIÓTICOS

Dependendo da concentração, atuam como inibidores do processo. TURNACLIFF e CUSTER (1978), realizando experimentos com resíduos oriundos de uma criação de suínos verificaram que a produção de gás metano foi severamente inibida pela presença de *Licomycin*, antibiótico utilizado para combater diarreias nos suínos. Consultando o proprietário dos suínos, lhes foi revelado que 40 gramas do referido antibiótico eram adicionados para cada tonelada de ração.

A máxima concentração de antibióticos que as bactérias digestivas podem suportar é, ainda, um tema em aberto, apesar do esforço empreendido nos últimos anos. Informações a este respeito são raras, como exemplo, CHYNOWETH e MAH (1997) citam que culturas mistas podem adaptar-se mais facilmente ao meio tóxico, tornando-se resistentes ou mesmo degradantes de determinados antibióticos.

4.3.2.9. A QUESTÃO DOS DETERGENTES

Muito pouco é conhecido sobre os efeitos dos detergentes no processo de digestão anaeróbia. Alguns experimentos feitos neste sentido foram realizados por BRUCE et alii (1966), provando que os detergentes afetam a digestão,

reduzindo a taxa de conversão. Bruce e seu grupo verificaram ainda que os detergentes biodegradáveis, ou seja, aqueles atacados por bactérias aeróbias são resistentes à ação dos microrganismos anaeróbios, sendo, inclusive, tóxicos em determinadas concentrações.

4.3.2.10. A QUESTÃO DOS ÁCIDOS ORGÂNICOS

Este tema tem sido estudado com frequência, principalmente em cultura de meios líquidos. Alguns resultados revelam que em determinadas concentrações e valores de pH próximos à neutralidade, os ácidos voláteis não causam inibição no processo de digestão anaeróbia. Mc CARTY (1964) cita que concentrações entre 6.000 e 8.000 mg/l não apresentam efeitos tóxicos ou inibitórios, desde que o pH seja mantido entre 6,6 e 7,4.

4.3.2.11. A QUESTÃO DO CIANETO

A presença deste elemento provoca inibições na digestão. CAMERON e KOCH (1980) citam que concentrações acima de 40 mg/l são inibidoras. Entretanto, com o tempo, as bactérias tendem adaptar-se, reativando o sistema.

4.3.2.12. A QUESTÃO DO SULFETO

O processo de decomposição de lixo geralmente libera sulfetos. Estes podem surgir no meio por descargas eventuais de processos industriais, ou podem ser formados durante o processo através da redução de compostos de enxofre. Segundo LAWRENCE e McCARTY (1965), os efeitos dos sulfetos solúveis (H_2S dissolvido + HS^- + S^2) na digestão anaeróbia dependem exclusivamente da concentração. Por exemplo, concentrações entre 50 a 200 mg/l podem ser toleráveis e as bactérias freqüentemente podem adaptar-se. Concentrações acima de 200 mg/l são tóxicas, podendo inclusive, ser letais aos microrganismos. Segundo FORESTI (1988), a toxicidade a sulfetos e de metais pesados guardam

entre si relações de antagonismo, visto que ocorre precipitação de sulfetos de metais pesados, e a forma insolúvel não é tóxica para os microrganismos.

4.3.2.13. A QUESTÃO DO NITROGÊNIO AMONIAL

Meios contendo proteínas ou uréia permitem a formação de amônia, que dependendo da concentração, pode inibir ou estimular a metanogênese. O nitrogênio amoniacal é expresso na forma de íon NH_4^+ e de NH_3 (gás dissolvido). O íon NH_4^+ é bem menos tóxico do que o gás dissolvido NH_3 . Estas duas formas, dependendo da faixa de pH, encontram-se em equilíbrio. Quando o pH do meio situa-se próximo à neutralidade, é menos provável haver inibição pelo nitrogênio amoniacal, visto que, nesta condição, o equilíbrio da reação encontra-se quase que totalmente deslocado para a esquerda.

Mc CARTY (1964) mostra os efeitos da concentração do nitrogênio amoniacal na digestão anaeróbia, conforme a tabela 4.1 a seguir.

Concentração de N Amoniacal (mg/l)	Efeito na digestão anaeróbia
50-200	Benéfico
200 – 1000	Sem efeitos adversos
1500 – 3000	Inibitório a pH elevado
Acima de 3000	Tóxico (letal)

Tabela 4.1. Efeitos da concentração de nitrogênio amoniacal na digestão anaeróbia, segundo Mc Carty

KUGELMAN e CHIN (1971) citam que o NH_3 na forma de gás dissolvido causa inibição em concentrações acima de 150 mg/l. Estudos mais recentes revelam que culturas adaptadas podem suportar concentrações de amônia superiores a 8.000 mg/l sem que efeitos tóxicos se manifestem.

4.3.2.14. OS METAIS ALCALINOS E ALCALINOS TERROSOS

A presença de substâncias metálicas no lixo é freqüente. Na, K, Ca, e Mg podem ser encontrados com relativa constância, visto que todas as espécies vegetais

consumidas pelo homem dispõem destes elementos em concentrações razoáveis. A outra fonte destes elementos em um aterro ou célula de biorremediação é a própria terra usada na cobertura diária do lixo. Em geral, utilizam-se solos argilosos onde a presença destes metais é comprovada.

Estes cátions, isoladamente ou combinados, podem inibir ou estimular o processo de digestão. A tabela 4.2 seguinte mostra o efeito destes cátions no processo.

Cátions	Concentrações (mg/l)		
	Estimulante	Inibição Moderada	Inibição Forte
Potássio	200 – 400	2500 – 4500	12000
Cálcio	100 – 200	2500 – 4500	8000
Magnésio	75 – 150	1000 – 1500	3000
Sódio	100 – 200	3500 – 5500	8000

Tabela 4.2 Efeitos de Cátions na Digestão Anaeróbia, segundo Mc Carty

A combinação destes elementos também pode provocar efeitos antagônicos ou sinérgicos, estimulando ou inibindo o processo de decomposição, como demonstram KUGELMAN e Mc CARTY (1965). Em economias em desenvolvimento, a entulhos da construção civil são fontes principais de metais alcalinos, que dependendo do volume co-disposto nas células pode inibir a atividade microbiana, particularmente a fase ácida, uma vez que, pela elevada alcalinidade do entulho, o meio tende a ser tamponado causando inibições severas no processo de decomposição. Os efeitos inibitórios podem ser percebidos no retardamento do tempo de bioestabilização e pela presença de matéria orgânica facilmente decomponível nas células.

4.3.2.15. OS METAIS PESADOS

No lixo urbano a presença de metais é uma constante, principalmente quando o centro produtor de lixo possui elevado índice de industrialização, onde os metais são utilizados nas diversas formas. Mesmo com os processos de reciclagem, que possibilitam a remoção de grande parte dos metais, os remanescentes, dispostos

na forma de borras, lodos, ou mesmo em baterias e pilhas, somam grande parcela de metais, aumentando a concentração total com o tempo.

Segundo os estudos de LAWRENCE e McCARTY (1965), POORMAN (1975), MOSEY et alii (1971) e HAYES e THEIS (1978), os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia mesmo em baixas concentrações. A tabela 4.3 a seguir, elaborada por MOSEY e HUGHES (1971) mostra os efeitos dos metais na digestão anaeróbia.

Cátions	Concentração Inibitória (L₅₀) (mg/l)
Fe ⁺⁺	1 – 10
Zn ⁺⁺	10 – 4
Cd ⁺⁺	10 – 7
Cu ⁺	10 – 12
Cu ⁺⁺	10 – 16

Tabela 4.3 Concentração inibitória de Cátions

(L₅₀) Significa a concentração que inibiu 50% dos digestores anaeróbios pesquisados pelos autores.

Contra-pondo-se às informações do Estado da Arte, os monitoramentos de vários projetos no Brasil mostram que os microrganismos presentes nos aterros brasileiros resistem a elevadas concentrações de metais pesados, superando os limites propostos por Mosey e Hughes.

Como exemplo cita-se o caso de Americana, SP, onde a concentração de metais pesados no chorume ultrapassou a faixa de 50 a 60 mg/l, envenenando o solo e as águas superficiais, mesmo assim, os microrganismos decompositores foram capazes de adaptar ao meio tóxico possibilitando a instauração das fases acetogênica e metanogênica.

Outro exemplo cita-se o caso de Manaus, onde o aterro recebia resíduos perigosos do distrito industrial, sendo a concentração de zinco, cromo e ferro superior a 40 mg/l. Mesmo assim, os microrganismos foram capazes de se estabelecer, multiplicar-se e degradar a fração orgânica remanescente, provando

que suportam concentrações de metais pesados além dos limites observados por Mosey e Hughes.

4.3.2.16. O OXIGÊNIO

As bactérias metanogênicas são microrganismos anaeróbios e requerem meios altamente reduzidos e com baixos teores de oxigênio. O oxigênio é, portanto, letal a estes microrganismos. A intrusão de oxigênio no aterro, após o início da fase anaeróbia é factível de ocorrer, principalmente quando equipamentos de exaustão são utilizados na captação dos gases. Outro fenômeno que permite a entrada de oxigênio no aterro é relativo aos recalques da massa em decomposição, capazes de romper a cobertura final e abrir fissuras severas, bem como trincas imperceptíveis que aumentam a susceptibilidade do meio anaeróbio.

Embora o Estado da Arte mostre que o oxigênio é letal aos microrganismos anaeróbios, verifica-se na prática, que os microrganismos anaeróbios são capazes de sobreviver à ação do oxigênio. Nesse sentido, o monitoramento de diversos aterros no Brasil servem para ilustrar que se afirma. Como exemplo, no Caso de Campinas, onde por questões operacionais, detectou-se no interior das células de tratamento até 5% de oxigênio na composição do biogás produzido. Mesmo assim, foi possível observar o crescimento de bactérias do rúmen bovino, bactérias celulolítica, proteolítica e lipolítica, as quais foram responsáveis pela degradação da matéria orgânica presente no aterro em período não superior a 24 meses.

4.3.2.17. AS OPERAÇÕES PRELIMINARES

As operações preliminares, dentre elas, os métodos de coleta e transferência; segregação; reciclagem e redução do tamanho da partícula, afetam o processo de decomposição anaeróbia, influenciando na cinética do processo de biorremediação, como se verá na seqüência:

4.3.2.18. OS MÉTODOS DE COLETA E TRANSFERÊNCIA

O sistema de coleta regular de lixo e as estações de transferência, quando existentes, podem influenciar na velocidade do processo de decomposição, inibindo-o ou acelerando-o. Como exemplo, a coleta por veículos compactadores, onde os resíduos são triturados por abrasão e reduzidos a partículas menores, favorecem o ataque microbiano pelo aumento da superfície específica do substrato. No caso da existência das estações de transbordo, estas freqüentemente dispõem de equipamentos de redução de volume, trituradores ou moinhos, os quais reduzem o tamanho das partículas, favorecendo o ataque microbiano. O efeito da redução do tamanho da partícula também pode ser avaliado pelo aumento da capacidade de retenção de água, como comprovado experimentalmente por FUNGAROLI et alii (1971). A este respeito, estudos de De WALLE et CHEN (1978), demonstraram que há um aumento na produção total de gás com a redução da partícula. Não obstante, estudos de BUIVID (1980), mostraram que a redução drástica do tamanho da partícula, ou seja, menor que 3 cm, pode inibir o processo pelo incremento da taxa de conversão de matéria orgânica crua em ácidos. Detalhando as suspeitas do autor, e justificando os efeitos da inibição pela redução de volume da partícula, dois aspectos foram destacados:

- Inibição da metanogênese devido à hidrólise excessiva e subsequente produção de ácido pelas formadoras de ácidos; e,
- Liberação de grande quantidade de substâncias químicas inibitórias pelo lixo triturado.

Segundo o mesmo autor, o segundo caso parece justificar melhor o fenômeno da inibição, visto que os resíduos utilizados na pesquisa continham alto teor de papel (77,3%), e muitos papéis estavam impregnados com substâncias tóxicas aos microrganismos. Pesquisas mais recente, mostram que a hidrólise de matéria orgânica produz ácidos em excesso inibindo a atividade microbiana e desequilibrando o meio em processo.

No caso brasileiro, onde na maioria das cidades a coleta ainda é feita por caminhões não compactadores o processo de decomposição é fortemente influenciado, uma vez que os resíduos são aterrados tal como produzidos nas residências, não havendo ganhos pelo trituração e o conseqüente aumento da superfície específica dos resíduos a serem degradados.

Entretanto, nas cidades onde a coleta é feita por caminhão compactador observa-se um ganho no processo, mais especificamente no início da produção de metano, provando que os métodos de coleta influenciam o processo de decomposição.

4.3.2.19. A SEGREGAÇÃO E A RECICLAGEM

Os processos que visam a recuperação de subprodutos do lixo, quais sejam, segregação, reciclagem e coleta seletiva, auxiliam o processo de biorremediação por tornar a matéria orgânica a ser decomposta mais homogênea e isenta de determinadas substâncias tóxicas, como metais, tintas e vernizes dos tecidos e papéis, etc. Não obstante, apesar do interesse global pela reciclagem, em termos percentuais, os resultados práticos da seleção de resíduos na origem ainda são insignificantes.

No caso do Brasil, a coleta seletiva de resíduos domésticos, em termos gerais, não atinge a 2% da massa de resíduos produzida diariamente. Assim, seus efeitos práticos no processo de decomposição não podem ser considerados como um fator influente. Em outras palavras, em nosso país, a coleta seletiva ainda é muito primária para provocar um efeito sobre o sistema de tratamento e destino final de resíduos.

4.3.2.20. O ATERRAMENTO DOS RESÍDUOS

Os métodos de aterramento, a densidade dos resíduos aterrados, a profundidade da célula e as atividades de exploração do gás, compõem o item manejo dos

resíduos e suas interações com os fatores que influem no processo de decomposição.

Uma descrição mais detalhada servirá para evidenciar o grau de influência destes fatores, como se segue:

A) MÉTODOS DE ATERRAMENTO

O “método da rampa” é o mais utilizado no preparo das células de biorremediação, onde os resíduos são adensados em taludes inclinados e cobertos com argila diariamente. Ora, a compactação inclinada em sentido ascendente aumenta a densidade dos resíduos favorecendo o processo de decomposição. Por outro lado, a cobertura diária favorece a atividade microbiana anaeróbia por reduzir a penetração de ar no aterro.

A compactação em rampa em sentido ascendente vem sendo adotada com sucesso desde 1960, método que favorece a decomposição por adequar o meio à atividade microbiana anaeróbia. O adensamento dos resíduos associado à cobertura diária permitem criar o ambiente inicial favorecendo a fase de aclimatação dos microrganismos, ou “fase lag”. Em geral, a fase de aclimatação é considerada uma fase crítica, onde se observa um retardamento no crescimento dos microrganismos, influenciando o processo.

B) DENSIDADE DOS RESÍDUOS ATERRADOS

A pesar de existirem poucos estudos que comprovem a influência da compactação dos resíduos no processo de decomposição, sua importância não pode deixar de ser comentada.

Densidade (Kg/m³)	Sólidos Voláteis Destruídos (%)	CH₄ Produzido (m³/Kg de S.V)
148	50	0,21
178	52	0,21
207	64	0,27
237	60	0,25

Tabela 4.4 Produção de gás em aterro versus compactação

BUIVID (1980), verificou, em estudos de laboratório, que há um ligeiro aumento na produção de gás com o aumento da densidade, como mostra a tabela 4.4. Estes dados foram obtidos em escala de laboratório, onde o processo foi mantido à temperatura constante de 37°C por um período de 90 dias.

JEWELL (1980), também em escala de laboratório, realizou estudos sobre o efeito da densidade no processo de decomposição, observando, após 150 dias, que os lisímetros com maior grau de compactação possibilitaram reduzir o teor de sólidos voláteis em 36,9%, enquanto os lisímetros menos densos reduziram 33,2% do teor de sólidos voláteis.

LIMA (1986), realizando estudos em escala real, verificou maior velocidade no processo de digestão e um acentuado aumento na fração molar de metano com o aumento da altura da célula de lixo. Células de 5 metros de altura, sobrepostas, produzem gás mais rapidamente do que células isoladas. Lima também cita que na experiência realizada na cidade de Praia Grande, litoral Paulista, onde a altura das células não ultrapassou a dois metros, a produção de gás metano foi insignificante, justificando a suposição de que, quanto maior for a altura da célula, ou seja, seu grau de adensamento ou compactação, maior será a produção de gás.

Um modo para aumentar o grau de compactação das células é manter o talude na inclinação de 1:3 (vertical: horizontal) e compactar o lixo em pequenas camadas, operando o trator sempre no sentido ascendente. Três a cinco passadas sobre a camada de lixo são suficientes para obter-se, em termos práticos, um razoável grau de compactação, 700 a 1000 kg/m³.

Quanto à altura da célula diária, por questões de praticidade, esta não deve ultrapassar a 5 metros, pois dificulta a operação e manejo do trator ou dos equipamentos de compactação e recobrimento. Esta dificuldade de operação torna-se evidente principalmente nos dias de chuva.

Quanto à altura mínima da célula de aterro, esta não deve ser inferior a 5 metros. Células com alturas menores que 5 metros não favorecem o processo de

biorremediação, pois a troca de gases e calor é favorecida, permitindo que partes da célula, principalmente as superficiais, sejam afetadas pela temperatura ambiente e pelo ar atmosférico afetando a atividade microbiana anaeróbia.

C) ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO DE GÁS

Estudos práticos documentados por HALVADAKIS et alii (1983) enfatizam a influência das atividades de exploração de gás no processo de biorremediação. A extração de gás favorece a infiltração de ar atmosférico nas células, inibindo a atividade microbiana metanogênica pela presença do oxigênio. A troca de gases também promove um desequilíbrio na temperatura do processo, que também afeta a atividade microbiana metanogênica. Assim, a extração de gás deve ser feita após a fase de lixiviação metanogênica, fazendo uso de um sistema exaustor.

Não obstante, conforme comentários anteriores, os microrganismos anaeróbios são capazes de tolerar a intrusão de ar, sem maiores problemas para o processo. Concentrações de oxigênio até 5% são toleráveis pelos metanogênicos em aterros.

4.3.2.21. OS FATORES MICROAMBIENTAIS

Do ponto de vista de controle do processo, os fatores micro-ambientais assumem grande importância por estarem estritamente ligados à atividade microbiana responsável pelo processo de biorremediação. Como em uma célula esses fatores são inúmeros, apenas alguns deles serão aqui comentados, função de sua importância à compreensão do comportamento dos microrganismos atuantes, a saber: temperatura, potencial hidrogeniônico, potencial de oxidação-redução, teor de umidade e inoculação.

4.3.2.22. A INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA

A temperatura tem importante significado no processo de biorremediação, pois tem haver com a produção de gás e com a eficiência da atividade microbiana. É

sabido que a produção de gás aumenta com a elevação da temperatura do meio, como evidenciaram os estudos de PFEFFER (1974). Realizando ensaios em dois níveis distintos de temperatura, 35 e 60°C, Pfeffer verificou que a produção total de gás no nível de temperatura mais alta foi 1,5 a 2,6 vezes maiores do que a 35°C. Outros estudos, como os de WITKAMP (1969), mostraram que a temperatura afeta a taxa de metabolismo dos organismos decompositores e que, quanto maior for o gradiente, maior será a velocidade da decomposição.

DESCHAMPS (1981), mostrou o efeito da temperatura no rendimento do processo de decomposição, como indica a figura-4.4. Observa-se que há um ligeiro declínio nas proximidades de 45°C. Este declínio é explicado pelo efeito da interface meso-termófila, que exige um maior grau de adaptação dos microrganismos.

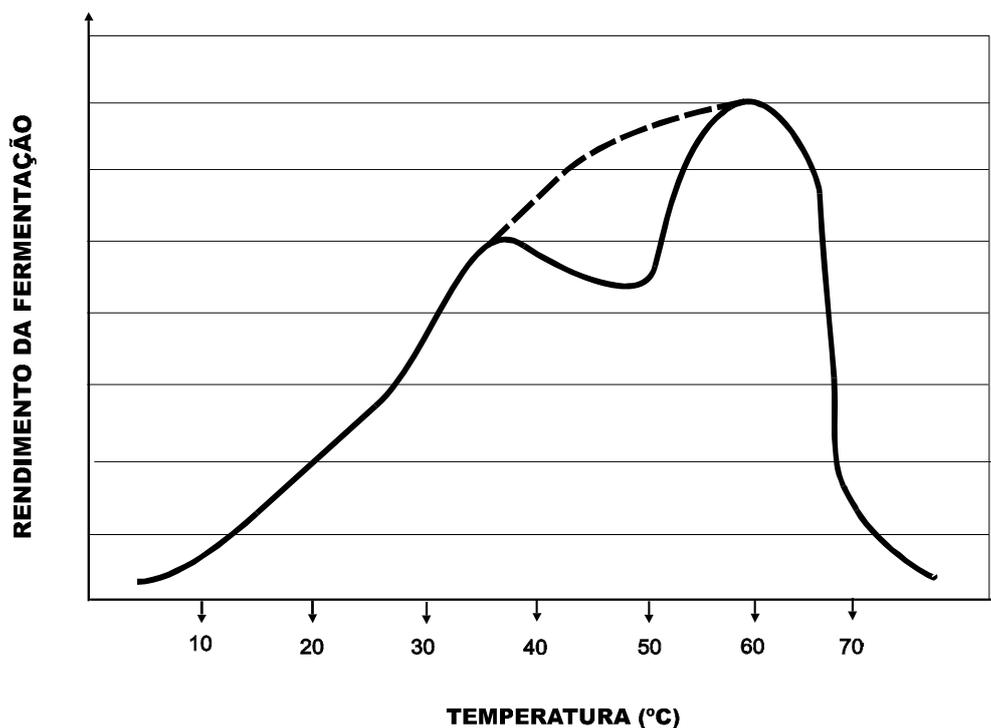


Figura-4.4 Efeito da temperatura na decomposição (DESCHAMPS)

Pelo gráfico de Deschamps, no intervalo de 30 a 35°C os processos criofílicos podem ser mais eficientes que os mesofílicos, criando uma contra-posição no estado da arte.

Apesar da evidência da importância da temperatura no processo, poucos estudos práticos, em condições de campo, foram conduzidos no sentido de uma melhor compreensão. Os modelos que relacionam a produção de gás ou a eficiência do processo com o efeito da temperatura são freqüentemente fundamentados em bases teóricas, onde a expressão de Arrhenius é utilizada de forma dogmática. No entanto, estudos de campo, evidenciam que os modelos assim compostos dão uma idéia falsa da realidade, comprometendo a sua aplicabilidade. Em geral, os resultados são obtidos através de ábacos e modelos gráficos e geram valores mais elevados do que os reais. Desse modo, a utilização destes instrumentos deve ser cautelosa, principalmente quando a temperatura da célula permanecer nas proximidades de 45°C, onde a expressão de Arrhenius apresenta maior erro.

Do ponto de vista biológico, a temperatura da célula é um fator de grande importância, pois os microrganismos que atuam no processo, ao contrário dos organismos superiores, não controlam sua própria temperatura corporal, e esta geralmente, segue a temperatura do meio. As bactérias metanogênicas, por exemplo, são bastante sensíveis às bruscas mudanças de temperatura. MARKOVICH e PETROVA (1966) citam que as bactérias metanogênicas podem atuar em duas faixas distintas de temperatura, a mesofílica, que varia de 29° a 45°C e a termofílica, que vai de 45 a 70°C. Os autores também ressaltam que em ambos os estágios, o crescimento bacteriano e a produção de gás podem ser afetados, quando a temperatura ultrapassa os limites superior e inferior.

Em situações reais a temperatura dificilmente ultrapassa a 45°C, mesmo durante a fase aeróbia. LIMA (1988), realizando experiências em escala real, no Projeto de Biorremediação do Aterro de Campinas, São Paulo, verificou nos 12 meses de observação, que a temperatura da célula acelerada situou-se em torno de 35°C como ilustra a figura 4.5. Observa-se que, no aterro executado pelo método natural, a temperatura situou-se em torno de 28°C, indicando ser o aterro acelerado, mais propício à atividade microbiana metanogênica. As diferenças entre as células estudadas por Lima residem no fato de uma célula receber cargas de microrganismos decompositores, e a outra, ser operada sem qualquer

intervenção na atividade microbiana. O fato da inserção de microrganismos na célula influenciou a produção de gás acelerando o processo de decomposição.

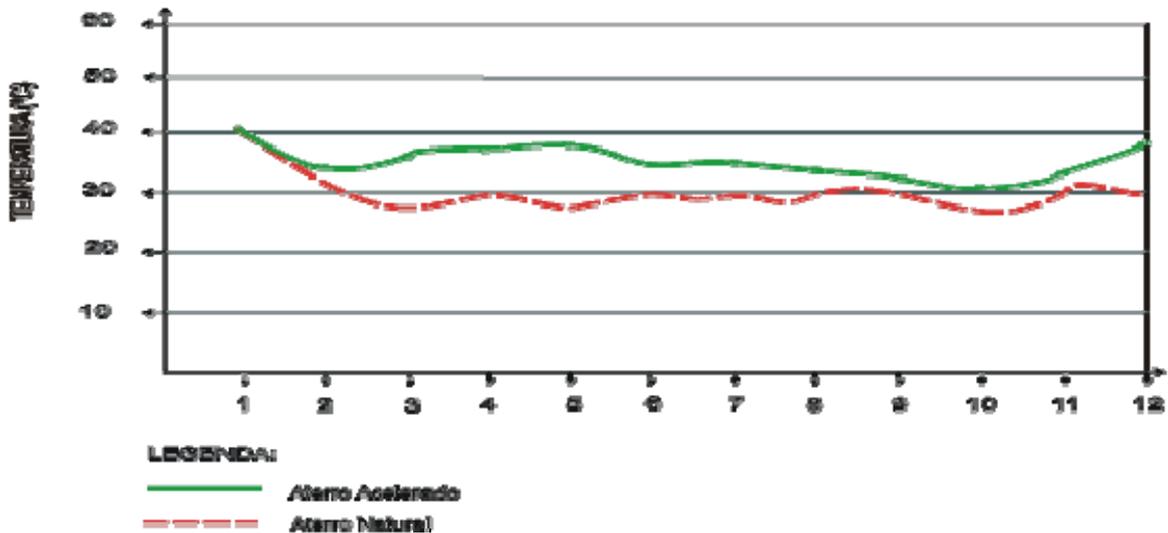


Figura 4.5: Variação da temperatura em função de tempo Aterro Sanitário de Campinas – SP, segundo LIMA

4.2.2.23. A INFLUÊNCIA DO PH

O potencial hidrogeniônico, comumente representado pela sigla pH tem importância fundamental na biorremediação, pois suas variações, podem acelerar ou inibir o processo. O acompanhamento destas variações pode permitir maior controle do processo e assim, aumentar a sua eficiência.

A escala de pH foi desenvolvida por SÖRENSE em 1909, na expectativa de expressar de forma conveniente a concentração do íon hidrogênio. Os estudos de Sørensen são condensados na seguinte expressão:

$$\text{pH} = - \log (\text{H}^+) = 1/(\text{H}^+)$$

Como se observa na expressão, a escala de pH é uma escala invertida com relação às concentrações do íon hidrogênio. Em outras palavras, quanto maior for a concentração do íon hidrogênio, menor o será o correspondente pH.

Os meios com $\text{pH} < 7$ produzem soluções ácidas; neles a concentração do íon hidrogênio excede à do íon hidroxila. Os meios com $\text{pH} = 7$ produzem soluções neutras; as concentrações dos íons hidrogênio e hidroxila são idênticas.

Nas células, onde a digestão se processa em meio heterogêneo, o pH varia com o tempo de disposição e com a fase do processo.

LIMA, mostra o comportamento do pH em relação ao tempo de disposição e em relação às fases do processo de decomposição, ver figura-4.6.

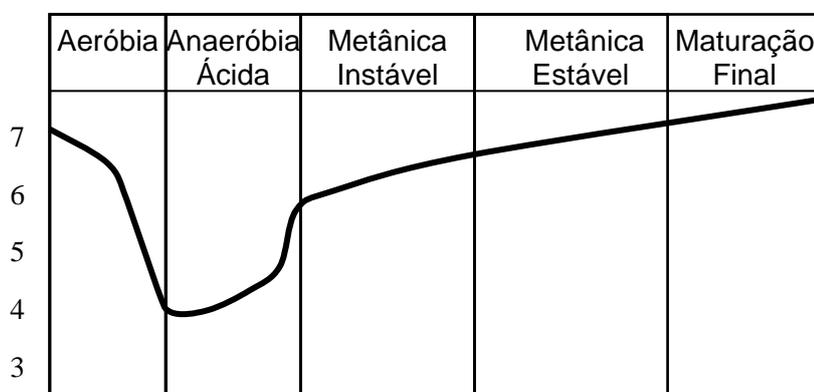


Figura 4.6. Comportamento do pH

Considerando a produção de metano, por análise da figura 6, observa-se que ela é máxima, taxas de 150 a 200 Nm^3 por tonelada de lixo, quando o pH situa-se na faixa dos valores médios (7,0 a 7,2). Valores abaixo de 6,5 ou acima de 7,6 podem inibir a atividade microbiana, reduzindo a produção de gás metano. Neste caso, faz-se necessário controlar o nível de variações. Quando o pH baixa, aumenta a concentração de amoníaco e de ácidos graxos no meio, dependendo do nível da concentração, podem ocorrer efeitos antagônicos como ilustram os trabalhos de McCarty.

No caso específico de biorremediação de lixões, a recomendação prática no sentido de reduzir as variações do pH volta-se à adição de lodo de esgoto digerido, soluções tampões, ou mesmo chorume quando alcalino.

O lodo digerido, quando adicionado ao lixo, tem a função de balancear a taxa de conversão dos microrganismos e de equilibrar a produção de ácidos voláteis que alteram o pH do meio.

Outros produtos, como hidróxido de sódio, podem ser adicionados para controlar o pH como citam CLARK e SPEECE (1978) e McCARTY et alii (1969).

Bicarbonato de sódio também pode ser usado para controlar as variações do pH, principalmente quando a concentração de ácidos voláteis for a causa das variações.

O controle do processo de digestão via comportamento do pH, pode não ser um procedimento muito efetivo. Como exemplo, um aumento repentino da carga orgânica pode causar o desbalanceamento entre as fases de produção e de consumo de ácidos, inibindo a fase metanogênica, sem que seus efeitos sejam completamente percebidos, visto que em algumas situações o pH só será afetado após o consumo da alcalinidade a bicarbonato. Assim, conseqüentemente os indicadores de distúrbios no processo devem ser analisados sobre aspectos mais amplos.

FORESTI (1988) lista uma série de indicadores de distúrbios no processo:

- Aumento na concentração de ácidos voláteis;
- Aumento da percentagem de CO₂ no gás;
- Diminuição do pH;
- Diminuição da produção total de gás; e
- Diminuição da eficiência do processo.

Além desses indicadores o controle da concentração microbiana é de fundamental importância para se avaliar a influência do pH no processo.

4.3.2.24. A INFLUÊNCIA DO E_H

O potencial de oxidação-redução ou simplesmente potencial redox é definido como a tendência de um meio de cultura aceitar ou ceder elétrons. A oxidação é caracterizada pela perda de elétrons e a redução, o ganho de elétrons. O processo de troca é simultâneo, ou seja, quando uma substância libera elétrons (oxidação) outra simultaneamente os recebe (redução).

Tratando-se da biorremediação, por ser um fenômeno natural que envolve reações químicas e a transformação de compostos orgânicos e inorgânicos, a energia primária para muitos organismos tem sua fonte nestes compostos. Ora, o uso de substâncias químicas como fonte de energia sempre envolve reações de troca de elétrons, ou seja, é sempre uma reação de oxidação-redução. Desse modo, o controle do processo de troca de elétrons pode ser um forte instrumento na compreensão do fenômeno da decomposição.

Por outro lado, a observação do comportamento isolado de alguns microrganismos que participam do processo evidencia ser o fenômeno da oxidação-redução um fator de grande importância.

No caso da biorremediação, o entendimento do fenômeno de oxidação-redução pode auxiliar na compreensão das diversas fases de transformação da matéria e no entendimento do comportamento de alguns microrganismos que participam do processo.

De maneira genérica, pode-se afirmar que no processo de biorremediação em células anaeróbias há uma tendência acentuada de redução da escala de valores do E_h, ou seja, com o aumento do tempo de aterramento, o E_h tende a valores negativos. Este fenômeno pode ser explicado, sumariamente, através da observação do comportamento de alguns microrganismos isoladamente. Tomando como exemplo uma bactéria aeróbia que freqüentemente pode ser encontrada em lixões, o *Bacillus subtilis*, figura-4.7, observa-se que a fase logarítmica coincide com a queda do valor do valor do E_h.

Este comportamento sugere que o Eh é decisivo no desenvolvimento da atividade microbiana no interior de uma célula de aterramento, principalmente no início do processo.

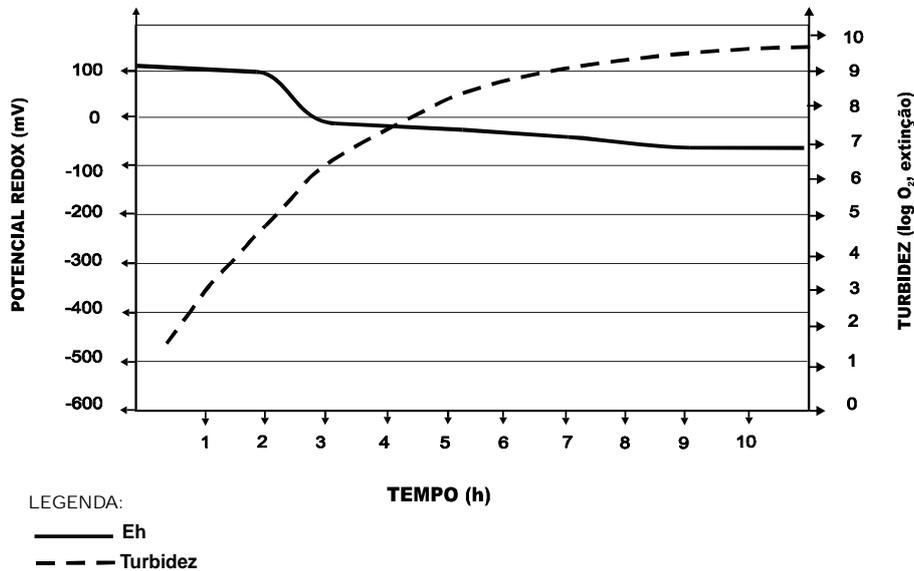


Figura-4.7 Comportamento do *Bacillus subtilis* em função do potencial redox

Tomando outro exemplo, um microrganismo anaeróbio estrito, *Clostridium paraputrificum*, figura-4.8, verifica-se que a fase logarítmica de crescimento também é influenciada pela escala de valores do Eh. Observa-se neste caso, que a atividade microbiana atinge seu crescimento máximo quando o Eh atinge a faixa de -500 a -600mV.

Ora, como observado nos exemplos pode-se concluir que, de uma maneira genérica, outros microrganismos seguem de perto este comportamento. Assim, a determinação sistêmica do Eh do meio pode contribuir na compreensão do fenômeno da biorremediação de resíduos em células anaeróbias, uma vez que cada fase do processo é parcialmente estabelecida entre intervalos na escala de Eh. Por outro lado, a escala de valores de Eh atua como fator-limite para o crescimento microbiano. Assim, a produção de gás também pode ser determinada empiricamente através da medição direta do Eh.

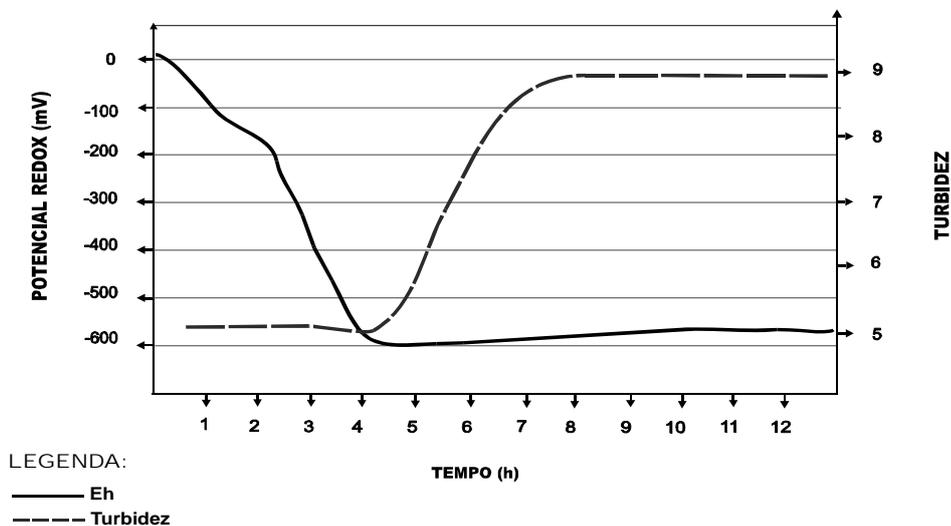


Figura-4.8 Comportamento do *Clostridium paraputrificum* em função do Potencial Redox

A este respeito alguns estudos têm sido realizados para elucidar a influência do potencial redox na biorremediação como relata EL SANUOSI⁴⁵. Nesses estudos é possível compreender o papel do fenômeno da oxidação-redução no processo de biorremediação.

Como ilustrado na figura-4.9, a decomposição inicia com valores de Eh positivos, (+200mV), correspondendo à fase aeróbia. Observa-se também que a produção de metano ocorre em valores de Eh negativos, -100 a -600mV.

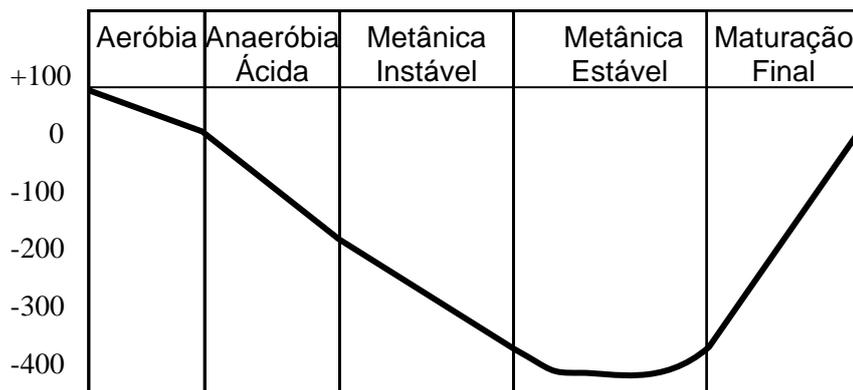


Figura 4.9. Comportamento do Eh

A fase metânica estável, onde a produção de metano é máxima, ocorre quando o Eh atinge valores de -300 a -600 mV, expressando que as bactérias metanogênicas requerem meios reduzidos para seu efetivo crescimento.

4.3.2.25. A INFLUÊNCIA DO TEOR DE UMIDADE

A água tem importância no processo de biorremediação, pois os microrganismos que participam do processo dependem de um meio aquoso para seu crescimento e reprodução. A água fornece os substratos e nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação no meio sólido como relatam HALVADAKIS et alii (1983).

A água também possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição.

WUJICK e JEWELL (1980), adicionando diversos teores de água em digestores de meio sólido, verificaram que a taxa de estabilização da matéria orgânica aumentou em relação ao tempo de disposição. Entretanto, os próprios autores salientam que a água isoladamente não é um fator fundamental, outros fatores associados são também importantes no processo, como a compactação, a composição do lixo, os microrganismos e outros já discutidos anteriormente. Na

verdade, são vários fatores envolvidos, onde a presença de microrganismos decompositores é um dos fatores básicos.

Todo resíduo de origem urbana, tal como produzido, tem um determinado teor de umidade. O teor de umidade varia em função de inúmeros fatores, como a composição do lixo, as condições climáticas, as práticas de coleta, etc., como mostram os estudos de TCHOBANOGLIOUS et al. (1977).

Os componentes orgânicos do lixo freqüentemente encerram a maior parcela da umidade. Em segundo lugar, vêm os papéis e papelões, trapos e couros, etc., por último vêm os inertes e finos.

A presença de água no lixo propicia o habitat inicial dos microrganismos. Assim, a existência de microrganismos decompositores coincide com o próprio processo de produção de resíduos, fato que contribui para a degradação dos mesmos.

Alguns autores afirmam que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica constantes no lixo fornecem os pré-requisitos necessários à fase do crescimento bacteriano. Não obstante, os resultados do monitoramento do Aterro da Br-040 de Belo Horizonte mostram que resíduos com umidade na ordem de 60% dispostos há mais de 28 anos permaneceram com alto grau de conservação, função de processos inibitórios. Portanto, a simples presença de água nos resíduos não garante a eficiência do processo de decomposição.

Outro fator que contribui para o incremento da umidade do lixo é relativo às condições climáticas de cada região onde o lixo é produzido.

Tomando como exemplo o caso brasileiro, pode-se verificar que o teor umidade médio varia em torno de 60%. Entretanto, nos períodos de chuva, este percentual eleva-se para 70% a 75%.

A água pode auxiliar o desenvolvimento da metanogênese, porém, por outro lado, também pode dificultar as atividades operacionais na confecção das células. O excesso de água limita a compactação em rampa além de provocar o aumento de

líquidos percolados. Os excedentes de líquidos percolados necessitam de tratamento, pois podem poluir os recursos hídricos e comprometer a saúde pública. O chorume quando exposto ao ar provoca a proliferação de vetores, tais como mosquitos, moscas, etc. Para evitar as migrações de líquidos e eventuais vazamentos recomenda-se que as células de aterramento sejam dotadas de sistemas internos de drenagem, de modo que os líquidos possam ser conduzidos, manejados e tratados adequadamente.

5. REVISÃO HISTÓRICA

A tecnologia de biorremediação atualmente utilizada é uma extensão dos trabalhos de Pasteur, L., o qual desde 1856 demonstrou que os microrganismos poderiam ser utilizados em benefício da humanidade no tratamento de doenças e na produção de alimentos e bens de consumo. O que Pasteur não previu foi que a utilização de suas idéias poderia solucionar problemas tão atuais e graves, como a questão do tratamento e destino final dos resíduos urbanos e a remediação dos lixões e vazadouros.

Não obstante, a despeito dos estudos de Pasteur, um sumário sobre a retrospectiva conceitual mostra que a história da biorremediação também coincide com a história da biotecnologia, história que teve seu início no Egito há 6.000 anos, com a produção de alimentos e bebidas fermentados a partir da atividade microbiana.

Apesar da importância dos antepassados e de Pasteur, neste século houve uma grande contribuição para o estado da arte, onde participaram inúmeros pesquisadores, não tão renomados, de várias universidades e centros de pesquisas em todo o mundo, como exemplo, Mitscherlich que em 1939 formulou um postulado de grande importância tecnológica quando aplicado aos microrganismos (UNICAMP, 1991b):

“Nenhum organismo e nenhuma população cresce indefinidamente. Existem limitações estabelecidas pela disponibilidade de alimento, abrigo, falta de espaço, por condições físicas intoleráveis ou por algum mecanismo de controle”.

O que se pode aprender com Mitscherlich é que os microrganismos atuando em grupo seguem o mesmo comportamento de outros seres vivos e que podem ser plenamente controláveis por mecanismos artificiais, constituindo-se, este postulado, na base da biotecnologia aplicada.

Outro pesquisador que muito contribuiu para a biotecnologia foi J. Monod que em 1942 formulou outro importante postulado (UNICAMP, 1991c): “A *taxa de crescimento microbiano depende do substrato*”, sendo este postulado a chave da industrialização microbiana, possibilitando dosar a quantidade de matéria a ser transformada em função da concentração microbiana, ou vice versa, dosar a quantidade de microrganismos decompositores em função da concentração de substrato.

5.1. O PRINCÍPIO DE BARKER

A contribuição que favoreceu a aplicação dos microrganismos em escala industrial deve-se a KAPLOVSKY (1951) quem formulou o princípio da divisibilidade do processo de decomposição anaeróbia de resíduos. Kaplovsky verificou que, no início do processo, ácidos orgânicos são produzidos e, no final, resultam gases como o dióxido de carbono e metano. Kaplovsky baseou suas conclusões nos estudos de IMHOFF (1991a), criador da fossa séptica, que também observou que o processo de decomposição ocorria em dois tempos.

Pela ordem cronológica, acredita-se que essa observação foi à precursora do princípio de duas fases. No entanto, este princípio, como hoje é compreendido, deve-se aos esforços de BARKER que o deduziu em 1956 quando estudava a fermentação bacteriana. Segundo este autor, o processo de decomposição pode ser esquematizado como ilustra a figura-6.1. Como se observa no diagrama de Barker, inicialmente a matéria orgânica do lixo é atacada por microrganismos formadores de ácidos. Como resultado desta primeira fase, ácidos graxos, açúcares e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular são produzidos. Em seguida, na fase seguinte, os ácidos são consumidos por microrganismos formadores de metano, tendo ainda o CO₂ como um dos produtos finais.

5.2. OS POSTULADOS DE ELIASSEN

No período de 1942 a 1959 dois fatos motivaram a investigação e o desenvolvimento da biorremediação, destacando-se a preocupação com a migração de gases dos lixões e a verificação de recalques nos maciços de

resíduos quando se pretendia construir sobre eles. Um trabalho importante nesse sentido foi publicado por ELIASSEN, (1942), conhecido como os postulados de Eliassen, que estudou vários lixões de Nova York chegando as seguintes conclusões:

- *Primeiro Postulado:* “Os resíduos orgânicos dispostos em aterros e lixões são decompostos por processos biológicos que ocorrem de forma natural dada à presença de microrganismos no lixo”;
- *Segundo Postulado:* “A decomposição em aterros e lixões é um processo essencialmente anaeróbio”;
- *Terceiro Postulado:* “A metanogênese ocorre em condições sub-ótimas”;
- *Quarto Postulado:* “A temperatura, o teor de umidade e o pH são fatores que influenciam o processo de decomposição”;
- *Quinto Postulado:* “Os recalques resultam dos vazios deixados pela transformação da matéria orgânica em gases e líquidos”.

Embora, nos dias atuais, os postulados de Eliassen pareçam ser óbvios, considerando a época em que foram formulados, constitui-se em provas concretas da elevada capacidade investigativa desse pesquisador que muito contribuiu para o estado da arte.

5.3. A ROTA DE McCARTY

No ano de 1964, McCARTY, P.L., tornou mais claro o princípio de duas fases quando apresentou um interessante esquema onde algumas rotas de transformação foram simuladas, como ilustrado na figura 6.2.

Seguindo as observações de McCarty e outros autores, IMSHENETSKY, KOTZE, *et alli* (1968), TEORIEN e HATTING (1969), confirmaram a tese sobre a divisibilidade do processo de decomposição anaeróbia.

Segundo o princípio de duas fases, no processo de decomposição anaeróbia ocorre primeiramente a fase ácida, onde as reações de hidrólise iniciam a redução da matéria orgânica complexa a compostos solúveis menores através de enzimas extracelulares. Os produtos da hidrólise incluem ácidos graxos, açúcares simples, aminoácidos e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular. Durante a hidrólise, os microrganismos que participam dessa fase dispõem de mais energia do que conseguem ganhar. Apesar disso, aumenta a disponibilidade energética do meio, função das alterações sofridas pela matéria orgânica, fonte de energia a ser utilizada nas reações subsequentes.

Atividades adicionais, neste estágio, complementam as modificações da matéria orgânica como a captura de energia, a formação de ácidos orgânicos, a produção de amônia, água e de gases como o hidrogênio. A fase ácida é seguida da atividade microbiana específica com capacidade de transformar os ácidos em gases como o metano e dióxido de carbono.

Esta segunda fase é denominada de metanogênica. Em geral, participam dessa fase bactérias, fungos e actinomicetes que habitam o solo, o rúmen bovino e o trato digestivo humano que são trazidos pelo lixo através do sistema de coleta, pelas atividades de aterramento e/ou por estratégias de biorremediação, ou seja, uso de microrganismos para acelerar o processo de tratamento dos resíduos.

Esses microrganismos obtêm energia a partir de duas reações principais: redução do CO_2 pela adição de H_2 para formar CH_4 e H_2O , e a partir da quebra do CH_3COOH formando metano e dióxido de carbono. Segundo ALEXANDER (1971) outros gases são também formados neste estágio, a exemplo do N_2 e H_2S . O nitrogênio é produzido a partir do processo microbiano de desnitrificação, no qual o íon nitrato é reduzido ao mesmo tempo em que atua como aceptor de elétrons. Informações posteriores deste mesmo autor revelam que a desnitrificação ocorre imediatamente após a depleção do oxigênio, ou seja, alguns dias após o aterramento dos resíduos nas células de aterro.

O H_2S é produzido por microrganismos redutores de sulfato com o íon sulfeto agindo como aceptor de elétrons. Segundo o autor esta reação ocorre em pH neutro ou ligeiramente alcalino. Também durante este estágio outros gases são produzidos, $CH_3CH_3CH_3CH_2CH_3$ e PH_3 , em quantidades mínimas, porém significantes para seu aproveitamento pelos microrganismos, como demonstrou STADTMAN¹³. Em resumo, durante a decomposição anaeróbia, segundo o princípio de duas fases, gases como CO_2 , H_2 , CH_4 , N_2 , H_2S , são produzidos por dois grupos distintos de microrganismos, os formadores de ácidos e os formadores de metano.

A década de 70 pode ser considerada como marco do uso da biorremediação como tecnologia ambiental. Uma vez mais, Mc CARTY et alli (1969) utilizaram microrganismos autóctones em larga escala para descontaminar uma área degradada por derramamento de petróleo no EUA. Nessa década a EPA – Environmental Protection Agency, agência americana de controle ambiental, reconheceu a biorremediação como tecnologia inovativa capaz de minimizar os impactos ambientais naquele país, tal como citado em KERR (1994).

Na área de biorremediação de aterros e lixões em 1983, BEARD e Mc CARTY realizaram estudos em escala de laboratório, na Universidade de Stanford, USA, onde os efeitos de adição de água, inócuo bacteriano e solução tampão foram testados no tratamento de resíduos. Os resultados destas pesquisas são de grande importância, quer pelos avanços obtidos na época, quer pelas técnicas empregadas, como exemplo, o ensaio de toxicidade de anaerobiose (ETA) e o ensaio de potencial bioquímico de metano (PBM). Esses resultados podem ser assim resumidos:

- foi possível realizar um tratamento acelerado de chorume oriundo de aterro sanitário utilizando um reator biológico operado a $35^{\circ}C$;
- o chorume proveniente do Aterro Sanitário de Mountain View, não é tóxico ou inibitório ao tratamento anaeróbio;

- pequeno ou nenhum período de aclimação foi requerido, nem adição de produtos químicos foi necessária para o tratamento do chorume no reator biológico;
- o teor de metano no gás produzido foi de 70%;
- neutralização ou tamponamento do chorume não foram necessários quando a técnica de reciclagem ou lixiviação foi utilizada;
- uma carga orgânica de 15 kg de DQO por metro cúbico de volume do reator por dia foi considerada ótima;
- tempo de residência hidráulica tão curto, como um dia, mostrou-se hábil para promover um eficiente tratamento do chorume;
- a produção de metano e a eficiência de remoção da DQO dependem da carga orgânica presente no chorume.

Uma análise mais aprofundada dos estudos de BEARD e Mc CARTY (1983) mostra que o chorume proveniente de aterro sanitário, quando tratado em reatores anaeróbios adquire propriedades que favorecem seu tratamento final. Além de facilitar o seu tratamento, o chorume resultante de processo anaeróbio pode servir como inóculo metanogênico capaz de acelerar o processo de decomposição da fração sólida, ou passivo ambiental mantido na célula.

Essa característica do chorume, uso como inóculo biológico, pode, no futuro, possibilitar o desenvolvimento de sistemas de tratamento de resíduos sólidos e minimizar os impactos ambientais causados pelos lixões.

5.4. A ANALOGIA DE LIMA

Ainda no ano de 1983, LIMA, realizou experimentos com biorremediação em aterros de resíduos domésticos e industriais, em escala de laboratório e em

escala real, na Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, SP, onde foi focada a questão da aceleração da fase metanogênica.

Os estudos de laboratório consistiam de seis lisímetros de plástico preenchidos com lixo, isolados com lã de vidro e providos de sistema de alimentação e coleta de sólidos, líquidos e gases.

Dentre os 6 lisímetros, um serviu de testemunho e os outros cinco foram inoculados com diferentes substratos : lodo de esgoto digerido; chorume tratado em reator anaeróbio; chorume cru com alta DQO (80.000mg/l); chorume cru com baixa DQO (1000 mg/l); esterco de gado cru e esterco de gado digerido em reator anaeróbio. Os resultados destes estudos levaram o autor a concluir que a reciclagem de chorume tratado em reator anaeróbio apresentou resultados mais favoráveis em termos de aceleração do processo de decomposição. Os resultados também mostraram que o esterco de gado, tanto cru como digerido, serve de inóculo biológico, possibilitando acelerar a fase metanogênica. Quanto ao chorume cru em excesso, estudos revelaram que houve inibições generalizadas na fase ácida e na fase metanogênica.

Os estudos em escala real foram conduzidos no Aterro Sanitário de Campinas, SP, em duas células contendo 100.000 toneladas de resíduos cada uma. As células foram preenchidas utilizando-se as técnicas usuais de aterramento. Uma das células foi provida de um reator biológico e de um sistema de reciclagem de chorume, lixiviação microbiana. A outra célula, a testemunha, foi operada pelo método tradicional, sem adição de inóculo, ou seja, sem a lixiviação microbiana.

Os resultados desse experimento demonstraram que a reciclagem de chorume tratado em reatores biológicos anaeróbios, lixiviação microbiana, permite a aceleração do processo de decomposição na razão de 10 vezes, se comparado com o processo sem lixiviação microbiana. Além disso, o autor observou que existia uma forte interação entre a célula de aterramento e o reator biológico, e que era possível tratar a massa de sólidos, líquidos e gases *in situ*, ou seja, no próprio local fazendo uso dos potenciais do meio anaeróbio em decomposição,

surgindo assim, o que mais tarde foi denominado de “Aterro Sanitário Celular”, ou “Sistema de biorremediação de passivo ambiental *in situ*”.

Uma descrição do “Sistema de biorremediação *in situ*”, ou Aterro Sanitário Celular”, evidencia que, do ponto de vista biológico, o processo desenvolvido e aperfeiçoado por Lima pode ser incluído no rol dos processos da visão inovativa, tal como definido pela EPA, tratando-se de um processo natural, associado a processos físico-químicos, similar ao que ocorre no trato digestivo dos ruminantes. Segundo LIMA (1996) a célula de aterro assume o comportamento de um biodigestor ou reator biológico, podendo ser definido, guardando as particularidades, como um reator heterogêneo não convencional, onde a matéria orgânica presente no lixo, quando aterrada, sofre um processo de digestão similar ao que ocorre no trato digestivo de um ruminante, conforme ilustrado na figura-5.1.

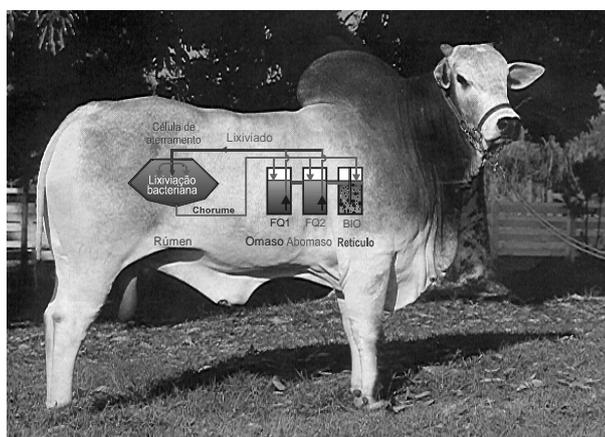


Figura – 5.1: Analogia ao trato digestivo dos ruminantes, (LIMA, L.M.Q.)

No trato digestivo dos ruminantes, em particular de bovinos, a fração orgânica é processada diretamente no *rúmen*, (a célula de aterramento de lixo), onde recebe cargas microbianas sucessivas (inoculação) oriundas do *retículo* (o reator biológico). Auxiliam nesse processo o *abomaso* (Reator físico-químico-1) e o *omaso* (Reator físico-químico-2) os quais servem para equalizar as características do efluente líquido, principalmente o pH (potencial hidrogeniônico)

e o Eh (potencial de oxidação-redução) possibilitando o desenvolvimento da atividade microbiana anaeróbia acetogênica e metanogênica.

Nesse processo, a ruminação é substituída pela lixiviação microbiana ou reciclagem de chorume enriquecido, suprimindo o processo de digestão de células microbianas ativas, nutrientes, sais minerais e fontes carbono, nitrogênio e outros elementos essenciais.

5.5. O PRINCÍPIO DA ALCALINOGÊNESE

A figura-5.2 ilustra de forma esquemática as reações seqüenciais que ocorrem durante o processo de decomposição.

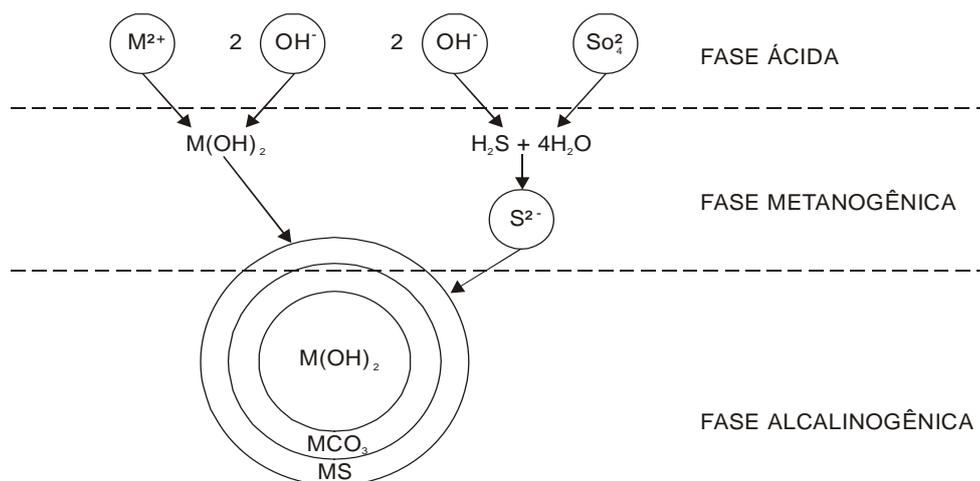


Figura 5.2 – Princípio da Terceira Fase da Biodegradação, Alcalinogênese (LIMA)

Outros resultados da pesquisa de Lima dizem respeito à proposição de uma terceira fase do processo de decomposição anaeróbia, a fase alcalinogênica, onde, em função das reações bioquímicas que ocorrem no meio, há uma tendência natural de formação de hidróxidos e o encapsulamento de metais pesados, tornando-os mais estáveis e menos solúveis.

Tal como relatado no estado da arte, o princípio de duas fases indica a existência da acetogênese seguida da metanogênese. Lima diz haver uma terceira fase onde revelam-se as reações de alcalinogênese.

LIMA e AKUTSU (1986) aplicaram os procedimentos operacionais da biorremediação no lixão da cidade de Americana, tratando-se de um estudo de caso em escala real, possibilitando a remediação de 19 hectares de solo contaminado por resíduos perigosos, metais pesados e corantes, inertizando o passivo de resíduos que há mais 20 anos vinha causando impactos negativos no solo e recursos hídricos da região.

6 - METODOLOGIA

6.1– APARATO EXPERIMENTAL

No sentido de atender os objetivos gerais da pesquisa, utilizou-se como material básico o lixo da cidade Americana, Estado de São Paulo, material coletado diretamente após a descarga no Aterro Sanitário situado na Fazenda Salto Grande, há 15 km do centro da cidade, durante os anos de 1984 a 1994. A pesquisa foi conduzida durante o processo de remediação do sítio, ou seja, quando da sua transformação em aterro sanitário, onde se utilizou a tecnologia de biorremediação *in situ* e *ex-situ* em conformidade com o estado da arte.

6.2. DESRIÇÃO GENÉRICA DO PROJETO

O projeto de pesquisa do sistema de Americana, SP, foi efetivamente iniciado em 1984 e concluído em 1994, consistindo da prospecção de uma área degradada por resíduos domésticos, industriais e hospitalares, medindo 19 hectares, localizada na Fazenda Salto Grande, Município de Americana, às margens do Rio Jaguari, principal afluente do Rio Piracicaba, que abastece várias cidades a montante do vazadouro, onde por 20 anos o município e as indústrias depositaram seus resíduos de forma desorganizada, sem qualquer tratamento, causando impactos ambientais.

O maior problema consistia na presença de metais pesados resultantes dos resíduos das indústrias têxteis, uma vez que a cidade de Americana tinha o segundo maior pólo têxtil do Brasil.

O nível de contaminação do sítio, vazadouro, por metais pesados era muito elevado, chegando a 90 mg/l de chumbo que percolava para o rio, sendo os mais expressivos: ferro, zinco, cobre, cádmio, chumbo e cromo. Em função do processo de percolação e lixiviação pluvial a mata ciliar, trecho de 500 m, estava seriamente afetada pela ação dos metais e corantes utilizados pela indústria têxtil,

onde a maioria das espécies vegetais estava em estado de falência, com perdas de folhas, e da capacidade de fotossíntese. Cerca de 90% das árvores de grande porte estavam mortas e ressecadas e 60% das gramíneas estavam mortas, apenas algumas espécies resistiam à ação dos metais pesados.

Após um diagnóstico realizado pela UNICAMP, Departamento de Hidráulica e Saneamento, junho 1983, a Prefeitura Municipal de Americana decidiu-se remediar o sítio, utilizando-se técnicas de biorremediação *ex situ* e *in situ*. Assim os resíduos que estavam dispostos nas proximidades das margens do Rio Jaguari foram removidos e dispostos em células providas de mantas de argila com espessura de 1,0 m e coeficiente de permeabilidade $K 1 \times 10^{-7}$ cm/s.

O arranjo do projeto permitiu a construção de 6 células medindo 50 x 100 x 10 m (largura, comprimento e altura), cada uma, onde 3 células foram usadas para co-dispor resíduos perigosos com resíduos domésticos, (células 01, 02 e 03), e as células 04, 05 e 06 receberam somente resíduos domésticos. O lay-out em anexo mostra a distribuição espacial das 6 células, bem como as unidades de tratamento de efluentes líquidos.

O foco do presente estudo de pesquisa foi concentrado na célula 6, que recebeu somente resíduos domésticos

O processo utilizado no tratamento dos resíduos *in situ* foi a lixiviação microbiana segundo o princípio de duas fases preconizado por BARKER¹. Segundo este autor, o processo de decomposição pode ser esquematizado como ilustra a figura-6.1.

Como se observa no diagrama de Barker, inicialmente a matéria orgânica do lixo é atacada por microrganismos formadores de ácidos. Como resultado desta primeira fase, ácidos graxos, açúcares e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular são produzidos. Em seguida, na fase seguinte, os ácidos são consumidos por microrganismos formadores de metano, tendo ainda o CO₂ como um dos produtos finais.

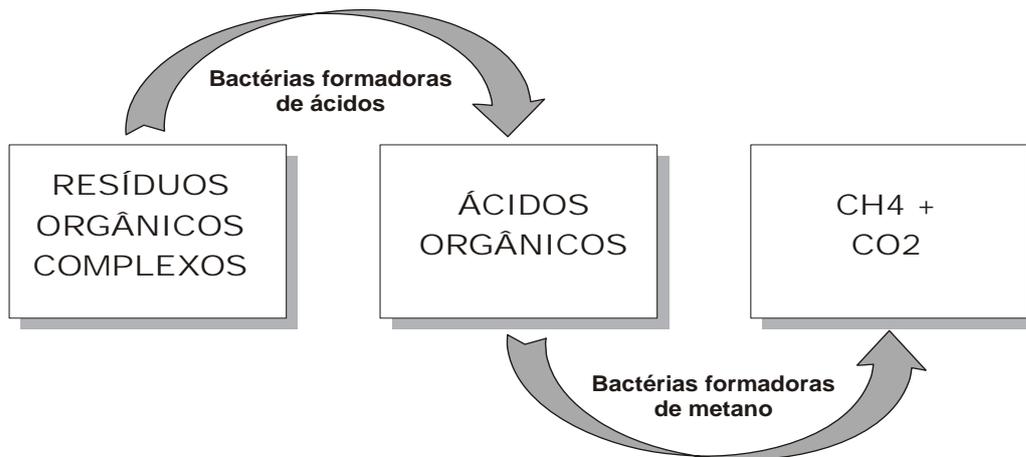


Figura 6.1: Princípio de duas fases – Barker

No ano de 1964, Mc CARTY, tornou mais claro o princípio de duas fases quando apresentou um interessante esquema onde algumas rotas de transformação foram simuladas, como ilustrado na figura-6.2.

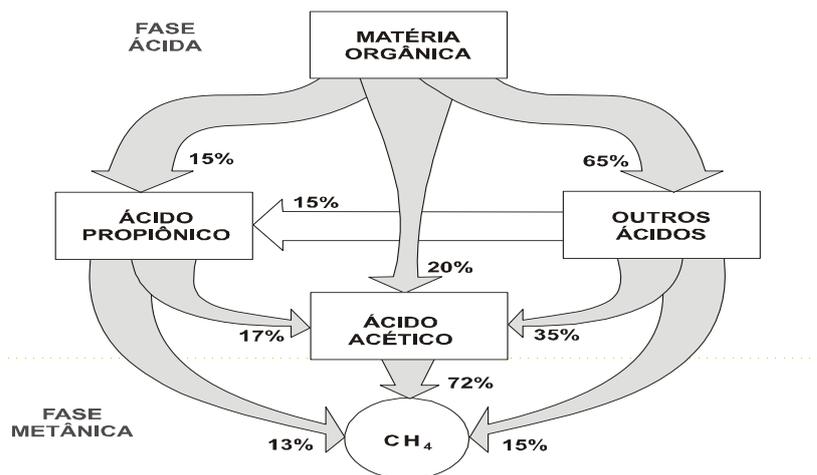


Figura 5.2. Rotas de transformação da matéria orgânica (Mc Carty)

Segundo o princípio de duas fases, no processo de decomposição anaeróbia ocorre primeiramente a fase ácida, onde as reações de hidrólise iniciam a redução da matéria orgânica complexa a compostos solúveis menores através de enzimas extra celulares. Os produtos da hidrólise incluem ácidos graxos, açúcares simples, aminoácidos e outros compostos orgânicos de baixo peso molecular. Durante a hidrólise, os microrganismos que participam dessa fase dispõem de mais energia do que conseguem ganhar. Apesar disso, aumenta a disponibilidade energética do meio, função das alterações sofridas pela matéria orgânica, fonte de energia a ser utilizada nas reações subsequentes.

Atividades adicionais, neste estágio, complementam as modificações da matéria orgânica como a captura de energia, a formação de ácidos orgânicos, a produção de amônia, água e de gases como o hidrogênio. A fase ácida é seguida da atividade microbiana específica com capacidade de transformar os ácidos em gases como o metano e dióxido de carbono. Esta segunda fase é denominada de metanogênica. Em geral, participam dessa fase bactérias, fungos e actinomicetes que habitam o solo, o rúmen bovino e o trato digestivo humano que são trazidos pelo lixo através do sistema de coleta, pelas atividades de aterramento e/ou por estratégias de biorremediação, ou seja, uso de microrganismos para acelerar o processo de tratamento dos resíduos.

Esses microrganismos obtêm energia a partir de duas reações principais: redução do CO_2 pela adição de H_2 para formar CH_4 e H_2O , e a partir da quebra do CH_3COOH formando metano e dióxido de carbono. Outros gases são também formados neste estágio, a exemplo do N_2 e H_2S . O nitrogênio é produzido a partir do processo microbiano de desnitrificação, no qual o íon nitrato é reduzido ao mesmo tempo em que atua como aceptor de elétrons. Informações posteriores deste mesmo autor revelam que a desnitrificação ocorre imediatamente após a depleção do oxigênio, ou seja, alguns dias após o aterramento dos resíduos nas células de aterro. O H_2S é produzido por microrganismos redutores de sulfato com o íon sulfeto agindo como aceptor de elétrons. Segundo o autor esta reação ocorre em pH neutro ou ligeiramente alcalino.

Também durante este estágio outros gases são produzidos, $\text{CH}_3\text{CH}_3\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_3$ e PH_3 , em quantidades mínimas, porém significantes para seu aproveitamento pelos microrganismos. Em resumo, durante a decomposição anaeróbia, segundo o princípio de duas fases, gases como CO_2 , H_2 , CH_4 , N_2 , H_2S , são produzidos por dois grupos distintos de microrganismos, os formadores de ácidos e os formadores de metano.

Durante o período de pesquisa foram feitas 60 lixiviações microbianas, 6 lixiviações por ano com 20.000 litros de chorume digerido inoculado com esterco de gado. A concentração de microrganismos utilizada no processo variou na ordem de 1×10^7 a 1×10^9 células viáveis/ml de chorume. Os líquidos após a inoculação eram recirculados na massa de lixo através de valas abertas para essa finalidade. Após a recirculação a vala era então fechada.

Foram utilizados 20 pontos equidistantes distribuídos no topo da célula na expectativa de otimizar o efeito da lixiviação microbiana. O chorume excedente era alcalinizado e encaminhado para os *wetlands*. A alcalinogênese é uma etapa preliminar do tratamento terciário de líquidos e consiste em provocar a oxidação *in situ* da matéria orgânica residual, bem como a precipitação e sorção dos metais ainda presentes, levando-os à forma de hidróxido.

O tratamento terciário de chorume via “filtração em *wetlands*”, consistia de um sistema integrado que reúne atividades físicas, químicas e biológicas capazes de remover cargas orgânicas e inorgânicas de líquidos de alta refratabilidade, nesse caso o chorume, que se configura como um efluente de difícil tratamento, função da excessiva alcalinidade à bicarbonato e da presença de substâncias refratárias à biodegradação pela via microbiana anaeróbia.

O tratamento era feito pela passagem do chorume alcalinizado por 4 *wetlands* distribuídos em série tal como ilustrado na figura-6.3. O efluente oxigenado por ação do sistema de aeração no reator era então injetado na base do primeiro *wetlands*, onde era forçado a percolar por três zonas ativas: Zona de Coesão; Zona Autotrófica e Zona Heterotrófica. Na Zona de Coesão, ocorria a ação

química de oxidação pela retenção de oxigênio no meio. Também nessa zona, ocorria o acúmulo de sedimentos, matéria orgânica, inertes, sais, etc.

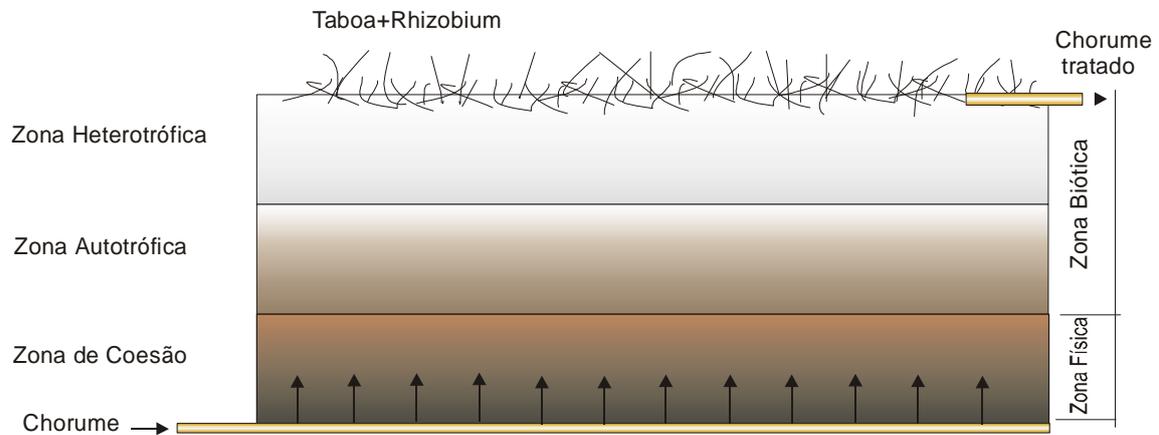


Figura-6.3. Filtração em wetlands

Na interface entre a Zona de Coesão e a Zona Autotrófica, pelo acúmulo de sedimentos e pela presença de oxigênio, ocorria a proliferação de microrganismos aeróbios e facultativos, favorecendo a oxidação biológica dos compostos orgânicos, a precipitação de inorgânicos, particularmente de metais pesados remanescentes no efluente.

Pelas condições microambientais, na Zona Autotrófica ocorria a fixação e o predomínio dos microrganismos aeróbios, favorecendo a síntese de matéria orgânica, liberando oxigênio, água e dióxido de carbono.

Na Zona Heterotrófica, por ser a área de maior biodiversidade, pois reúne plantas, microrganismos, nutrientes e energia, ocorria a mineralização dos compostos orgânicos remanescentes e a retenção de finos e substratos inorgânicos pela camada de filme biológico que se instaura a partir da colonização por *rhizobium* e *micorrizas*, permitindo a descontaminação do chorume e o seu lançamento na lagoa de maturação ou lagoa facultativa.

Após a passagem pelos *wetlands* o líquido era então disposto na lagoa facultativa e depois utilizado na irrigação da mata ciliar em processo de regeneração.

6.3. COMPOSIÇÃO GRVIMÉTRICA DO LIXO NOVO

Para efeitos de definição, lixo novo, significa o lixo coletado e amostrado no mesmo dia de sua produção. Nesse caso, foi utilizado o lixo coletado na cidade de Americana, SP, amostrado na entrada do aterro, em Janeiro e Agosto de cada ano, respectivamente, durante 10 anos, obtendo-se a média anual.

6.4. COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DO LIXO VELHO

Para efeitos de definição, lixo velho, significa o lixo coletado e amostrado na Célula 6, com dimensões básicas de 50m (largura) x100m (comprimento) x 10m (altura) que iniciou sua operação, obras civis, em novembro de 1983 e início de operação em dezembro de 1984.

Durante o estudo a Célula 6 recebeu 60 lixiviações com inoculo acetogênico e metanogênico, bem como lixiviações com álcalis, composto de chorume digerido e esterco de gado fresco e digerido tamponado, respectivamente. Assim, foram feitas várias caracterizações para obtenção da composição gravimétrica, em base úmida, do lixo velho, sendo o processo de amostragem executado em Janeiro e Agosto no período de 1985 a 1994, obtendo-se a média anual.

6.5. UMIDADE DO LIXO NOVO

Na determinação do teor de umidade as amostras foram submetidas a um processo de secagem a 105°C. O total de peso perdido na secagem foi considerado o valor da água contida na massa (U). O material remanescente desse processo de secagem foi definido como resíduo seco (RS). A somatória de U+RS deve ser igual ao peso inicial da amostra. A fórmula utilizada para determinação da umidade do lixo novo pode ser descrita da seguinte forma:

$$\text{Umidade } U (\%) = \{(W_{iA} - W_{fA})/W_{iA}\} \times 100$$

$$\text{Resíduo Seco RS } (\%) = (100 - U)$$

Onde,

U: teor de água na amostra (%)

W_{iA} : peso inicial da amostra (g)

W_{fA} : peso final da amostra (g)

RS: teor de resíduo seco (%)

6.6. UMIDADE DO LIXO VELHO

De modo análogo foi utilizada a mesma metodologia e formulação para determinação da umidade da célula do lixo aterrado no período de 1985 a 1994. Embora a umidade do lixo velho ou lixo aterrado foi medida em 3 pontos, no topo no meio e no fundo da célula.

6.7-TEMPERATURA NO INTERIOR DA CÉLULA 6

A determinação da temperatura foi medida através de 9 termopares instalados no centro da célula e em três posições, no topo, na cota -1,0 m; no meio, na cota -5,0 m e no fundo, na cota -10,0 m.

6.8. RELAÇÃO CARBONO: NITROGÊNIO

A relação C:N também merece especial atenção, pois o C representa o material energético necessário para a ativação do processo da síntese celular, e o N, o material básico para a constituição da matéria celular sintética.

Se o quociente C:N for demasiado grande, os microrganismos não terão o material plástico necessário para construir a própria matéria celular. Pelo contrário, se a quantidade de nitrogênio for grande, em relação à quantidade de carbono, pode-se verificar uma excessiva solubilidade do nitrogênio e sua conseqüente perda na forma NH_3 gasosa. Segundo os relatos de STUCKEY¹⁰, o

nitrogênio na forma livre (NH^{4+}) age para controlar o pH do meio através de suas interações com o sistema tampão do bicarbonato.

6.8.1 - DETERMINAÇÃO EMPÍRICA DO TEOR DE CARBONO

Usualmente, a razão entre o teor de carbono e os sólidos voláteis (SV) pode permanecer constante durante determinado período. Com base neste princípio, é possível calcular o teor de carbono empiricamente, introduzindo-se na equação seguinte o valor real de (SV), utilizando-se a seguinte formulação:

$$\text{Teor de Carbono (C) (\%)} = (\text{B} \times \text{SV})$$

onde

C = teor de carbono da amostra (%)

B = razão entre C/SV

SV = teor de sólidos voláteis (%)

Observe que o valor específico de (B) depende da composição do lixo. Nessa pesquisa, podemos adotar valores aproximados de 0,5.

Foram usados dois métodos para determinação do carbono, sendo um deles por ignição a 550°C , onde se define o teor de matéria orgânica e, dele, por cálculo, o teor de carbono total. O outro método é realizado por um processo de combustão por via úmida, ou seja, atacando-se uma amostra de laboratório com matéria sulfo-crômica.

6.8.2. DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE CARBONO E HIDROGÊNIO

Os teores de carbono e hidrogênio foram determinados pela introdução das amostras em um sistema de decomposição térmica, onde foram realizadas as seguintes operações: purificação dos gases, pirólise/oxidação, absorção dos gases.

A determinação do carbono é fundamentada no princípio em que o carbono é queimado em uma corrente de oxigênio, formando, assim, dióxido de carbono, o

qual é absorvido por hidróxido de sódio em amianto (Ascarita) e medido gravimetricamente.

Da mesma forma se procede com o hidrogênio, o qual é queimado em uma corrente de oxigênio, e a água resultante é absorvida por perclorato de magnésio anidro (Anidrona) e em seguida, pesado.

As formulações para o cálculo do (C) e (H) são:

$$\text{Teor de Carbono (C) (\%)} = \frac{(W_{dc} - W_{ac})27,29}{W_i A}$$

onde

W_{dc} = peso do absorvedor de carbono depois da combustão (g)

W_{ac} = peso do absorvedor de carbono antes da combustão (g)

$W_i A$ = peso inicial da amostra (g)

C = teor de carbono (%)

$$\text{Teor de Hidrogênio (H) (\%)} = \frac{(W_{dh} - W_{ah})11,19}{W_i A}$$

onde

W_{dh} = peso do absorvedor de hidrogênio depois da combustão (g)

W_{ah} = peso do absorvedor de hidrogênio antes da combustão (g)

$W_i A$ = peso inicial da amostra (g)

H = teor de hidrogênio (%)

6.8.3 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE NITROGÊNIO (KJELDAHL)

O nitrogênio Kjeldahl é definido como o nitrogênio presente em forma de amônia, mais a porção de nitrogênio que pode ser cataliticamente reduzida à amônia em solução concentrada de ácido sulfúrico e sulfato de potássio, usando-se o óxido de mercúrio como catalisador. A seguir, serão mostradas as operações de laboratório necessárias.

Após a amostra ser submetida à solução concentrada de ácido sulfúrico e sulfato de potássio, foi colocada para aquecer, brandamente no início, e depois

vigorosamente, até que toda matéria orgânica foi mineralizada. Deixou-se resfriar, sendo então diluída com adição de zinco granulado para evitar a projeção da amostra; também foi adicionada solução de hidróxido de sódio com tiosulfato em excesso para garantir o meio alcalino. Em seguida, a amostra foi transferida imediatamente para o destilador Kjeldahl. O destilado foi disposto em solução titulada de ácido sulfúrico.

Foram destilados exatamente 200 ml de cada amostra e, em seguida, o ácido foi destilado com solução padronizada de hidróxido de sódio, usando como indicador de ponto final, 200 mg de vermelho de metila.

Os cálculos finais para determinação do nitrogênio são representados a seguir:

$$\text{Nitrogênio-Kjeldahl (N}_K\text{) (\%)} = \frac{(S - L)70,035}{W_i A} (\pm 0,05)$$

onde

N_K = teor de nitrogênio (em % de resíduo seco)

$W_i A$ = peso inicial da amostra (mg)

S = equivalente de ácido sulfúrico (0,05 N) no receptor

L = equivalente de hidróxido de sódio (0,05 N) usado na titulação

Na amostra de sólidos no interior da célula foi utilizada uma escavadeira hidráulica com braço de 13,0 m sendo coletadas amostras no topo (-1,0 m) no meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m).

6.9. TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS E NÃO VOLÁTEIS

Para a determinação da percentagem de sólidos voláteis contidos na massa de lixo, foi considerada apenas a fração orgânica, e fez-se necessário submeter uma amostra analítica pelo período de duas horas à temperatura de 550 °C. A fração de matéria que se volatiliza no processo era definida como Sólidos Voláteis (SV).

Freqüentemente podemos considerar como (SV) o total de matéria orgânica contida no lixo. O total remanescente foi conhecido como Sólidos Não-Voláteis

(SNV). A somatória destes (SV) + (SNV) deve ser igual ao peso inicial da amostra.

$$\text{Sólidos Voláteis – (SV) (\%)} = \frac{(W_iA - W_fA)}{W_iA} \times 100$$

$$\text{Sólidos Não-Voláteis – (SNV) (\%)} = (100 - SV)$$

Onde

W_iA = peso inicial da amostra (g)

W_fA = peso final da amostra (g)

SV = teor de sólidos voláteis (%)

SNV = teor de sólidos não-voláteis (%)

Na amostra de sólidos no interior da célula foi utilizada uma escavadeira hidráulica com braço de 13,0m sendo coletadas amostras no topo (-1,0m) no meio (-5,0m) e no fundo (-10,0m).

6.10. MEDIDAS DE pH

As medidas de potencial hidrogeniônico foram feitas diretamente no poço de captação durante a coleta das amostras de líquidos utilizando métodos potenciométricos.

Os eletrodos, após a lavagem e calibração eram colocados nos dispositivos de medidas, beckers, para aferição do pH. Eletrodos de vidro e de referência foram também usados na pesquisa. Solução tampão foi utilizada para calibração do potenciômetro.

6.11 MEDIDAS DO POTENCIAL REDOX, Eh

As medidas do potencial redox foram feitas através das amostras extraídas no top, meio e fundo pelo uso de métodos potenciométricos. Tal como no caso das medidas de pH, os eletrodos, após a lavagem e calibração eram colocados em beckers para medição do lixiviado.

Eletrodos de Calomelano-platina-vidro foram utilizados na pesquisa. Assim como solução padrão para redox (200mV) foi utilizada na calibração do potenciômetro-multi-voltímetro.

6.12 MEDIDAS DE DQO

As medidas de DQO (Demanda Química de Oxigênio) foram efetuadas com base no Standard Methods for the Examination of Water Wasterwater e foram coletadas em 8 pontos distintos:

Ponto 1: Topo da célula 6 (-1,0 m)

Ponto 2 : Meio da célula 6 (-5,0 m)

Ponto 3: Fundo da célula 6 (-10,0 m)

Ponto 4: Entrada dos reatores anaeróbios

Ponto 5: Saída do *wetlands* 1

Ponto 6: Saída do *wetlands* 2

Ponto 6: Saída do *wetlands* 3

Ponto 7: Saída do *wetlands* 4

Ponto 8: Saída da lagoa facultativa

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1. ASPECTOS METODOLÓGICOS

Considerando que a presente pesquisa foi realizada em escala real, ou seja, fugiu aos padrões laboratoriais, as questões metodológicas têm grande influência e são também focos de discussões. Se por um lado um estudo desta natureza realizado em laboratório permite maior controle, um estudo feito em escala apresenta aspectos de grande importância para o desenvolvimento do estado da arte.

Além de dados confiáveis, a pesquisa em escala real, difere da pesquisa feita em laboratório, e no caso do lixo em aterro, isso tem grande relevância, pois é sabido que a pesquisa em escala de laboratório é limitada e muito influencia dependendo do tamanho do experimento.

Já a pesquisa em escala real permite que os dados coletados expressem a realidade dos fatos, agregando aspectos de valor expressivo ao conhecimento.

Objetivando propiciar uma abordagem mais ampla das questões tratadas na pesquisa, a apresentação dos resultados e as discussões foram realizadas por partes. Assim, considerando ainda as particularidades do presente estudo, as partes ficaram assim constituídas:

- Aspectos metodológicos, envolvendo as técnicas de coleta, amostragem, medições e determinações;
- Formulações gráficas e analíticas

Na seqüência, estas partes serão pormenorizadas tendo como objetivo aprofundar nas questões metodológicas e nas questões técnicas, onde o comportamento dos parâmetros que influenciam o processo de decomposição de lixo em aterro e a técnica de biorremediação terão tratamento especial.

7.1.1 PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DE SÓLIDOS *EX SITU*

Considerando o procedimento de amostragem de sólidos diretamente do caminhão de coleta, pelos resultados obtidos, podemos concluir que as amostras de 200 litros são representativas e representam o todo produzindo dados estatisticamente confiáveis. Não obstante, deve-se, antes da amostragem, fazer um plano que abranja todos os setores de coleta. Assim, cada setor deve ser representado na amostragem. Outrossim, foi utilizado tambores de plástico para não haver possibilidade de contaminação da amostra.

7.1.2 PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DE SÓLIDOS *IN SITU*

Considerando o processo de amostragem no interior da célula, foi utilizada uma escavadeira hidráulica com braço longo, fato que permitiu fazer amostragem no topo, meio e fundo, dando maior abrangência e significância aos dados.

A concha da escavadeira foi lavada antes da coleta de cada ponto em profundidade. Assim, nesse caso, a concha foi lavada 3 vezes na amostragem de topo, meio e fundo.

7.1.3. PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DE LÍQUIDOS

O processo de amostragem de líquidos utilizados, tanto nas células como nos digestores, *wetlands* e lagoa mostrou-se ser eficiente sem qualquer contra-indicação. Também os pontos de amostragem mostraram-se adequados e suficientes para produzir dados representativos e confiáveis.

7.1.4. DETERMINAÇÃO DA UMIDADE

O procedimento de determinação da umidade por ser um método clássico mostrou-se ser eficiente produzindo dados confiáveis, nada tendo a acrescentar.

7.1.5. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

O procedimento de determinação de sólidos voláteis por ser um método clássico mostrou-se ser eficiente produzindo dados confiáveis, nada tendo a acrescentar.

7.1.6. DETERMINAÇÃO DE CARBONO

O procedimento de determinação de carbono por ser um método clássico mostrou-se ser eficiente produzindo dados confiáveis, nada tendo a acrescentar.

7.1.7. DETERMINAÇÃO DE NITROGÊNIO

O procedimento de determinação de nitrogênio por ser um método clássico mostrou-se ser eficiente produzindo dados confiáveis, nada tendo a acrescentar.

7.1.8. MEDIDA DE TEMPERATURA

O procedimento de medida de temperatura usando termopares permitiu obter dados ao longo do tempo. Todavia, a agressividade do meio causou interferência nos termopares, principalmente durante a fase ácida, primeiro e segundo ano, onde foi necessário trocar os termopares duas vezes por ano. A partir do terceiro ano os termopares foram trocados mais duas vezes, no terceiro e sexto ano, respectivamente.

Recomenda-se envelopar os terminais dos termopares em balão de vidro, e, com isso, aumentar a sua vida útil.

7.1.9. MEDIDA DE pH E Eh

Considerando as técnicas de mediação direta de pH e Eh, pode-se observar que seu emprego, principalmente no caso das medições do Eh, que há muita interferência do meio que alteram os resultados. Assim, recomenda-se que a aferição dos eletrodos seja freqüente, a cada medida.

Outra observação importante diz respeito ao tempo de exposição dos eletrodos de Calomelano ao meio em processo. As impurezas e a agressividade dos compostos presentes danificam rapidamente os eletrodos. Assim, sugere-se que, nas medições, que o tempo de permanência no líquido não seja superior a 10 minutos.

A lavagem e a manutenção dos eletrodos é um procedimento benéfico que aumenta a sua vida útil.

7.1.10. MEDIDAS DE DQO

O procedimento de medida da DQO por ser um método clássico mostrou-se ser eficiente produzindo dados confiáveis, nada tendo a acrescentar.

7.2. COMPORTAMENTO DO LIXO NOVO

A composição média anual do lixo novo coletado durante 10 anos apresenta as seguintes características:

Componente	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Mat. orgânica	50	52	47	54	60	53	48	50	59	46
Pap. papelão	16	20	21	15	15	20	17	17	22	17
Plástico	11	7	10	8	8	7	6	6	2	4
Têxteis	3	2	3	1	1	2	1	3	5	7
Vidro, terra	10	9	10	15	6	10	12	11	9	10
Metais	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1
Madeira	10	8	8	6	9	7	14	12	3	15

Tabela 7. 1 Composições gravimétricas, médias, do lixo novo da célula 6

Vale observar que somente a composição do lixo novo de 1985 (escrita em vermelho) foi utilizada como parâmetro de referência na análise do processo de decomposição dos resíduos em função do tempo. As demais composições foram

feitas como parte do monitoramento e, nesse estudo, servem tão somente como registro para eventuais comparações.

A composição do lixo novo da cidade de Americana, SP, por seu comportamento em relação ao tempo, segue o padrão das demais cidades do estado de São Paulo, onde o teor de matéria orgânica situa-se na média de 51,9% em base úmida.

A linha de tendência apresenta uma reta distribuída na horizontal que pode ser expressa pela seguinte equação:

$$Y = 0,0182x + 15,727$$
$$(R^2 = 0,0001)$$

Isso pode indicar que durante o período de uma década de pesquisa o teor de matéria orgânica na composição do lixo novo da cidade de Americana mudou muito pouco.

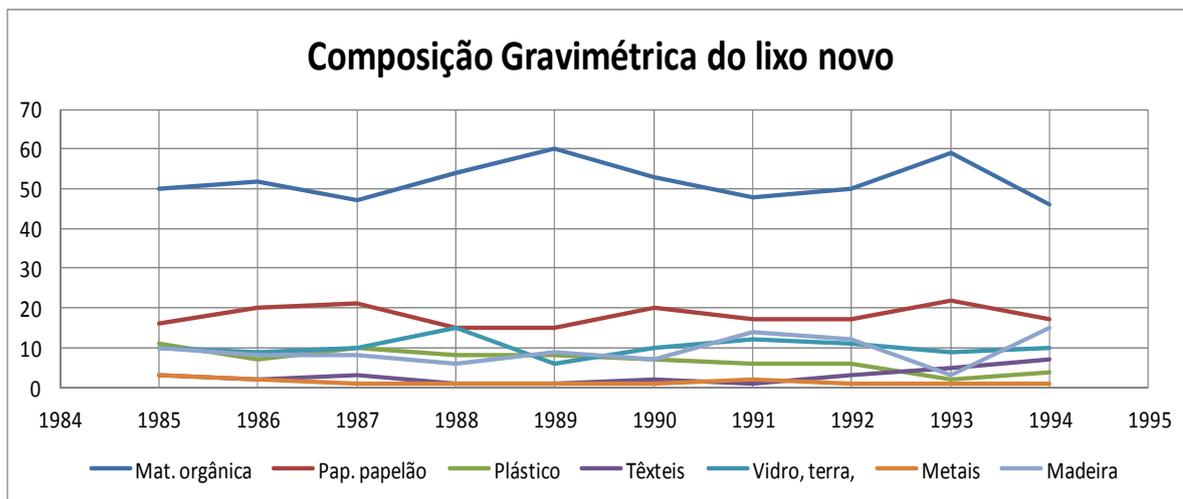


Figura: 7.1 Composição do lixo novo em relação ao tempo

Com base nesse dado pode-se postular que a população da cidade de Americana não mudou seus hábitos de consumo, e nem seguiu os padrões de comportamento esperado, pois quando há crescimento ou desenvolvimento social em um nicho populacional, há uma tendência de redução do teor de matéria orgânica no lixo.

A análise dos outros componentes do lixo novo mostra que eles seguiram o mesmo comportamento da matéria orgânica em relação ao tempo, mantiveram-se quase constantes, evidenciando que não houve qualquer ação expressiva com o objetivo de reduzir, reciclar ou reutilizar os produtos do lixo.

7.3. COMPORTAMENTO DO LIXO VELHO

A composição gravimétrica, em base úmida, do lixo velho coletado no período de 1985 a 1994 apresenta os seguintes resultados:

Componente	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Mat. orgânica	43	45	40	22	18	11	15	10	12	10
Pap. papelão	13	17	12	20	23	20	30	27	22	22
Plástico	12	15	17	21	22	22	17	25	20	18
Têxteis	5	2	7	5	7	2	8	5	5	5
Vidro, terra	10	12	16	19	22	22	19	15	17	17
Metais	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Madeira	16	8	7	12	7	22	10	17	23	27

Tabela 7.2 Composições gravimétricas médias do lixo velho da célula 6

A composição do lixo velho extraído da célula 6, por seu comportamento em relação ao tempo, mostra que ocorreram alterações importantes que merecem atenção, em particular o comportamento da matéria orgânica que variou de 43% para 10% no período de 10 anos, provando que houve perda de massa pela transformação da matéria orgânica crua em líquidos, gases e sólidos refratários, sólidos bioestabilizados e menos solúveis.

A linha de tendência apresenta uma reta com declínio em relação ao tempo, que pode ser expressa pela seguinte equação:

$$Y = -4,2788x + 8532,2$$

$$(R^2 = 0,810)$$

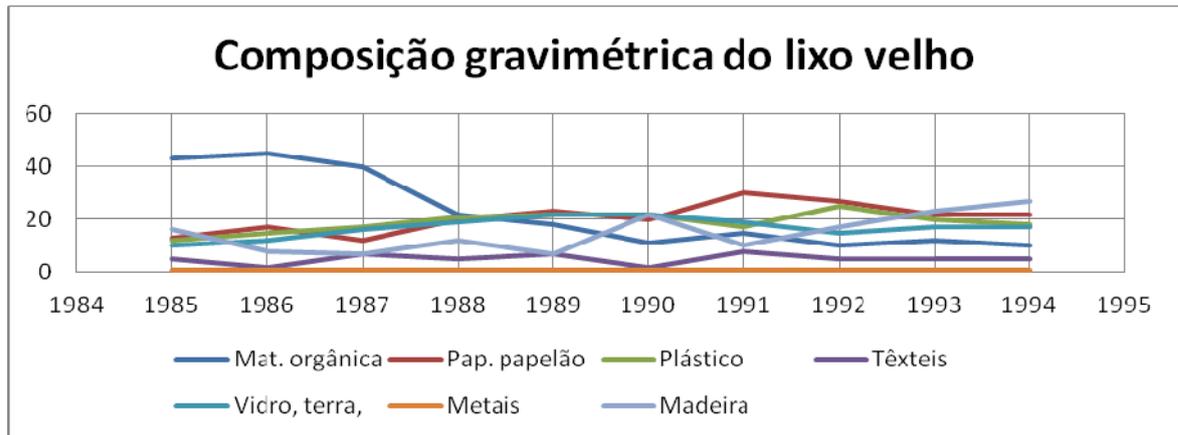


Figura 7.2 - Composição do lixo velho em relação ao tempo

A figura 7.3 mostra a linha de tendência, onde pode se comprovar a perda de massa em relação ao tempo. Isso mostra que a matéria foi modificada dentro da célula, onde os microrganismos atuantes são os principais responsáveis pelas alterações sofridas na massa. Assim, medir o comportamento da matéria orgânica, ou a perda de massa em relação ao tempo significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana acetogênica e metanogênica, onde a atividade acetogênica é responsável pela solubilização da fração orgânica e a atividade metanogênica pelo consumo e conseqüente transformação em gases.

Todavia este postulado por ser intuitivamente contingente, merece maiores esclarecimentos. Desse modo, passamos a discutir as questões das fases acetogênica e metanogênica como principais atividades responsáveis pela biodegradação ou biorremediação. Este axioma pode ser melhor justificado ou provado pela aplicação das notações do cálculo diferencial que fundamenta-se na noção de taxa de variação.

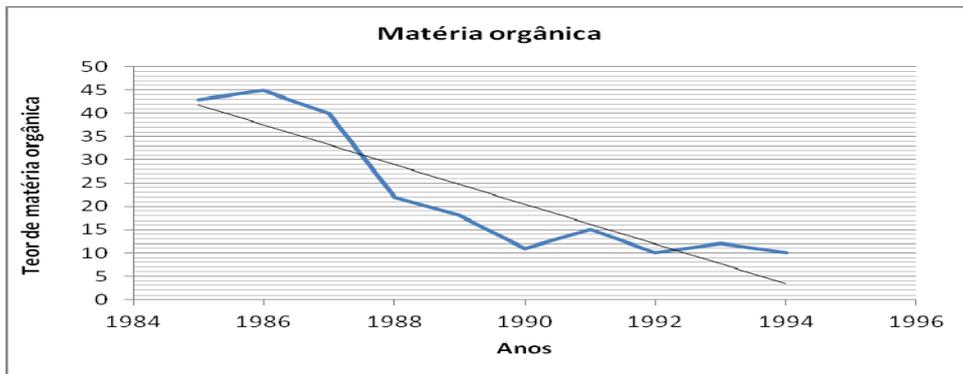


Figura7.3- Comportamento da matéria orgânica em relação ao tempo

Assim, tomando as variações do comportamento da matéria orgânica no tempo, ou a taxa de declínio da MO (teor de matéria orgânica) e aplicando as notações do cálculo diferencial, podemos dizer que:

$$\mathbf{MO = f(t) \dots\dots\dots(1)}$$

Sejam t_1 e t_2 dois instantes, e $t_2 > t_1$. Sendo $f(t_1)$ e $f(t_2)$ os correspondentes valores da MO medidos no intervalo de tempo. Fazendo agora, uma diferenciação no intervalo de tempo de t_1 a t_2 , a variação total da MO pode ser expressa na forma:

$$\mathbf{\Delta MO = \{f(t_2) - f(t_1)\} \dots\dots\dots(2)}$$

Para $\Delta MO \leftarrow 0$, implica em um aumento da carga orgânica ou ineficiência; e para $\Delta MO \Rightarrow 0$, implica em um decréscimo no teor da fração orgânica, ou passível de decomposição, que pode ser entendido como maior eficiência do processo.

A variação média da MO por unidade de tempo no intervalo de t_1 e t_2 é dada pela expressão:

$$MO/\Delta t = \{f(t_2) - f(t_1)\}/(t_2 - t_1) \dots\dots\dots(3)$$

Essa expressão, na verdade, mede a eficiência de remoção de carga orgânica por ação da atividade microbiana via taxa de variação da MO ou taxa de degradação específica.

Um exercício numérico serve para comprovar a aplicabilidade do modelo. Assim, tomando os dados da tabela-6.2 aplicando-os na fórmula (3) é possível determinar a taxa de degradação da matéria orgânica em relação ao tempo, onde se obtém um valor de 3,3% ao ano.

Esse postulado também pode ser analisado pela aplicação direta do conceito de eficiência de um sistema real, onde o trabalho líquido (ν) é igual à razão entre a carga orgânica que entra em processo de decomposição menos a carga orgânica remanescente, ou seja:

$$(\nu) = 1 - (MO_2/MO_1) \dots\dots\dots(4)$$

Onde:

MO₁ = Teor de matéria orgânica, %, em base úmida, no instante inicial de aterramento (no primeiro ano).

MO₂ = Teor de matéria orgânica, %, em base úmida, no instante final de aterramento (após 10 anos).

Aplicando os dados contidos na tabela-6.2, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 77%, visto que o teor de matéria orgânica variou de 43% para 10% em 10 anos.

Também pela análise gráfica e pelas notações do cálculo diferencial pode-se representar o comportamento da MO por uma função exponencial de (t), ou seja:

$$dN/dt = - \nu N \dots\dots\dots(5)$$

A equação (5) tem solução do tipo:

$$N = N_0 e^{-\nu t} \dots\dots\dots(6)$$

Onde:

N= MO, %, no instante t

N₀ = MO, %, no tempo t=0

ν= constante de degradação

Da equação (5) podemos deduzir que a taxa de degradação é proporcional à MO remanescente. Esta afirmação, por ter grande importância prática, ou seja, uma condicionante essencial no manejo dos resíduos, fato que merece ser discutida. Assim, retomando a análise gráfica, verifica-se pela aplicação desse princípio, que a lixiviação microbiana tem maior efeito nos primeiros quatro anos, onde a carga orgânica é elevada e requer maior atividade microbiana.

A partir do 5 ano a matéria orgânica já está bioestabilizada, isto é, torna-se menos solúvel e, portanto, mais refratária à biodegradação, favorecendo, desse modo, a abertura das células e a reciclagem da fração orgânica. Assim feito, o conceito de vida útil de um aterro sanitário deve ser revisto, pois com o uso da fração orgânica haverá certamente um significativo aumento da vida útil do aterro como um todo, fato que nos permite postular que com o tratamento da fração sólida há indícios de “perenização” do sítio tratamento ou de aterros sanitários.

7.4. COMPORTAMENTO DA UMIDADE DO LIXO NOVO

A tabela 7.3 mostra os resultados das determinações da umidade do lixo novo da cidade de Americana, SP.

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Umidade (%)	70	75	60	66	62	61	70	70	72	65

Tabela-7.3 Umidade do lixo novo

A umidade do lixo novo apresentou uma média de 67,1% durante os 10 anos de pesquisa. A linha de tendência apresenta uma reta em declínio em relação ao tempo, que pode ser expressa pela seguinte equação:

$$Y = -0,03303x + 127,39$$
$$(R^2 = 0,0003)$$

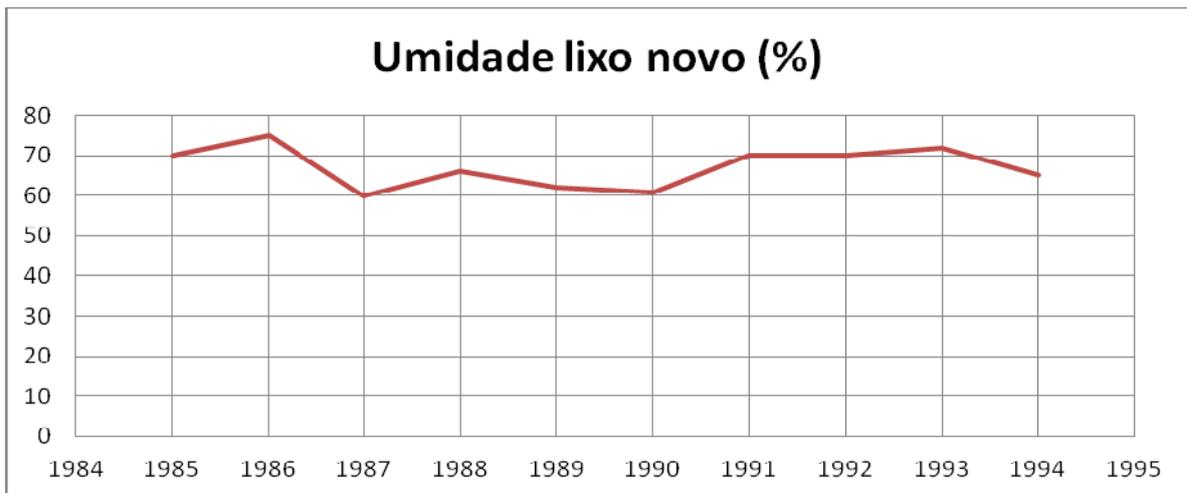


Figura 7.4: Comportamento da umidade do lixo novo em relação ao tempo

Isso mostra que a umidade do lixo novo se manteve constante ao longo de 10 anos. Esses dados revelam que o lixo se manteve na faixa ótima para a biodegradação, sendo um dos fatores influentes nos resultados obtidos.

7.5.COMPORTAMENTO DA UMIDADE DO LIXO VELHO

Como mostrado na tabela 7.4 e na figura 7.5, a umidade do lixo velho ou lixo aterrado foi medida em 3 pontos, topo (-1,0 m), meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m). Assim, a umidade no topo apresentou uma média de 45,6% durante os 10 anos de pesquisa.

A linha de tendência apresenta uma reta em declínio em relação ao tempo, que pode ser expressa pela seguinte equação:

$$Y = -3,503 x + 7014,9$$

$$(R^2 = 0,8109)$$

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Umidade (%) no topo (-1,0m)	72	50	56	48	45	40	40	38	32	35
Umidade (%) no meio(-5,0m)	66	53	50	50	47	51	41	37	35	37
Umidade (%) no fundo(-10,0m)	80	80	77	76	76	67	66	70	70	70

Tabela-7.4 Umidade do lixo aterrado na célula 6

A umidade no meio apresentou uma média de 46,7% e uma reta em declínio em relação ao tempo expressa pela equação:

$$Y = -2,8788x + 5774$$

$$(R^2 = 0,844)$$

A umidade no fundo apresentou uma média de 73,2% e uma reta em declínio em relação ao tempo de disposição, a qual pode ser expressa pela equação:

$$y = -1,4182x + 2894,7$$

$$(R^2 = 0,6811)$$

Esse comportamento declinante em relação ao tempo de aterramento mostra que a massa em processo de decomposição perde líquidos e tende a se desidratar. Esse fenômeno de auto-desidratação é importante em termos de abertura da célula, pois facilita a segregação do material passível ser reciclado e re-aproveitado.

Outra observação diz que a umidade no fundo é maior que no topo. Isso parece lógico, pois os líquidos em relação ao tempo, tendem a percolar por ação da gravidade no sentido descendente, fato que torna o fundo mais úmido, e, portanto, mais apropriado ao processo de decomposição anaeróbia.

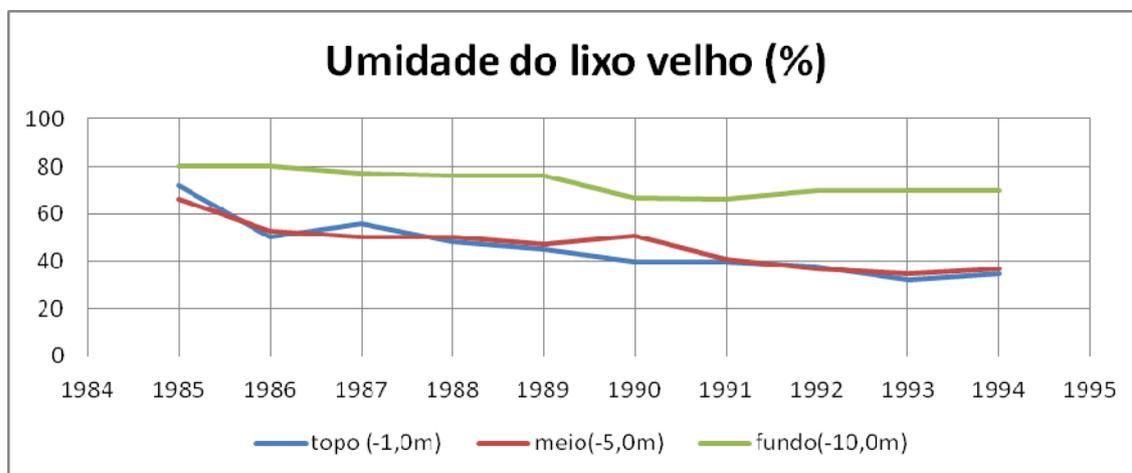


Figura 7.5: Comportamento da umidade do lixo velho em relação ao tempo

A perda de líquidos no sentido descendente pode ser útil no processo de reabertura de aterros, pois, quando menor a umidade, maior a possibilidade de desagregação dos materiais contidos no lixo.

7.6. COMPORTAMENTO DA TEMPERATURA DA CÉLULA 6

Os dados de temperatura foram medidos no topo (-1,0 m), no meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m). Os resultados das medidas de temperatura podem ser vistos na tabela 6.5.

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Temperatura °C no topo (-1,0m)	35	32	33	37	37	31	40	38	32	31
Temperatura °C no meio(-5,0m)	37	40	37	35	42	40	40	37	37	37
Temperatura °C no fundo(-10,0m)	36	42	37	42	37	37	37	37	38	37

Tabela-6.5 Temperatura do lixo aterrado na célula 6

Assim, como se observa na figura seguinte a temperatura no topo da célula apresentou o valor médio de 34,7°C, tendo o comportamento de uma reta ligeiramente declinante expressa pela equação:

$$y = -0,0485x + 34,867$$
$$(R^2 = 0,0021)$$

A temperatura no meio, ou há -5,0m, apresentou um valor médio de 38,2°C e seu comportamento pode ser representado por uma reta ligeiramente declinante, expresso na equação:

$$y = -0,0485x + 38,467$$
$$(R^2 = 0,0047)$$

De modo análogo, a temperatura no fundo, ou há -10,0m apresentou um valor médio de 38°C e seu comportamento pode ser representado por uma reta ligeiramente declinante, expresso na equação:

$$y = -0,2061x + 39,133$$
$$(R^2 = 0,0834)$$

Analisando o comportamento da temperatura no interior da célula verificou-se, apesar da semelhança de comportamento das curvas ao longo do tempo, que a influência do meio externo influenciou a temperatura do topo. Já a temperatura do meio e fundo mantiveram-se quase constante, não sofrendo influências do externo.

Considerando o gradiente de temperatura crítico, ou seja, aquele preconizado como ótimo, pelos resultados levantados, não há evidências de que os microrganismos acetogênicos e metanogênicos foram afetados pelas variações sazonais de temperatura, pois na célula ocorreu o fenômeno de acetogênese e metanogênese, pois houve produção de ácidos e de metano.

Os dados mostram que o processo de decomposição ou biorremediação ocorreu no estágio mesofílico. Assim, pode-se afirmar de forma especulativa que os microrganismos decompositores acetogênicos e metanogênicos são seres subordinados a seus ambientes, e que sua atividade e, mesmo em sua sobrevivência estão permanentemente sujeitos à temperatura prevalescente.

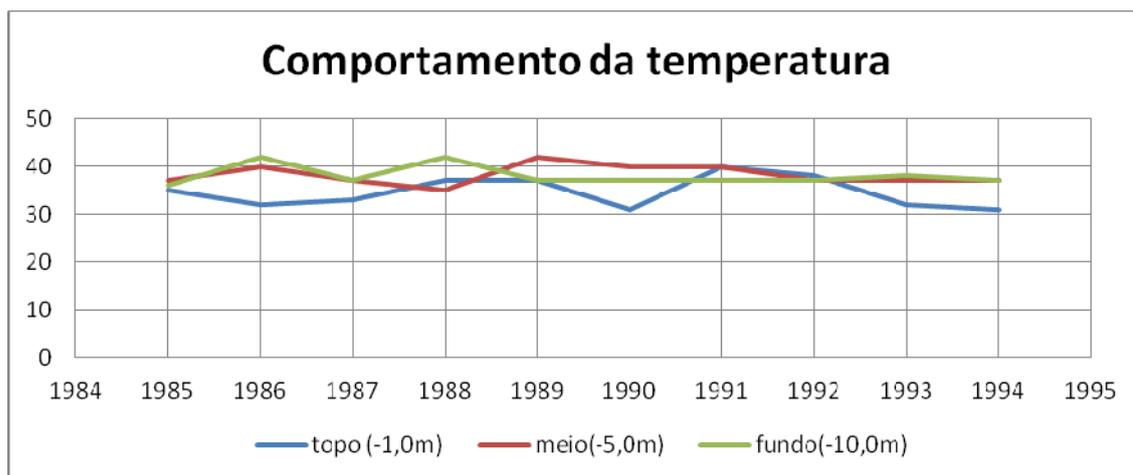


Figura7.6: Comportamento da temperatura no topo, meio e fundo da célula 6

Em suma, esses microrganismos que atuam na decomposição do lixo podem ser classificados no grupo dos seres poiquilotermos, ou seja, aqueles em que as alterações do ritmo metabólico estão diretamente ligadas à temperatura corporal, e, conseqüentemente, à temperatura ambiental.

7.7. COMPORTAMENTO DA RELAÇÃO CARBONO:NITROGÊNIO NA CÉLULA 6

Os dados da relação carbono:nitrogênio foram medidos no topo (-1,0m), no meio (5,0m) e no fundo (-10,0m). Os resultados da determinação da relação carbono/nitrogênio estão apresentados na tabela-7.6.

Assim, como se observa na figura seguinte a relação C:N no topo da célula apresentou o valor médio de 22,9:1 tendo o comportamento de uma reta decendente expressa pela equação:

$$y = -1,9576x + 33,667$$

$$(R^2 = 0,7337)$$

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Relação C:N no topo (-1,0m)	35:1	30:1	33:1	20:1	20:1	18:1	20:1	16:1	19:1	17:1
Relação C:N no meio(-5,0m)	30:1	33:1	25:1	17:1	17:1	16:1	17:1	17:1	17:1	17:1
Relação C:N no fundo(-10,0m)	33:1	33:1	27:1	16:1	17:1	19:1	15:1	17:1	17:1	17:1

Tabela-7.6 Relação Carbono: Nitrogênio na célula 6

No que se refere à relação C:N no meio, os dados mostram que o valor médio situou-se em torno de 20,5:1, onde no início do processo a relação C:N era de 30:1, e no final 17:1. A curva é declinante em relação ao tempo descrita pela equação:

$$y = -1,6303x + 29,467$$

$$(R^2 = 0,595)$$

A relação C:N no fundo da célula teve comportamento análogo aos valores variando de 33:1 no início do processo para 17:1 no final, com media de 21,1:1. O comportamento da curva da relação C:N em relação ao tempo pode ser expresso pela equação:

$$y = -1,8606x + 31,333$$

$$(R^2 = 0,6306)$$

Como se observa, pelos dados pesquisados, pode-se afirmar que houve variações significativas na relação C:N, com tendências declinante provando que houve seqüestro de carbono pela atividade microbiana, e segundo o estado da arte, uma relação C:N equivalente a 17:1 são indícios de que a matéria orgânica está bioestabilizada, ou tratada, tornando-se menos solúvel.

7.8. COMPORTAMENTO DO TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS NA CÉLULA 6

Os dados da concentração de sólidos voláteis (SV) foram medidos no topo (-1,0 m), no meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m). Os resultados estão inseridos na tabela 7.7:

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Sólidos Voláteis(%) no topo (-1,0m)	35	37	33	20	20	17	15	17	19	17
Sólidos Voláteis(%) no meio(-5,0m)	30	33	27	17	17	17	17	15	11	11
Sólidos Voláteis(%) no fundo(-10,0m)	33	33	28	15	15	19	15	11	9	11

Tabela-7.7 Teor de sólidos voláteis da fração orgânica na célula 6

Assim, como se observa na figura seguinte o comportamento de SV no topo da célula apresentou o valor médio de 23% tendo o comportamento de uma reta decendente expressa pela equação:

$$y = -2,3394x + 35,867$$
$$(R^2 = 0,6989)$$

A concentração de SV no meio variou de 30% a 11% no período de 10 anos, com variação média 19,5%, apresentando uma curva declinante expressa pela equação:

$$y = -2,3333x + 32,333$$
$$(R^2 = 0,8341)$$

O teor de SV no fundo também variou de 33 para 11%, com média de 18,9% e a equação de seu comportamento em relação ao tempo pode ser expresso da seguinte forma:

$$y = -2,7091x + 33,8$$
$$(R^2 = 0,8085)$$

Uma análise do comportamento dos SV na célula mostra que tanto no topo, como no meio e no fundo houve remoção de SV, provando que a atividade microbiana estava ativa durante todo o período.

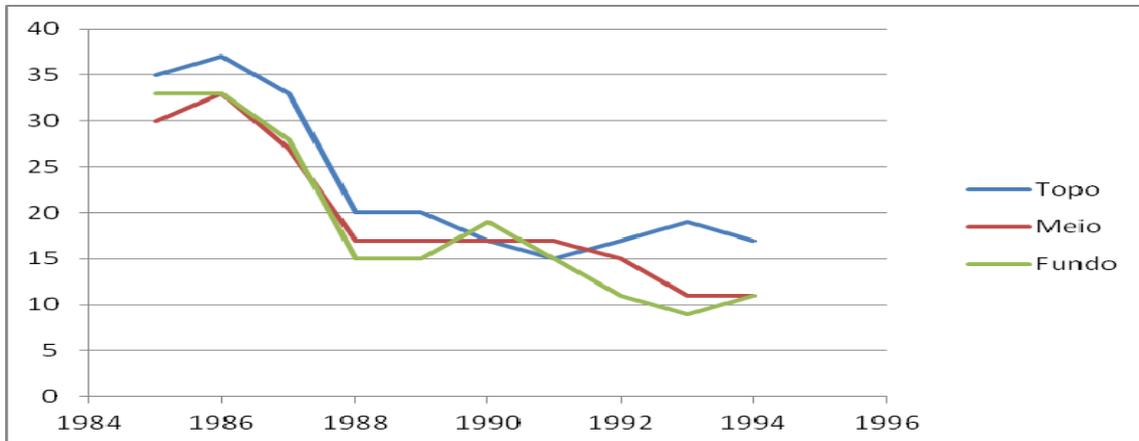


Figura 7.7: Sólidos voláteis (%), no topo, meio e fundo da célula 6

Vale salientar que o maior declínio ocorreu nos primeiros 5 anos, depois a curva tende a ser uma reta. Observa-se também que no fundo houve maior remoção.

7.9.COMPORTAMENTO DO pH NA CÉLULA 6

Os dados de pH foram medidos no topo (-1,0 m), no meio (-5,0 m) e também no fundo (-10,0 m). Os dados pesquisados estão listados na tabela-6.8

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Sólidos Voláteis(%) no topo (-1,0m)	6	6	6,5	7,0	7,5	7,0	7,5	8,0	8,0	8,0
Sólidos Voláteis(%) no meio(-5,0m)	6	6,5	6,5	6,5	7,0	7,0	7,5	7,5	8,0	9,0
Sólidos Voláteis(%) no fundo(-10,0m)	6,5	7,0	7,0	7,0	8,5	9,0	8,5	9,0	9,0	8,5

Tabela-6.8 Comportamento do pH na célula 6

Assim, como se observa na figura seguinte, que o comportamento do pH na célula, tanto no topo como no fundo e no meio, apresentou o valores que variam

de 6 a 9. Isso mostra que no início do processo a atividade predominante atua em meio ácido e no final do processo em meio alcalino.

Essa tendência à alcalinização é muito importante em termos ambientais, visto que no meio ácido os metais pesados são solubilizados ou lixiviados e no meio alcalino são precipitados na forma de hidróxido, tornando-os menos estáveis e menos solúveis, ou seja, menos perigosos.

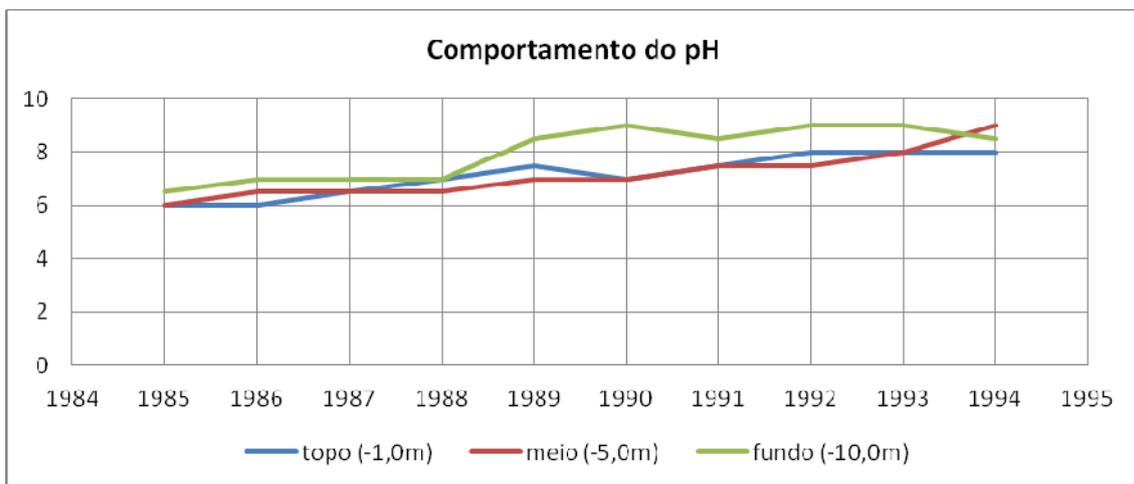


Figura 7.8: Comportamento do pH no topo, meio e fundo na célula 6

No caso da reabertura do aterro e uso do material como insumos, a alcalinização pode se constituir em um elemento de segurança ambiental e do trabalho, visto que quando os metais estão na forma de hidróxido não comprometem as plantas, os animais e os seres humanos.

7.10. COMPORTAMENTO DO Eh NA CÉLULA 6

Os dados de Eh foram medidos no topo (-1,0 m), no meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m). Os dados pesquisados estão listados na tabela-7.9.

Assim, como se observa na figura 7.9 que o comportamento do Eh na célula, no topo variou de + 20 mV a -20 mV, atingindo a faixa de -100 mV.

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Eh(mV) no topo (-1,0m)	20	-5	-20	-70	-70	-100	-100	-80	-50	-20
Eh(mV) no meio(-5,0m)	-100	-200	-200	-200	-200	-180	-100	-100	-80	-100
Eh(mV) no fundo(-10,0m)	-100	-150	-200	-200	-200	-150	-150	-190	-110	-110

Tabela-7.9 Comportamento do Eh na célula 6

A curva de comportamento tem a forma de U, sendo positivo no início e negativo no final. A equação obtida foi a seguinte:

$$y = -6,6364x - 13$$

$$R^2 = (0,2356)$$

A curva do meio também apresentou a forma de U, porém teve tendência ascendente, variando de -100mV no início, e -100 mV no final, atingindo valores de -200mV. A equação da reta pode ser expressa da seguinte forma:

$$y = 10,061x - 201,33$$

$$(R^2 = 0,3257)$$

A curva do fundo teve comportamento análogo da curva do meio, apresentando a forma de U, com valores variando de -100 mV no início e -110 mV no final, atingindo picos de -200 mV. A equação da reta e a seguinte:

$$y = 2,6667x - 170,67$$

$$(R^2 = 0,0406)$$

Analisando mais detalhadamente o comportamento do Eh na célula, pelos dados pesquisados pode-se inferir que o meio, interior da célula, esteve em condições de favorecimento da atividade microbiana decompositora, mantendo o meio anóxico.

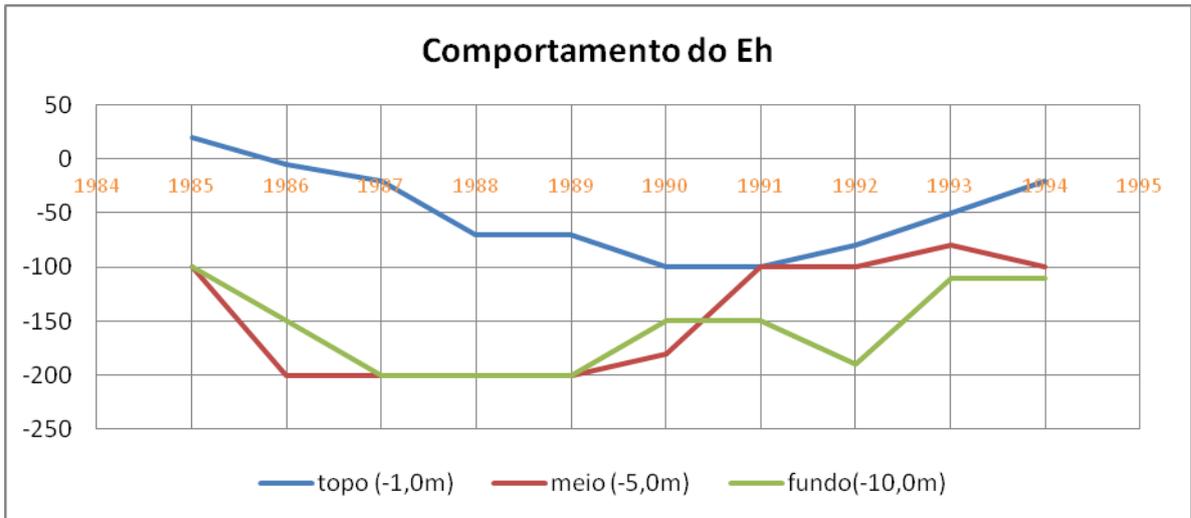


Figura 7.9: Comportamento do Eh no topo, meio e fundo da célula 6

Esse fato que permitiu seqüestrar carbono através do princípio da multi-participação microbiana, onde a cadeia alimentar, via desdobramento da fração carbonácea dos resíduos, é o elo básico da interação entre as diversas estirpes que participam do processo.

7.11.COMPORTAMENTO DA DQO NA CÉLULA 6

Os dados da DQO foram medidos no topo (-1,0 m), no meio (-5,0 m) e no fundo (-10,0 m). Esses dados da DQO estão relacionados na tabela 7.10.

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
DQO (mg/l) no topo (-1,0m)	89000	5340	3200	3500	3700	3100	1000	1000	2000	1500
DQO (mg/l) no meio(-5,0m)	70000	5000	1000	2000	2000	1400	1000	2000	1500	1400
DQO (mg/l) no fundo(-10,0m)	2000	4000	1000	10000	2000	1500	1500	1500	1100	1500

Tabela-6.10 Comportamento da DQO na célula 6

Assim, como se observa na figura 7.10, que o comportamento da DQO no topo variou de 89.000 mg/l para 1500 mg/l.

A curva de comportamento no topo tem a forma de uma sigmóide declinante, sendo expressa pela equação:

$$y = -5030,2x + 39000$$

$$(R^2 = 0,3107)$$

A curva de comportamento no meio variou de 70.000mg/l a 1400 mg/l e tem também a forma de uma sigmóide declinante, sendo expressa pela equação:

$$y = -3881,8x + 30080$$

$$(R^2 = 0,2972)$$

A curva de comportamento no fundo apresenta aspecto análogo na forma de uma sigmóide declinante, com variação de 2000mg/l a 1500mg/l, podendo expressa pela equação:

$$y = -292,73x + 4220$$

$$(R^2 = 0,1054)$$

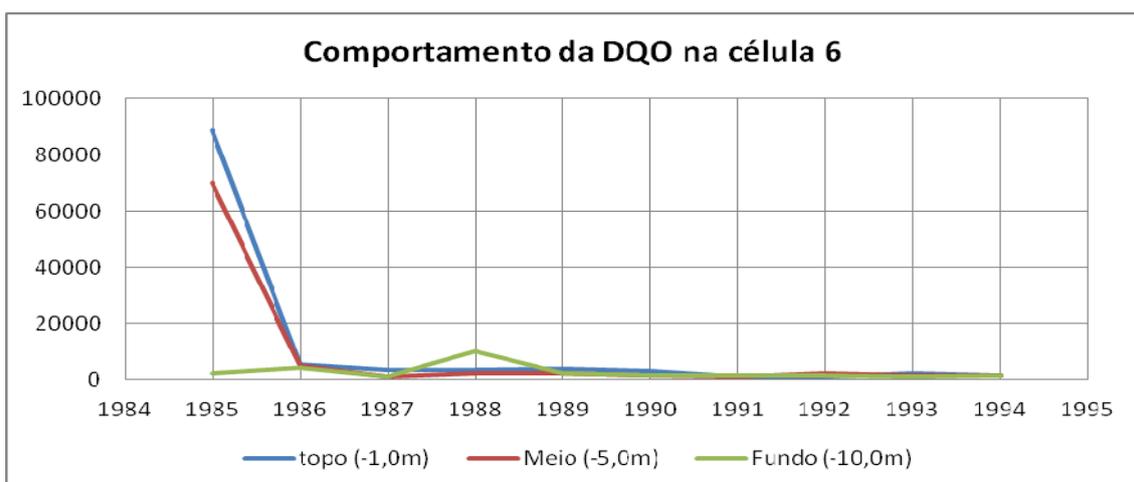


Figura 7.10 Comportamento da DQO no topo, meio e fundo da célula 6

Uma análise mais específica mostra que a medida de DQO serve como importante parâmetro na avaliação dos efeitos da inoculação de microrganismos na célula de lixo, afetando a cinética do processo natural de decomposição. No entanto, para usar a medida de DQO como instrumento de aferição do processo, alguns critérios e conceitos devem ser observados e revisados.

Como exemplo, o próprio significado ou sentido conceitual da DQO que segundo o estado-da-arte, é definida como a quantidade de oxigênio necessária para à oxidação da matéria orgânica e os inorgânicos presentes no despejo líquido por ação de um oxidante químico. Por analogia, aplicando esse conceito na avaliação do processo de decomposição do lixo em aterros, é possível dizer que a variação da Demanda Química de Oxigênio em função do tempo de disposição expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana envolvida no processo.

Esta afirmação é suportada na premissa de que a variação da DQO em relação ao tempo de disposição é função da atividade microbiana específica. Na verdade, a matéria orgânica presente nos resíduos é oxidada por ação enzimática microbiana. Assim, medir o comportamento da DQO significa aferir, indiretamente, a atividade acetogênica e metanogênica. Todavia, esse postulado por ser intuitivamente contingente, merce maiores esclarecimentos. Desse modo, passamos a discutir as questões da fase líquida do processo de decomposição de resíduos em células de aterro sanitário.

Pela notação do cálculo diferencial, que fundamenta-se na noção de taxa de variação em relação ao tempo, ou taxa de declínio, podemos dizer que:

$$DQO = F(t) \dots\dots\dots(7)$$

Sejam t_1 e t_2 dois instantes, e $t_2 > t_1$. Sendo $f(t_1)$ e $f(t_2)$ os correspondentes valores da DQO medidos no intervalo de tempo. Fazendo agora, uma diferenciação no intervalo de tempo de t_1 a t_2 , a variação total da DQO pode ser expressa na forma:

$$DQO = \Delta\{f(t_2) - f(t_1)\} \dots\dots\dots(8)$$

Para $\Delta DQO \leftarrow 0$, implica em um aumento da carga orgânica ; e para $\Delta DQO \rightarrow 0$, implica em um decréscimo no teor da DQO, que pode ser entendido como maior eficiência do processo.

A variação média da DQO por unidade de tempo no intervalo de t_1 e t_2 é dada pela expressão:

$$DQO/\Delta t = \{f(t_2) - f(t_1)\}/(t_2 - t_1) \dots\dots\dots(9)$$

Essa expressão, na verdade, mede a eficiência de remoção de DQO por ação da atividade microbiana via taxa de variação da DQO ou taxa de degradação específica.

Aplicado agora o conceito de eficiência do processo, onde o trabalho líquido (ν) é igual à razão entre a carga orgânica que entra em processo de decomposição menos a carga orgânica remanescente, ou seja:

$$(\nu) = 1 - (DQO_2/DQO_1) \dots\dots\dots(10)$$

Onde:

DQO_1 = Demanda química de oxigênio mg/l, no instante inicial de aterramento (no primeiro ano).

DQO_2 = Demanda química de oxigênio mg/l, no instante final de aterramento (após 10 anos).

Aplicando os dados contidos na tabela-10, para o topo obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 98%, visto que a DQO variou de 89.000 mg/l para 1500mg/l em 10 anos.

O comportamento da curva da DQO no topo é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -5030,2x + 39000$$
$$(R^2 = 0,3107)$$

Aplicando os dados contidos na tabela-10, para o meio obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 98%, visto que a DQO variou de 70.000 mg/l para 1400mg/l em 10 anos.

O comportamento da curva da DQO no meio é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -3881,8x + 30080$$
$$(R^2 = 0,2972)$$

Aplicando os dados contidos na tabela-6.10, para o fundo obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 25%, visto que a DQO variou de 2.000 mg/l para 1.500mg/l em 10 anos.

O comportamento da curva da DQO no fundo é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -292,73x + 4220$$
$$(R^2 = 0,1054)$$

A eficiência média da célula como um todo situou-se em 73,67%, sendo um valor relevante em termos de controle da poluição.

7.12 - COMPORTAMENTO DA DQO NOS REATORES ANAERÓBIOS

Os dados da DQO na entrada reatores, nos *wetlands* e lagoa facultativa estão relacionados na tabela 7.10. Vale aqui observar que, por problemas operacionais,

as curvas de comportamento da DQO nos *wetlands* 1, 2, 3 e 4 foram alteradas, visto que, fez-se necessário substituir os meios filtrantes tal como observado na tabela.

Parâmetro	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
DQO (mg/l) Entrada reatores	3700	3000	1500	2000	2300	2000	1700	1500	1100	1100
DQO (mg/l) Saída <i>wetlands</i> 1	120	500	110 ⁽¹⁾	60	89	110	150	250	100	100
DQO (mg/l) Saída <i>wetlands</i> 2	110	200	600	120	50 ⁽²⁾	80	80	70	100	60
DQO (mg/l) Saída <i>wetlands</i> 3	40	60	100	300	50 ⁽³⁾	50	70	60	70	80
DQO (mg/l) Saída <i>wetlands</i> 4	30	20	40	100	280	40 ⁽⁴⁾	35	40	40	40
DQO (mg/l) Saída Lagoa fac.	30	35	25	25	30	30	40	30	25	30

Tabela-7.11 DQO na célula 6, reatores anaeróbios, wetlands e lagoa facultativa

- (1) Após a substituição do meio filtrante
- (2) Após a substituição de 50% meio filtrante
- (3) Após a substituição de 30% do meio filtrante
- (4) Após a substituição de 100% do meio filtrante

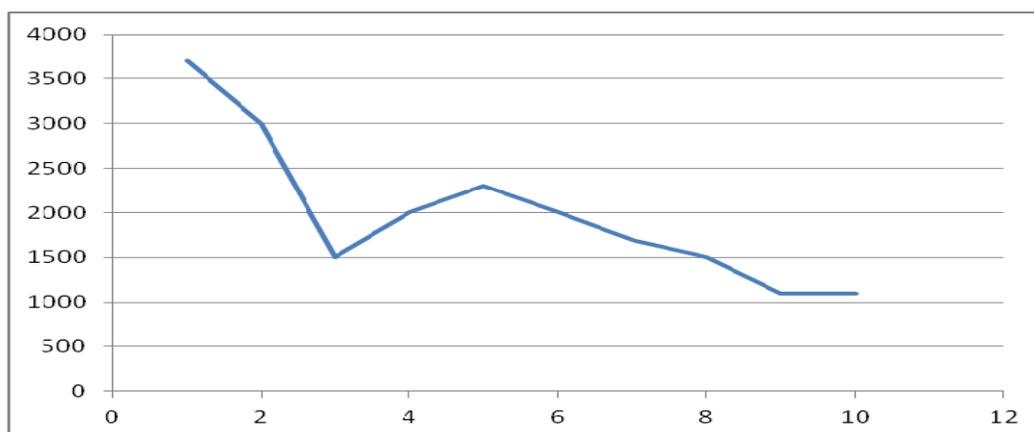


Figura 7.11: Comportamento da DQO nos digestores

O comportamento da curva da DQO nos digestores é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -229,7x + 3253,3$$
$$(R^2 = 0,7033)$$

Aplicando os dados contidos na tabela-7.11, para os reatores ou digestores anaeróbios, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 70%, visto que a DQO de variou de 3700 mg/l para 1.100mg/l em 10 anos.

7.13.COMPORTAMENTO DA DQO NA SAÍDA WETLANDS 1

Aplicando os dados contidos na tabela-6.10, para o *wetlands* 1, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 17%, visto que a DQO de variou de 120 mg/l para 100mg/l em 10 anos. O comportamento da curva da DQO nesse *wetlands* é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -8,7212x + 195,87$$
$$(R^2 = 0,036)$$

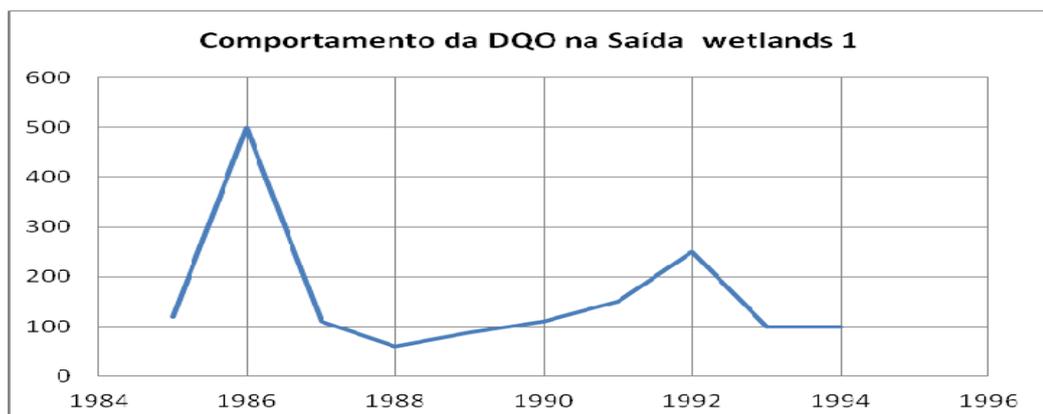


Figura7.12: Comportamento da DQO no wetlands 1

7.14.COMPORTAMENTO DA DQO NA SAÍDA DO WETLANDS 2

Aplicando os dados contidos na tabela-10, para o *wetlands* 2, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 45%, visto que a DQO de variou de 110 mg/l para 60mg/l em 10 anos. O comportamento da curva da DQO nesse *wetlands* é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -23,273x + 270$$
$$(R^2 = 0,1744)$$

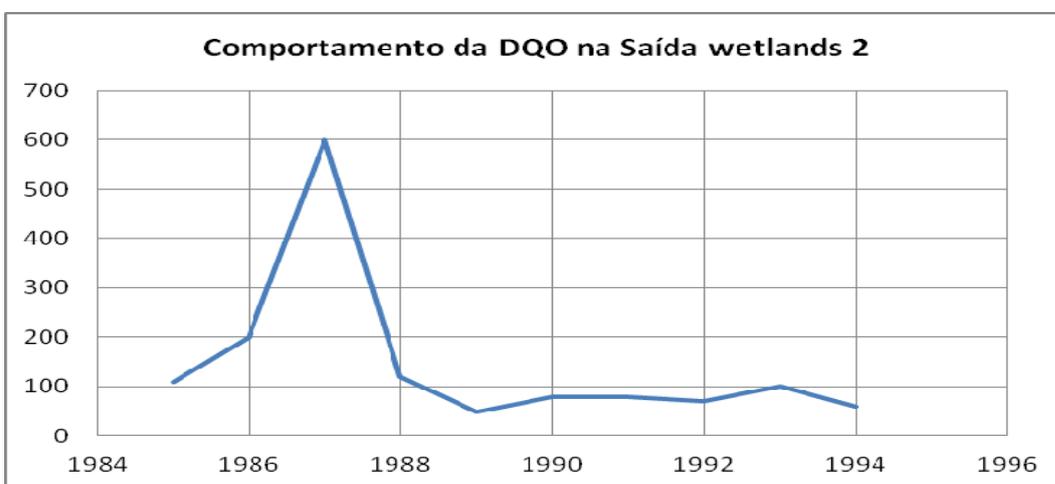


Figura 7.13: Comportamento da DQO no *wetlands* 2

7.15. COMPORTAMENTO DA DQO NA SAÍDA DO WETLANDS 3

Aplicando os dados contidos na tabela-6.10, para o *wetlands* 3, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 50%, visto que a DQO de variou de 40 mg/l para 80mg/l em 10 anos. O comportamento da curva da DQO nesse *wetlands* é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -2,4848x + 96,667$$
$$(R^2 = 0,0087)$$

Vale salientar que embora a eficiência se apresente anômala, a curva de comportamento mostra que esse *wetlands* operou apenas como elemento de segurança do processo.

Na verdade, os dois wetlands anteriores, 1 e 2 seriam suficientes para solucionar o problema do descarte de chorume tratado dentro das normas de controle ambiental.

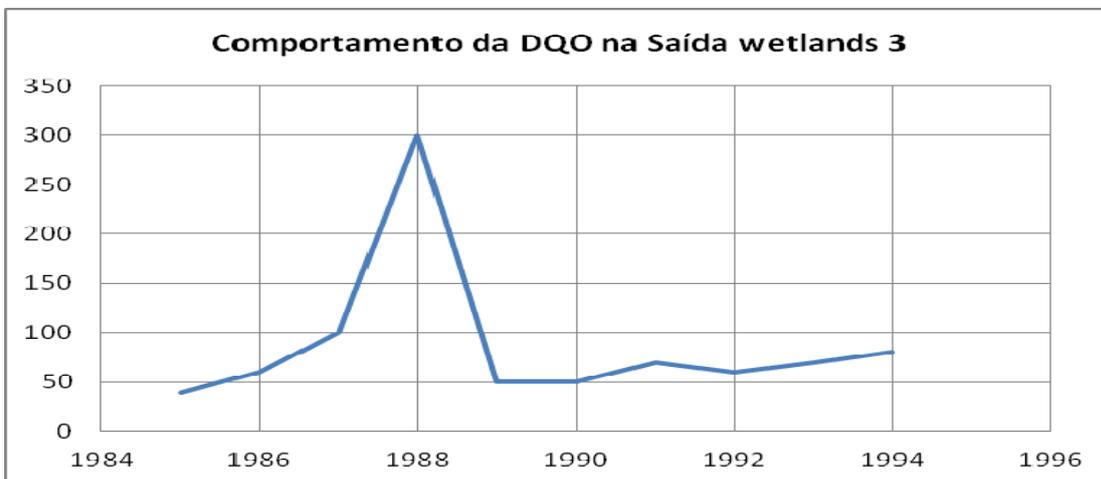


Figura 7.14 Comportamento da DQO no wetlands 3

7.16. COMPORTAMENTO DA DQO NA SAÍDA DO WETLANDS 4

Aplicando os dados contidos na tabela-6.10, para o wetlands 4, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 25%, visto que a DQO de variou de 30 mg/l para 40mg/l em 10 anos.

O comportamento da curva da DQO nesse wetlands é declinante e apresenta a seguinte equação:

$$y = -1,4848x + 70,667$$
$$(R^2 = 0,0031)$$

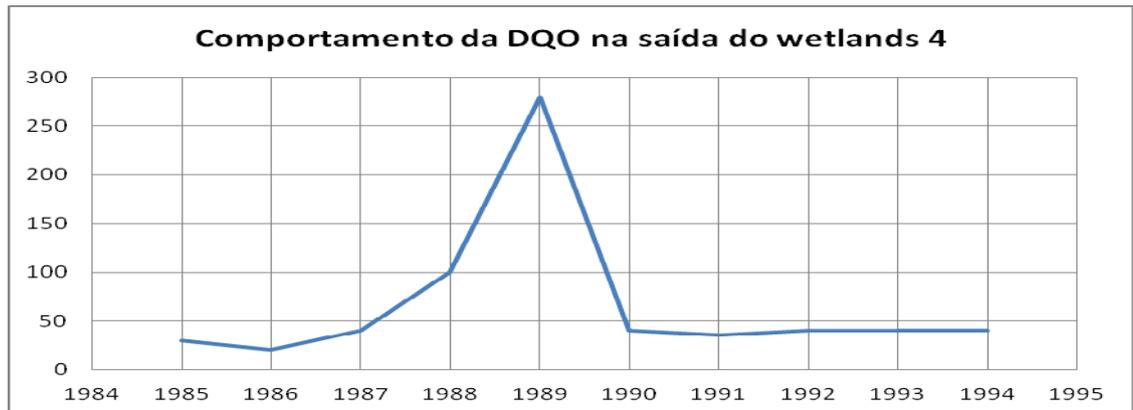


Figura 7.15: Comportamento da DQO no wetlands 4

7.17.COMPORTAMENTO DA DQO NA SAÍDA LAGOA FACULTATIVA

Aplicando os dados contidos na tabela-6.10, para a lagoa facultativa, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 0%, visto que a DQO de variou de 30 mg/l para 30 mg/l em 10 anos. O comportamento da curva da DQO nesse wetlands é decliante e apresenta a seguinte equação:

$$y = 30$$

$$(R^2 = 0)$$



Figura 7.16: Comportamento da DQO na lagoa facultativa

7.18.COMPORTAMENTO DA DQO NO SISTEMA COMO UM TODO

Aplicando dados contidos na tabela-6.10, no sistema como um todo, partindo da célula na fase inicial até a lagoa facultativa no final do período pesquisado, obtém-se a eficiência do processo de biorremediação, equivalente a 99%, visto que a DQO de variou de 89.000 mg/l para 30 mg/l em 10 anos, fato de grande relevância em termos ambientais, visto que todos os parâmetros estão dentro do padrão ambiental de lançamento de efluentes.

8- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

É possível aliar as tecnologias disponíveis para tratamento de resíduos, de forma a possibilitar melhorias no processo de ocupação e uso do solo para a atividade de disposição de resíduo, visando principalmente a ampliação da vida útil dos aterros sanitários e a possibilidade de considerar os aterros e lixões já como áreas potenciais para tratamento e destino final de resíduos urbanos.

As análises feitas e os presentes estudos demonstram essa possibilidade, senão vejamos:

1) A composição gravimétrica do lixo novo, se mantém com média de 51,9% de Matéria orgânica. Já no lixo velho, essa percentual foi reduzido para 10%. Aliado a esse dado, outra informação importante que atesta o processo de bioestabilização da fração orgânica, é a umidade, que no lixo novo está com 67,1%. Já no lixo velho esse valor decai para 35% no topo, porém evoluindo para 70% na zona mais funda do aterro, isso nada mais é que, a percolação da matéria orgânica decomposta, que pela gravidade se concentra no fundo do aterro, tornando-a uma zona mais ativa em termos de ação microbiana habilitada em bioestabilizar matéria orgânica.

2) A relação carbono nitrogênio, apresentou indicativo de decaimento, atestando que houve sequestro de carbono em relação ao tempo de disposição, e, indicando mais uma vez, que a fração orgânica presente nos resíduos está bioestabilizando ou tratada.

3) Os Sólidos Voláteis, tanto no topo, como no meio e fundo do maciço decaíram de 35%, em média, para 10%. A mesma tendência de decaimento acompanhou a relação Carbono / Nitrogênio, indicando que houve transformação da matéria orgânica em substâncias voláteis quando atacada pela atividade microbiana presente no aterro.

4) O DQO apresentou curva de decaimento a partir do segundo ano, comprovando que houve tratamento da carga poluente dentro do maciço, tratamento *in situ*, e que a inoculação de microrganismos é efetiva no tratamento líquidos com elevadas cargas e concentrações.

5) O pH demonstra uma forte tendência de alcalinização sendo um indicativo que confere segurança ambiental em termos da presença de metais pesados, que por ação da alcalinidade mudam da fase iônica para hidróxido, favorecendo o processo de abertura de células já bioestabilizadas para otimização do espaço físico, reciclagem de materiais e ampliação da vida útil do aterro sanitário.

Todos os parâmetros que representam um perigo ao meio ambiente, resultantes da atividade de aterramento dos resíduos sólidos em aterros sanitários, sofreram decréscimo e chegaram a valores que indicam, com segurança, a possibilidade de reabertura e reaproveitamento da área, perenizando o local de disposição de resíduos.

Portanto, pelos dados aqui auferidos, postulamos a possibilidade de otimizar o processo de construção de aterros sanitários, planejando desde o início sua reabertura e o reaproveitamento do solo para perenização do local como unidade de manejo e tratamento de resíduos urbanos, colaborando para varias ações benéficas ao meio ambiente, como:

- Ao se perenizar o local, com um bom planejamento operacional, o material proveniente do processo de peneiramento da área que esta sendo aberta, terá em sua composição, plásticos, trapos, madeira, metais, e grande quantidade, em peso, de solo bioestabilizado. Todo esse material, pode retornar à cadeia produtiva, como por exemplo: o solo bioestabilizado, que servirá na própria cobertura e confecção de acessos dentro da massa de resíduos, economizando os recursos naturais. O plástico pode ser enfardado, juntamente com a madeira, pois são materiais com poder calorífico da ordem de 3000 a 5000 kcal/kg e podem ser usados como fonte de energia alternativa em gaseificadores, etc.

- As pedras e madeira, podem ser usadas na confecção de drenos de gás e chorume, dentro do próprio aterro.

- Outra grande vantagem econômica e ambiental é a possibilidade de avaliação do sistema de impermeabilização do local, projetar sistemas mais simples de impermeabilização, já que o local poderá ser novamente inspecionado e reavaliado em 10 anos ou menos. Com a biorremediação teremos também um efluente que após tratamento na ETE e nos *Wetlands*, ser usado como água de reuso.

Por fim, indústrias podem ser instaladas nas proximidades dos aterros sanitários que utilizam essa tecnologia, pois eles não serão mais considerados como um equipamento de destinação final e sim como local de fornecimento de matéria prima como: Produtos Reciclados (tanto do lixo novo, como do resíduo estabilizado após os 10 anos). Produtos com poder calorífico médio (plásticos, trapos, madeira, etc.); biogás de aterro (em sua composição o biogás tem, em média, 40% de CH₄); água de reuso, que pode ser usada em sistemas de resfriamento, caldeiras e até em plantações de árvores para fornecimento de madeira.

Por fim, o presente trabalho de pesquisa reafirma o princípio da conservação da matéria postulado por Lavoisier: *“Na natureza, nada se cria, nada se perde, mas tudo se transforma”*.

Parafraseando Lavoisier, postulamos que: *“No aterro sanitário, nada se perde, nada é descartável, mas todo o lixo urbano pode ser transformado e reciclado”*.

9 - REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1983. Apresentação de projetos de Aterros Sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos, NBR 8419, Brasil.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1987. Resíduos Sólidos, NBR 10004, Brasil.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1987. Amostragem de resíduos - Procedimentos, NBR 10007, Brasil.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1997. Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação, NBR 13896, Brasil.

ABRELPE. 2006. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.

ALEXANDER, M. 1971. Microbiology Ecology. John Wiley and Sons Inc. N.Y.,1971.

ALVES, J. W. S.; CARDOSO FILHO, E. e RIBEIRO, F. M. 2004. Recuperação energética de biogás. In: SANQUETTA, Carlos Roberto; BALBINOT, Rafaelo;ZILIOTTO, Marco Aurélio B. (Ed.). Fixação de Carbono: atualidades, projetos, pesquisas. Curitiba: [s.n], p. 207-211.

BALCH, W,E., G.E.FOX, L.j.MAGRUM., C.R.WOESE and R.S.WOLFE. 1979. Methanogens: Reevaluation of a Unique Biological Group. Microbiol. Rev.43:260-296.

BARKER, A. A. 1956. Bacterial fermentations. CIBA Lectures in microbial, biochemistry, Institute of Microbiology. Rutgers, New Jersey, USA.

BATELLE Press. 1994. Battelle's environmental remediation series.

BEARD, V.L., Mc CARTY, P.L., 1983. Comparison of fixed-film reactors with a modified sludge blanket reactor. *Pollut. Technol. Rev.* 10, 384–402.

BELUCHE, R. 1986. Degradation of Solid Substrate in a Sanitary Landfill. Thesis, PHD. Presented to the University of Southern California, LA.

BRABER K. 1995. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy*, V.9, n.1–5, p.365–376.

BRUCE, A.M.; SWANWICK, J.D.; OWNSWORTH, R.A. 1966. Synthetic detergents and sludge digestion: Some recent observations. *J. Proc. Inst. Sew. Purif.* 5, 427-447.

BRYANT, M.P. 1974. Nutritional Features and Ecology of Predominant Anaerobic Bacteria of the Intestinal Tract. *American. J. Clin. Nutri.* 277:1313-1319.

BUIVID, M. G. 1980. Laboratory Simulation of Fuel Gas Production Enhancement from Municipal Solid Waste Landfills. Dynatech R & D Co. Cambridge, MA.

CAMERON e KOCH, R.C. e KOCH, F.A. 1980. Toxicity of Landfill Leachates. *Journal Water Pollution Control Federation.* Vol 52. nº 4, April.

CLARCK, R.H. e SPEECE, R.E. 1978. The pH Tolerance of Anaerobic Digestion F.W.P.C.A.R.G. and New Mexico State university Eng. Experiment Station.

COOKSON, J.T. JR. 1995. Bioremediation engineering – desing and application, McGraw-Hill, Inc.

CHYNOWETH, D. P. e MAH, R. A. 1997. Bacterial Populations and End Products During Anaerobic Sludge Fermentation of Glucose. J. Wat. Poll. Control. Fed. 49, 405-412.

DEVO Enterprises, Inc. e The Jennings Group, Inc. U.S. 1993. Bioremediation Market, 1994-2000 – A Comprehensive Market and Business Analysis. September.

De BAERE L. 2003. State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 2003, Cagliari, Italy. Proceedings. CISA p.1–9.

De WALLE, F. B. e CHIAN, E. S. K. 1978. Solid Wastes and Water Quality. J. WPCF, 50 (6) : 1277-1284.

ENSINAS, A. V. 2003. Estudo da geração de biogás no aterro Delta em Campinas-SP. (Mestrado em Engenharia Mecânica)-Comissão de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

EPA. US Environmental Protection Agency. 1993. Cleaning up the nation's waste sites : markets and technology trends, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. EPA 542-R-92-012, April 1993.

EPA. US Environmental Protection Agency. 1995. Based on analysis of 7,16 DOD sites.

FARQUHAR, G. J. e ROVERS, F. A. 1973. Gas Production During Refuse Decomposition. Water, Air and Soil Poll. 2 (4): 483-495.

FERRY, J. G e WOLFE, R. S. 1976. Anaerobic Degradation of Benzoate to Methane by a Microbial Consortium. Arch. Microbiol. 107:33-40.

FILHO, L. F. B. 2005. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal do Rio de Janeiro curso de Engenharia Civil - Estudo em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.

FORESTI, E. 1988. Notas de aula. Disciplina SHS-891, Processos Anaeróbios de Tratamento de Resíduos – USP.

FRY , L. J. 1975. Practical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence. D. A. Knox, Andover, Hampshire, USA.

FUNGAROLI, A. A. 1971. Pollution of Subsurface Water by Sanitary Landfills. Vol.1 SW-12RG. US. Environmental P. Agency.

GUJER, W. e ZEHNDER, A. B. J. 1982. Conversion Processes in Anaerobic Digestion. Presented at the IAWPR Specialized Seminar on Anaerobic Treatment Wastewater in Fixed-Film Reactors. Copenhagen, Denmark.

HALVADAKIS, C. P.; ROBERTSON, A. P. e LECKIE, J. O. 1983. Landfill Methanogenesis : Literature Review and Critique. Env. Eng. and Science. Dept. of Civil eng. Stanford University.

HAYES, T. D. e THEIS, T. L. 1978. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. J. WPCF, 50 (1) 61-72.

HOWARD , R.; BALSON, W.; OWEN, D.; HALVADAQUIS, C.; E OWUSU, A. 1981. An Application of Decision Analyses to Technology Assessment: Na Assessment of Decentralized Waste Treatment Methods. Decisions and Ethics, Center, Engineering, Economic Systems Dept Stanford University, CA.

IMSHENETSKY; KOTZE et alii. 1968. The ecology of soil bacteria. In : Na International Symposium. University of Liverpool.

JEWELL, W. J. ; DAVIS, H. R.; GUNKEL, W. W.; LATHEWELL, D. J. MARTIN, J. H.; McCARTY, T. R.; MORRIS, G. R. PRICE, G.R. E WILLIAMS, D.W. 1976. Report prepared for the US Energy Research and Development Administration. Report nºTIB 27464.

KAPLOVSKY, A. A. 1951. Volatile acids production during the digestion of seeded and limed fresh solid sewage and industrial wastes, 23, 713, 1951.

KASPAR, H e WUHRMANN, K. 1978. Kinetic Parameter and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digestion Sludge. Appl. Env. Mic. 36.

KERR, R. S. 1994. Handbook of bioremediation. CRC Press, Inc.

KIEHL, E. J. 1979. Metodologia da Compostagem e Ação Fertilizante do Composto de Resíduos Domiciliares. ESALQ-USP, Piracicaba.

KOTZE, J. P., THIEL,P., TEORIEN,D.F., HATTING, W.H.J. e SIEBERT, M.L. A. 1968. biological and chemical study of several anaerobic digesters. Water Res.,2, 198.

KUGELMAN, I.J., CHIN, K.K. 1971. Toxicity synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. Anaerobic biological treatment processes. Advances in chemistry series,105. American chemical society. Washington D.C.

KUGELMAN, I.J. e McCARTY, P.L. 1965. Cation Toxicity and Stimulation in Anaerobic Waste Treatment & Sludges Feed Studies. J.WPCF, 37, 97-115.

LAWRENCE, A. W. e McCARTY, P. L. 1965. The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Treatment. J. WPCF, 37: 392-409.

LECKIE, J.O. 1985. Informações obtidas por correspondência sobre o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos em aterro sanitário.

LIMA F. R. N. 2005. Localização de Aterros Sanitários Utilizando Lógica Nebulosa caso Petrópolis.98 pg.Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro - Rio de Janeiro.

LIMA, L. M. Q. 1983. Estudos de otimização do processo de metanização de lixo em aterro sanitário. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, modalidade Térmica e Fluídos. UNICAMP, (Plano de Pesquisa – Mestrado).

LIMA, LM.Q. 1988. Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário. Tese de Doutorado apresentada a Escola de Engenharia de São Carlos-USP.

LIMA, L.M.Q. 1966. Biorremediação de lixões – A experiência brasileira. Simpósio Internacional de Biorremediação. Petrolina, PE.

LIMA, L. M. Q. 1993. Sistema Integrado de Tratamento do Lixo de Salvador.

LIMA, L.M.Q. e AKUTSU,J. 1986. Sistema integrado de reciclagem energética de resíduos urbanos. Trabalho apresentado a Prefeitura Municipal de Americana, SP. Compêndio de publicações da CPFL. Vol.VI(2) 13-28.

LIMIRO, D. 2005. Biogás: Fonte de Desenvolvimento Sustentável e Potencial Energético. Mestranda em Ecologia e Produção Sustentável pela Universidade Católica de Goiás.Goiânia/ Goiás.

LIN, R. 1966. Acidant gas production in sanitary landfills. PhD. Dissertation, West Virginia, USA.

LUDWING, H. 1996. In Situ Investigation of Movement of Gases Produced from Decomposition Refuse. Fifth Annual Report, California State water Quality Control Board.

Mc CARTY, P.L. 1964. "Anaerobic waste treatment fundamentals". Public Works, 95:(9) (10) (11) (12).

Mc CARTY,P.L.; BECK,L. St. AMANT, P. 1969. Biological Denitrification of Wastewaters by Addition of Organic Materials. Proceedings, 24th Annual Industrial Waste Conference, Purdue University, pp 1271-1285.

MARKOVICH, A.V. e PETROVA, L.Y. 1966. Chromatography of Proteins on Cellulose Ionites. Acad. SCI. USSR, Moscow.

MERZ, R. C. e STONE, R. 1970. Special Studies of a Sanitary Landfill. NTIS. PB 196148, EPA-SW-8RG.

MOSEY, F.E. SWANWICK, J.D. e HUGHES, D.A. 1971. Factors Affecting the Availability of Heavy Metals to Inhibit Anaerobic Digestion. WPCF, 668-80.

PASTEUR, L. 1982. Reportagem do Jornal do Brasil, 17 de outubro de 1982.

PFEFFER, J. T. 1974. Temperature Effects on Anaerobic Fermentation of Domestic Refuse. Biotechnology. Bioeng. 16: 771-787.

POHLAND, F.G. 1975. Acceleration Solid Wwaste Stabilization and Leachate Treatment by Leachate Recycle Through Sanitary Landfill. Progress in Water Technology.7 (3/4) : 753.

POHLAND,F.G. and, R.J. ENGSTRON. 1965. High-rate Digestion Control. Proc. Purdue Univ. 19: 80-90.

POORMAN, B.L. 1975. Treatability of Leachate from a Sanitary Landfill by Anaerobic Digestion. M.S. Thesis, Dept of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, B.C.

REES, J. F. 1980. Optimization of Methane Production and Refuse Decomposition in Landfills by Temperature Control. *J. Chemical Tech. Biot.* 30: 458-465.

SCHOBBER, R.1991. Informações cedidas na palestra no Segundo Simposio Internacional de Tratamento de Resíduos em, Pensylvania.

SÖDERMAN M.L. 2003. Recovering energy from waste in Sweden – a systems engineering study. *Resources, Conservation and Recycling*, V.38, p.89–121.

SPEECE, R.E. e Mc CARTY, P.L. 1964. Nutrient Requirements and Biological Solids Accumulation in Anaerobic Digestion. *Adv. in Wat. Res.* 305-322.

STADTMAN, T. C. 1967. Methane fermentation. *Ann. Rev. Mic.* 21:212-142.

STEINER, R.L.; FUNGAROLLI, R.J.; SCHOENBERG, P. W. e PURDOM. R. W. e PURDOM. R.W. 1971. Criteria for Sanitary Landfill Development. *Public Works* 102 (3) 77-79.

STUCKEY, D. C.; PARKIN, G.F.; OWEN, W.F. e McCARTY, P.L. 1978 Comparative Evaluation of Anaerobic Toxicity by Batch and Semi-Continuous Assess. *J. WPCF.* 52(4), 720-9.

TCHOBANOGLOOUS, G.; THEISEN, H. e ELLIASSEN, R. 1977. *Solid Wastes: Engineering Principle and Management Issues.* McGraw-Hill Book Company, New Y.

TEORIEN, D. F. e HATTING,W.H.J. Anaerobic digestions – the microbiology of anaerobic digestions. *Water Res.*,3, 385-416, 1969.

THAUER, R.K. 1981. Nickel Tetrapyrroles in Methanogenenic bacteria: structure function and biosynthesis. In: *Anaerobic Digestion.* Hughes eds.

TURNACLIFF, W e CUSTER , M. 1978. Final Report to the State of Colorado Office Energy Conservation, USA.

UNICAMP. 1991a. Notas do Curso de Saneamento Básico: IMHOFF.

UNICAMP. 1991b. Notas do Curso de Saneamento Básico: MITSCHERLICH.

UNICAMP.1991c. Notas do Curso de Saneamento Básico: MONOD.

UNICAMP1991d. Notas do Curso de Saneamento Básico: ELIASSEN.

WALSH, J.J. e KINMAN, R.N. 1979. Leachate and Gas Production Under Controlled Moisture Conditions. in: Municipal Solid Waste Land Disposal. Proc. Of the Annual Research Symposium 5 th, Orlando, FL. March, 26-28.

WEBER, E. e HASENACK, H. Avaliação de Áreas para Instalação de Aterros Sanitários através de análise em SIG com classificação continua dos dados – Universidade Luterana do Brasil.

WITKAMP, M. 1969. Ecology.,50, 922-24, J. Env. Eng.

WUJICK, W.J. e JEWELL, W. 1980. Dry Anaerobic Fermentation. In: Second Symposium on Biotechnology for Energy Production and Conservation, C.C Scott., (eds) nº 10, pp. 42-65, John Wiley & Sons, NY.

ZEHNDER, A. B. J. INEVORSEN, K. e MARTI, T. 1982. Microbiology of Methane Bacteria in Anaerobic Digestion. Hughes et alli (eds). Elsevier Boimedical Press, BV.

ZULAUF, M. 2001. Projeto do Ministério de Meio Ambiente do Brasil – Análise do Potencial de Geração de Energia Elétrica e Créditos de Carbono nas Regiões Metropolitanas do Brasil.

INTERNET:

BOLETIM DO MINISTÉRIO DAS CIDADES. 2007. Guidance on Recuperation of Landfill gas from Municipal solid waste landfills (world bank). Disponível em: <http://www.iban.org.br//publique/media/boletim2a.pdf> (Acesso: junho de 2007).

ENERGAIA. Agência Municipal de Energia de Gaia. 2007. Portal dos Projetos de Energia. Disponível em: www.energaia.pt/activ/proj_prop.htm. (Acesso em 22/ 07/ 2007).

EPA. Environmental Protection Agency. 2007. Disponível em: <http://en.wikipedia.org/wiki/United_States_Environmental_Protection_Agency>. (Acesso: Junho 2007).

PROTOCOLO de Kyoto: introdução. Brasília, 2006. Ministério da Ciência e Tecnologia. Disponível: <http://www.mct.gov.br/CLIMA/Kyoto/introduc.htm>>. (Acesso em: 20 março 2006).