



UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA
DE PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS



ANTONIO MARCOS TUBIANA DE COSTA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS BOVINOS E SUÍNOS:
CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE
PARA USO EM CULTURA DE MILHO**

DISSERTAÇÃO

Pato Branco, 2014.

ANTONIO MARCOS TUBIANA DE COSTA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS BOVINOS E SUÍNOS:
CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE
PARA USO EM CULTURA DE MILHO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, do Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área do conhecimento: Química Biotecnológica.

Orientadora: Profa. Dra. Raquel Dalla Costa da Rocha.

Coorientador: Prof. Dr. Vanderlei Aparecido de Lima.

Pato Branco, 2014.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Câmpus Pato Branco
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de
Processos Químicos e Bioquímicos



TERMO DE APROVAÇÃO Nº 20

Título da Dissertação

**Codigestão Anaeróbia de Resíduos Bovinos e Suínos: Caracterização Química e
Produção de Biofertilizante para uso em Cultura de Milho**

Autor

ANTONIO MARCOS TUBIANA DE COSTA

Esta dissertação foi apresentada às 13 horas e 30 minutos do dia 10 de outubro de 2014, como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM TECNOLOGIA DE PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS – Linha de pesquisa em Química Biotecnológica – no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. O autor foi arguido pela Banca Examinadora abaixo assinada, a qual, após deliberação, considerou o trabalho aprovado.

Prof^a. Dra. Raquel Dalla Costa Da Rocha - UTFPR
Presidente

Prof. Dr. Mário Antonio Alves da Cunha -
UTFPR
Examinadora

Prof. Dr. Marcelo Bortoli – UTFPR
Examinador

Visto da Coordenação

Prof.^a Dra. Cristiane Regina Budziak Parabocz
Vice-Coordenadora do PPGTP

À Rita,
minha estimada mãe, por ensinamentos,
orientações, paciência e orações realizadas.

À Gilberto,
meu pai, do qual herdei valores como
honestidade, responsabilidade e seriedade.

À Cassiano e Alex,
pelo apoio, pela fraternal convivência e
pelo auxílio em determinados momentos deste trabalho.

À Henrique, Jean, Jeferson, Dienifer, Aline
Letícia, João Alexandre, Frei Lorivaldo, André,
pela amizade, atenção e companheirismo imprescindíveis.

AGRADECIMENTOS

Meus primeiros e sinceros agradecimentos à Divindade Suprema que é Deus, pelo Dom da Vida, pela persistência, pelas oportunidades a mim concedidas, pela sabedoria, entendimento e discernimento alcançados na realização deste trabalho.

A minha família, pelo apoio, incentivo, coragem, força e dedicação, vínculos estes, sem os quais teria sido mais difícil.

A Reverendíssima Irmã Tereza Pereira, diretora do Colégio Vicentino Nossa Senhora Das Graças, e à Senhora Ivone Maria Pretto Guerra, diretora do Colégio Mater Dei Ltda., pela compreensão e apoio. Estendo os agradecimentos às equipes pedagógicas, professores, funcionários e alunos de ambas as instituições de ensino por acreditarem que seria possível atingir este objetivo.

À minha orientadora Dra. Raquel Dalla Costa Da Rocha, pela oportunidade concedida de trabalhar com esta área de pesquisa, pela amizade, auxílio, disponibilidade e excelente orientação ao longo destes dois anos.

Ao Dr. Vanderlei Aparecido de Lima, estimado coorientador, pelo auxílio imprescindível prestado nas análises estatísticas, discussões e observações relacionadas à pesquisa realizada.

Aos professores do Departamento de agronomia, Dr. Luís César Cassol e Dra. Tangriani Simioni Assmann, pelo apoio e auxílio dedicados em determinadas etapas do projeto.

Aos responsáveis pelos laboratórios de pesquisa, ensino e prestação de serviços vinculados à UTFPR/Pato Branco. Professor Dr. Edimir Andrade Pereira, professor Me. Pedro Paulo Pereira e Roberta Roncatti (Laboratório de Análise Agroindustrial). Professor Dr. Luís César Cassol e Mirian Dias dos Santos (Laboratório de Solos) e a Me. Edenes Schroll Loss (Laboratórios de ensino e pesquisa). A todos agradeço pelo auxílio prestado na realização das inúmeras e repetitivas análises deste trabalho.

Aos colegas da turma 2012: Mayara, Francini, Flávia, Sinara, Raquel, Genice, Diego, Maira, Débora e Carla. Também aos amigos e familiares não citados, pelo incentivo, amizade e companheirismo ao longo de todo desenvolvimento deste trabalho. Muito Obrigado!

“A única maneira de realizar um excelente
trabalho é amar o que fazes.”

Steve Jobs

RESUMO

COSTA, Antonio Marcos Tubiana De. Codigestão anaeróbia de resíduos bovinos e suínos: caracterização química e produção de biofertilizante para uso em cultura de milho. 2014. 156 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2014.

Ao abordar o tema contaminação ambiental, logo se recorda a quantidade de resíduos domésticos e urbanos, que são gerados nas cidades e metrópoles, os quais muitas vezes não recebem nenhum tipo de tratamento. Porém, problemas de contaminação ambiental também estão vinculados à agricultura, onde são gerados resíduos orgânicos com elevados potenciais poluidores. Dessa forma, o projeto objetivou estudar o processo de codigestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos oriundos de sistemas de produção de suínos e atividade pecuária leiteira, como alternativa para tratamento destes tipos de matrizes, além de investigar a eficiência do biofertilizante produzido a partir das matrizes de resíduos em cultura de milho. Para isso, se coletaram amostras de dejetos de bovinos e suínos para caracterização e posterior utilização nos ensaios com tratamentos diferentes. Na sequência se fez a preparação das amostras para os ensaios utilizando-se de inoculos diferenciados (*in natura*, inoculo da rede de saneamento básico e inoculo isolado de dejetos bovino) com o propósito de avaliar a degradação dos dejetos via codigestão anaeróbia. Em cada ensaio citado se fizeram vinte tratamentos, via planejamento fatorial 2^3 , com seis pontos centrais, sendo as variáveis de entrada: tempo, fração de sólidos e razão de mistura; e as variáveis respostas (dependentes): pH, razão AV/AL, umidade, série de sólidos, razão SV/ST, redução de sólidos totais, DQO, redução de DQO, nitrogênio total, fósforo e potássio. Fez-se depois o estudo cinético do processo, se utilizando do ensaio *in natura* com proporção de mistura de 75% em dejetos suíno e 25% em dejetos bovinos, com fração de sólidos de 8,9%, mediante Teste de Tukey. Após a estabilização da biomassa utilizada, fez-se a aplicação do biofertilizante em cultura de milho, comparando-se com fertilizante comercial (ureia), verificando-se o crescimento e desenvolvimento desta cultura. No planejamento fatorial se concluiu mediante análise de Tukey e considerando a importância de cada variável resposta que o ensaio *in natura* apresentou as melhores condições operacionais, pois se teve o maior número de variáveis respostas sendo consideradas satisfatórias, como razão AV/AL, razão SV/ST e redução da DQO. Observou-se durante o estudo cinético que a biomassa apresentou estabilização próxima aos vinte dias de tratamento, indicando a degradação orgânica dos dejetos em codigestão e produção de biofertilizante, o qual é mais estável e menos poluente ao ambiente, sendo utilizado como opção no processo de fertilização de culturas agrícolas como o milho. No que diz respeito à utilização do biofertilizante ($40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), notou-se semelhança deste se comparado à ureia ($40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) para o cultivo de milho, podendo ser uma alternativa interessante de destinação dos dejetos, diminuindo a poluição ambiental causada pelo manejo inadequado.

Palavras-chave: Biodigestores. Estudo cinético. Fertilização de planta gramínea. Planejamento fatorial. Tratamento de resíduos agropecuários.

ABSTRACT

COSTA, Antonio Marcos Tubiana De. Anaerobics Codigestion of cattle and pig waste: chemical characterization and production of bio-fertilizer for use in maize crop. 2014. 156 f. Dissertation – Pós-Graduation Program in Technology of Chemical and Biochemical Processes, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2014.

When discussing environmental contamination, just remember the amount of domestic and urban waste that are generated in towns and cities, which often do not receive any treatment. However, problems of environmental contamination are linked to agriculture, where organic waste with high potential pollutants is generated. This way, the project had the objective of studying the anaerobic codigestion process of cattle and pig waste from the swine production systems and dairy farming activity, as an alternative to the treatment of these kinds of matrices, as well as to investigate the efficiency of biofertilizer matrices produced from the waste in cultured maize. For this, samples of manure from cattle and pigs were collected for characterization and subsequent use in the tests with different treatments. Then, the preparation of samples for the tests using the different inocula were made (in natura, inoculum of sanitation and inoculum isolated from bovine manure), in order to evaluate the degradation of waste via anaerobic codigestão. In each test mentioned twenty treatments were made, via 2^3 factorial design with six central points, where the input variables: time, fraction of solids and mixing ratio; and the response variables (dependent): pH, ratio AV/AL, moisture, solids, ratio SV/ST, reduction of total solids, COD, reduction of COD, total nitrogen, phosphorus and potassium. It was made after the kinetic study of the process, using the test in natura mix ratio of 75% in swine manure and 25% in cattle manure with solid fraction of 8.9% by the Tukey test. After stabilization of the biomass used, there was the application of biofertilizers in crop maize compared with commercial fertilizer (urea), verifying the growth and development of this culture. In factorial design was completed by Tukey analysis and considering the importance of each variable response that the test in natura presented the best operating conditions, because it had the largest number of variable responses being considered satisfactory ratio as AV / AL, ratio SV / ST and COD reduction. It was observed during the kinetic study that biomass showed stabilization next to twenty days of treatment, indicating the degradation of organic waste in codigestão and biofertilizer production, which is more stable and less polluting to the environment, being used as an option in process fertilization of agricultural crops such as maize. Regarding the use of biofertilizers ($40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), this similarity was noted compared to urea ($40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) for the cultivation of maize and it may be an interesting alternative for allocation of waste, reducing environmental pollution caused by improper handling.

Keywords: Biodigesters. Kinetic study. Fertilization of grass plant. Factorial design. Treatment of agricultural waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma principal das atividades do projeto de pesquisa.	47
Figura 2 – Localização da propriedade rural de coleta das amostras de resíduos de suíno e bovino.....	48
Figura 3 – Modelo de medição de biogás durante	51
Figura 4 – Modelo de reatores acoplados com gasômetro (seringa).	54
Figura 5 – Módulo Experimental utilizado no Estudo Cinético de Codigestão.	55
Figura 6 – Gráfico de escores (a) e de pesos (b) de PC1 e PC2 para os resultados de caracterização da biomassa inicial utilizada nos processos de biodigestão.	60
Figura 7 – Reatores em Incubadora <i>Shaker</i> durante experimentos do planejamento fatorial.	62
Figura 8 – Gráfico de escores (a) e pesos (b) de PC1 x PC2 referente às variáveis dependentes dos tratamentos submetidos ao ensaio um (sem inoculo).....	65
Figura 9 – Gráfico de escores (a) e pesos (b) de PC1 e PC2 referente aos resultados dos tratamentos submetidos ao ensaio dois (inoculo da Rede de Saneamento Básico).	68
Figura 10 – Gráficos de escores (a) e de pesos (b) de PC1 e PC2 para os resultados dos tratamentos submetidos ao ensaio três (inoculo alternativo isolado de dejetos bovinos).	71
Figura 11 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado no ponto central.	76
Figura 12 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.	77
Figura 13 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.	78
Figura 14 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	80

Figura 15 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.	81
Figura 16 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.	82
Figura 17 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	84
Figura 18 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.	85
Figura 19 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.	86
Figura 20 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado em nível zero.	88
Figura 21 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada ao nível zero.	89
Figura 22 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada ao nível zero.	90
Figura 23 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.	92
Figura 24 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.	93
Figura 25 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.	94

Figura 26 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta nitrogênio total em função da razão de mistura e da fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.	97
Figura 27 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.	98
Figura 28 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.	99
Figura 29 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	101
Figura 30 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.	102
Figura 31 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.	103
Figura 32 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	105
Figura 33 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.	106
Figura 34 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.	107
Figura 35 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado em nível zero.	109
Figura 36 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada ao nível zero.	110

Figura 37 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada ao nível zero.	111
Figura 38 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.	113
Figura 39 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.	114
Figura 40 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.	115
Figura 41 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado no ponto central.	118
Figura 42 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.	119
Figura 43 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.	120
Figura 44 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	122
Figura 45 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.	123
Figura 46 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.	124
Figura 47 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.	126

Figura 48 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.	127
Figura 49 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.	128
Figura 50 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.	131
Figura 51 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.	132
Figura 52 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.	133
Figura 53 – Biodigestores estudo cinético da codigestão anaeróbia de dejetos suínos e bovinos em batelada para o Biodigestor 1 (a) e Biodigestor 2 (b).	136
Figura 54 – Comportamento da temperatura, razão AV/AL, pH, razão SV/ST, RDQO, RST e volume de biogás em função do tempo durante o Estudo Cinético do Biodigestor 1.	138
Figura 55 – Comportamento da temperatura, razão AV/AL, pH, razão SV/ST, RDQO, RST e volume de biogás em função do tempo durante o Estudo Cinético do Biodigestor 2.	140
Figura 56 – Mudanças de milho ao início do processo representando respectivamente: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d). Nesta etapa ainda não se adicionaram as doses desejadas.	142
Figura 57 – Mudanças de milho sete dias após a primeira aplicação, onde respectivamente, representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d).	143
Figura 58 – Mudanças de milho catorze dias após a primeira aplicação. Representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d).	144

Figura 59 – Mudanças de milho vinte e um dias após a primeira aplicação. Representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d). 145

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – População de animais (bovinos e suínos) em nível nacional, estadual e municipal.	26
Tabela 2 – Concentração média de nutrientes encontrada em dejetos suínos.	28
Tabela 3 – Composição média de nutrientes encontrada em dejetos bovinos.	31
Tabela 4 – Padrões de lançamento de espécies químicas	33
Tabela 5 – Métodos analíticos utilizados em análises de dejetos bovinos e suínos.	50
Tabela 6 – Variáveis Codificadas e Reais para otimização do processo.	53
Tabela 7 – Resultados da caracterização da Biomassa Inicial através de análises físico-químicas e microbiológicas.	59
Tabela 8 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio sem a presença de inoculos (<i>in natura</i>).	64
Tabela 9 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio com inoculo da Rede de Saneamento Básico.	67
Tabela 10 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio com inoculo bovino (isolado de dejetos bovinos).	70
Tabela 11 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.	74
Tabela 12 – Análise de variância para nitrogênio total (N).	75
Tabela 13 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.	79
Tabela 14 – Análise de Variância para a variável AV/AL.	80
Tabela 15 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.	83
Tabela 16 – Análise de variância para a variável RDQO.	84
Tabela 17 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.	87
Tabela 18 – Análise de variância para a variável SV/ST.	88
Tabela 19 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.	91
Tabela 20 – Análise de variância para a variável RST.	91
Tabela 21 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.	95
Tabela 22 – Análise de variância para nitrogênio total (N).	96

Tabela 23 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.	100
Tabela 24 – Análise de Variância para a variável AV/AL.	100
Tabela 25 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.	104
Tabela 26 – Análise de variância para a variável RDQO.	104
Tabela 27 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.	108
Tabela 28 – Análise de variância para a variável SV/ST.....	108
Tabela 29 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.....	112
Tabela 30 – Análise de variância para a variável RST.....	112
Tabela 31 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.....	116
Tabela 32 – Análise de variância para nitrogênio total (N).....	117
Tabela 33 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.	121
Tabela 34 – Análise de Variância para a variável AV/AL.	121
Tabela 35 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.	125
Tabela 36 – Análise de variância para a variável RDQO.	125
Tabela 37 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.	129
Tabela 38 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.....	130
Tabela 39 – Análise de variância para a variável RST.....	130
Tabela 40 – Análise de Tukey para as variáveis respostas dos ensaios realizados de 1 a 3.	134
Tabela 41 – Teste de Tukey para medições de altura e diâmetro de colmo em mudas de milho sujeitas à diferentes tratamentos.	146
Tabela 42 – Teor em Matéria Seca para os diferentes tratamentos.....	147

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA	American Public Health Association
AV	Acidez Volátil
AL	Alcalinidade
AV/AL	Razão Acidez Volátil/Alcalinidade
CO	Carbono Orgânico
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
FAO	Food and Agriculture Organization
FS	Fração de Sólidos
GL	Graus de Liberdade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPARDES	Instituto Paranaense de Desenvolvimento Regional
MO	Matéria Orgânica
NMP	Número Mais Provável
NPK	Fertilizante (Nitrogênio, Fósforo e Potássio)
PEAD	Polietileno de alta densidade
PR	Paraná
PVC	Cloreto de Polivinil
QM	Quadrados Médios
RM	Razão de Mistura
RST	Redução de Sólidos Totais
RDQO	Redução da Demanda Química de Oxigênio
SQ	Soma dos Quadrados
ST	Sólidos Totais
SF	Sólidos Fixos
SV	Sólidos Voláteis
SV/ST	Razão Sólidos Voláteis/Sólidos Totais
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

LISTA DE SÍMBOLOS

CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CO ₂	Dióxido de Carbono
CH ₄	Metano
C:N	Razão Carbono Nitrogênio
cm	Centímetro
Cu	Elemento Químico Cobre
°C	Celsius
F _{calc}	Análise de Variância (valor de F calculado)
Fe	Elemento Químico Ferro
g	grama
H ⁺	Íon hidrogênio
h	Horas
ha	hectare
K	Elemento Químico Potássio
Kg	Quilograma
L	Litro
L	Efeito Linear
Mg	Elemento Químico Magnésio
Mn	Elemento Químico Manganês
mL	mililitro
mg	miligrama
m ³	Metro Cúbico
Na	Elemento Químico Sódio
N	Elemento Químico Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon Amônio
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de Amônio
(NH ₂) ₂ CO	Molécula de ureia
NO ₃ ⁻	Íon Nitrato
O ₂	Gás Oxigênio
pH	Potencial hidrogeniônico

P	Elemento Químico Fósforo
p-valor	p-value ou nível descritivo
Q	Efeito Quadrático
SO_4^{2-}	Íon Sulfato
SO_3^{2-}	Íon Sulfito
T	Temperatura
t	tempo
t_{calc}	Teste t com valor calculado
t_{tab}	Teste t com valor tabelado
U	Umidade
V4	Estágio em que a planta de milho atinge 4 folhas
Zn	Elemento Químico Zinco
%	Por cento

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	22
2 OBJETIVOS	24
2.1 OBJETIVO GERAL	24
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3 REFERENCIAL TEÓRICO	25
3.1 ECONOMIA AGROINDUSTRIAL BRASILEIRA	25
3.2 NUTRIÇÃO ANIMAL	27
3.3 PROBLEMAS AMBIENTAIS CAUSADOS PELAS ATIVIDADES.....	28
3.3.1 Suinocultura	28
3.3.2 Bovinocultura (corte e leite)	30
3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	31
3.5 TRATAMENTOS DE DEJETOS SUÍNOS E BOVINOS.....	34
3.5.1 Biodigestão	34
3.5.1.1 Características do processo de biodigestão	35
3.5.1.2 Parâmetros da Biodigestão	38
3.5.1.3 Processo de codigestão	39
3.5.2 Produtos gerados no processo de biodigestão	40
3.5.2.1 Biogás.....	40
3.5.2.2 Biofertilizante	41
3.5.3 Alternativas de destinação dos resíduos	43
3.6 CULTURA DO MILHO.....	44
4 METODOLOGIA	47
4.1 LOCALIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS	48
4.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS.....	49
4.3 QUANTIFICAÇÃO DE GÁS	51
4.4 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	52
4.5 ESTUDO CINÉTICO DO PROCESSO DE CODIGESTÃO	54
4.6 APLICAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE EM CULTURA AGRÍCOLA.....	55
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA INICIAL	58

5.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS PLANEJAMENTO FATORIAL.....	62
5.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS RESULTADOS	72
5.3.1 Ensaio sem o uso de inoculos	74
5.3.1.1 Nitrogênio Total (N)	74
5.3.1.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)	78
5.3.1.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)	83
5.3.1.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST).....	87
5.3.1.5 Redução de Sólidos Totais (RST)	90
5.3.2 Ensaio com o uso de inoculo da Rede de Saneamento Básico	94
5.3.2.1 Nitrogênio Total (N)	95
5.3.2.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)	99
5.3.2.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)	103
5.3.2.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST).....	107
5.3.2.5 Redução de Sólidos Totais (RST)	111
5.3.3 Ensaio com uso de inoculo isolado de dejetos bovino	115
5.3.3.1 Nitrogênio Total (N)	116
5.3.3.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)	120
5.3.3.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)	124
5.3.3.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST).....	128
5.3.3.5 Redução de Sólidos Totais (RST)	129
5.4 ANÁLISE DE TUKEY	133
5.5 ESTUDO CINÉTICO	136
5.6 APLICAÇÃO DO FERTILIZANTE EM CULTURA DE MILHO	142
6 CONCLUSÃO	149
REFERÊNCIAS.....	151

1 INTRODUÇÃO

Atualmente é observado maior conscientização por questões ambientais. Isso deriva de vários acontecimentos relacionados com catástrofes e desastres ambientais, oriundos dos desequilíbrios provocados no ambiente em tempos passados. Os avanços tecnológicos em educação e conscientização ambiental, somados à preocupação da população que está sentindo os efeitos do descuido e descaso aos recursos ambientais, fez com que a sociedade começasse a buscar novas maneiras de destinar corretamente os seus resíduos orgânicos e sintéticos.

Quando se fala em contaminação ambiental, logo se lembra da grande quantidade de resíduos domésticos e urbanos, que são gerados nas cidades e metrópoles, os quais muitas vezes não recebem nenhum tipo de tratamento. Porém, problemas de contaminação ambiental não estão restritos somente a centros urbanos. De acordo com Catapan *et. al.* (2011), na agricultura onde são produzidas milhões de toneladas de alimentos para o sustento da população mundial, também são gerados resíduos orgânicos, que possuem alto potencial poluidor.

Um dos setores importantes na economia brasileira e que contribui intensamente na problemática ambiental, é o setor de produção de carne suína. Segundo dados obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (BRASIL, 2012), a cada ano a produção de carne suína aumenta e chega a atingir níveis recordes de exportação, isso devido ao elevado crescimento da demanda mundial por alimentos. Para produção de carnes com elevada qualidade e em grande quantidade, são necessários grandes volumes de ração animal, o que conseqüentemente, gera grandes volumes de resíduos anualmente. Esses resíduos de produção de carne suína compreendem urina, fezes, restos de água e sobras da alimentação, entre outras sujidades e quando não destinados corretamente afetam os ecossistemas como um todo. E cabe ressaltar que grande parcela desses dejetos está armazenada em esterqueiras mal drenadas, com vazamentos, o que por muitas vezes causam contaminações no solo, lençóis freáticos e aquíferos subterrâneos (BARBOSA, LANGER, 2011).

Outra atividade econômica brasileira que contribui com a poluição ambiental é a pecuária leiteira. No primeiro trimestre de 2012, de acordo com dados do IBGE (BRASIL, 2012), a produção de leite e de carne bovina teve grande aumento, e há

perspectivas de um novo crescimento para o ano atual em relação ao anterior. O problema principal destas atividades é o manejo na criação, o qual é realizado em sistema de pastagens, o que dificulta a canalização dos dejetos gerados para um posterior tratamento. Sendo assim, o Brasil tem investido em sistemas de confinamento, com o intuito de drenar e tratar os resíduos gerados.

Diante da realidade da agricultura brasileira é observada uma controvérsia envolvendo questões ambientais e socioeconômicas. É necessário o aumento contínuo da produção de alimentos para suprir a demanda crescente da população. Para tanto são necessários mecanismos e ações para minimizar os efeitos provocados pelos dejetos quando lançados no ambiente sem tratamento prévio. Dessa maneira, este trabalho propõe estudar o processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos oriundos de sistemas de produção de carne suína e atividade pecuária leiteira, e produzir biofertilizante a partir destas matrizes que podem ser utilizados em cultura de milho.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o processo de codigestão anaeróbia de dejetos bovinos e suínos oriundos de sistemas de produção de suínos e pecuária leiteira, como alternativa para tratamento destes tipos de efluentes.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar individualmente as amostras de dejetos bovino e suíno e frações de mistura, por meio de análises físico-químicas;
- Estudar o processo de codigestão anaeróbia empregando metodologia de planejamento fatorial;
- Realizar um estudo cinético do processo de codigestão anaeróbia dos dejetos em reator em modo batelada;
- Produzir biofertilizante dos resíduos estudados;
- Avaliar a eficiência do biofertilizante produzido em cultura de milho, comparando-o com fertilizante comercial.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ECONOMIA AGROINDUSTRIAL BRASILEIRA

Devido ao crescimento da população mundial, a demanda por alimentos também tem aumentado. Em função disso, a produção mundial de alimentos tende a ter acentuado crescimento. Esse crescimento é notório em todos os campos da produção agrícola, seja na produção de cereais, carne, leite, entre outros.

A produção de carne bovina e suína vem aumentando significativamente nos últimos anos. De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BRASIL, 2012), no primeiro trimestre de 2012, a produção de carne bovina aumentou 1,6% em relação ao mesmo período de 2011. Dados fornecidos pelo USDA (USA, 2012), no ano de 2012, alertam para um crescimento de cerca de 3% no número de bovinos do rebanho brasileiro, alcançando o nível recorde de aproximadamente 204 milhões de animais. Ainda de acordo com BRASIL (2012), a produção de leite *in natura* aumentou 4,4% em comparação ao primeiro trimestre de 2011. O órgão ainda destaca expressivo aumento na produção de carne suína. No primeiro trimestre de 2012, houve um aumento de 6,9% na produção deste alimento se comparado ao mesmo período de 2011. Observa-se que houve aumento significativo na produção de carne bovina, carne suína e leite no ano de 2012. E esta produção tende a aumentar ainda mais (BRASIL, 2012).

Na medida em que o Brasil aumenta sua produção de carnes bovinas e suínas, observa-se também um aumento expressivo na produção de dejetos destes tipos de matrizes. De acordo com Cervi et. al. (2010), a produção diária de dejetos de uma vaca em lactação é de 50 L de chorume. Já uma porca adulta em produção deve produzir aproximadamente 85 L diários de chorume. Cabe ressaltar que estes valores diários de produção de dejetos podem variar dependendo da alimentação, da quantidade de água fornecida aos animais e da estação do ano (verão e inverno). Estes dados são preocupantes, pois a geração desses resíduos é frequente, ou seja, diariamente são produzidos milhões de litros de chorume e como citam Catapan et. al. (2011) os dejetos apresentam concentração elevada de nitrogênio amoniacal, nitratos, sólidos totais, fósforo, além de elevada demanda química de

oxigênio e contaminação por microrganismos patogênicos. Estas características fazem com que estes dejetos sejam classificados como resíduo de elevado nível poluidor. Ainda de acordo com os autores, os produtores rurais necessitam produzir cada vez mais alimentos, para atender à demanda mundial, sem que haja devida atenção para a poluição do meio ambiente.

Reversamente a essa problemática da poluição, a biomassa gerada nesses sistemas de produção pode servir como excelentes fontes de energia através dos processos de biodigestão. Estes processos podem produzir biofertilizantes com carga poluente muito menor da inicial, bem como o biogás, que através de conversores com alta eficiência pode ser transformado em energia elétrica (CATAPAN et. al., 2011).

De acordo com dados do Censo Agropecuário 2011, fornecidos pelo IBGE e IPARDES, a população de bovinos e suínos apresenta-se em número elevado, o que indica ainda mais a necessidade de novos mecanismos de tratamentos dos resíduos gerados. A Tabela 1 apresenta os dados da população de bovinos e suínos no Brasil, no Paraná e no município de Santa Isabel do Oeste/PR (BRASIL, 2011).

Tabela 1 – População de animais (bovinos e suínos) em nível nacional, estadual e municipal.

	Espécie	Nº de Animais
Brasil	Bovinos	212.797.824
	Suínos	39.306.718
Paraná	Bovinos	9.461.856
	Suínos	5.448.536
Santa Isabel do Oeste/PR	Bovinos	27873
	Suínos	25125

Fonte: Brasil, 2011

Na Tabela 1 pode ser observado que a população de animais é alta, e a geração de resíduos cresce na mesma proporção, necessitando tratamento para que não ocorram maiores problemas de contaminação ambiental, via lixiviação, contaminado também a água de lençóis freáticos e demais corpos hídricos (CATAPAN et. al., 2011).

3.2 NUTRIÇÃO ANIMAL

Um fator muito importante e determinante para conhecer o tipo de dejetos que está sendo gerado, é a alimentação que os animais recebem durante os processos de produção. Os minerais e nutrientes presentes nos dejetos são oriundos da alimentação dos animais, ou seja, da nutrição a eles fornecida.

Atualmente os níveis de energia digestível ou metabolizável são ainda aqueles recomendados pelas tabelas de exigências nutricionais existentes. Sendo assim, os grandes produtores de suínos mantêm os animais sob uma dieta balanceada, porém a base desta cadeia alimentar continua sendo o milho e o farelo de soja.

Na alimentação dos suínos podem ser usados alimentos convencionais, produtos regionais ou excedentes de produção com preços compensadores. Alguns produtos disponíveis regionalmente auxiliam na alimentação dos animais, substituindo parcialmente a ração fornecida, como por exemplo, farelos de trigo, casca de soja, entre outros subprodutos da produção de grãos (BRASIL, 1999).

A baixa conversão alimentar em animais também é um sério problema, e está diretamente ligado ao tipo de ração fornecida aos mesmos, que muitas vezes é composta de grãos crus, com baixo teor de água, que sobrecarrega o sistema digestivo dos animais, podendo causar doenças, e elevando o volume de dejetos. Brigano et. al. (2008), afirmam que a melhor conversão alimentar dos animais, melhora a saúde, provoca redução no uso de fármacos, além de melhorar a qualidade da carne e reduzir o volume de dejetos. Mas isto pode ser obtido quando alimentos cozidos e pasteurizados são fornecidos aos animais durante a alimentação.

Graças a esta estratégia, pode-se introduzir na alimentação dos animais restos de produtos da agroindústria, como farelos, cascas, entre outros, oriundos de processos de produção que se utiliza de *commodities* agrícolas como soja e milho, por exemplo (BRIGANÓ, 2008).

Com o elevado custo na compra de ração animal, muitos produtores rurais, acabam por preparar a ração diretamente na propriedade e mesmo com todos os cuidados necessários, o produto final não se torna adequado às exigências nutricionais. Pupa et. al. (2005), detectou níveis de sódio superiores às exigências

nutricionais em um levantamento efetuado em rações das principais empresas brasileiras de nutrição. Elevados teores de sódio encontrados nos efluentes pode inviabilizar seu reuso agrícola. Dietas com balanço eletrolítico adequado reduzem o consumo de alimento e a excreção de água, assim como o volume, o pH e a emissão de amônia dos dejetos (WHITNEY, 2001). Dessa forma, a nutrição de suínos e bovinos é fundamental para melhoria nos índices de produção e qualidade de carne e leite, bem como no aproveitamento dos resíduos na agricultura, além da redução dos impactos ambientais.

3.3 PROBLEMAS AMBIENTAIS CAUSADOS PELAS ATIVIDADES

3.3.1 Suinocultura

O efluente bruto resultante dos sistemas de produção de animais é constituído de fezes, urina, restos de ração, pelos, e água desperdiçada nos bebedouros. Apresentam elevados teores de DQO, DBO, fósforo, cobre e zinco, além de nitrogênio (orgânico e amoniacal), além de indicadores de contaminação fecal, como os coliformes termotolerantes (coliformes a 45° C) (VIVAN et. al., 2010). Os autores citam ainda que os dejetos possuem elevado potencial poluidor, podendo ser cerca de quatro vezes mais nocivo ao ambiente se comparado ao dejetos humano. Na Tabela 2 estão apresentados os valores encontrados para cada parâmetro analítico citado.

Tabela 2 – Concentração média de nutrientes encontrada em dejetos suínos.

Parâmetro de Análise	Concentração (mg.L ⁻¹)
DQO	42000
DBO	12000
Fósforo	1000
Cobre	28
Zinco	75
Nitrogênio Orgânico	2500
Nitrogênio Amoniacal	1300
Coliformes Fecais	10 ¹⁰ NMP / 100mL

Fonte: Vivan et. al., 2010.

De acordo com Oliveira et. al. (2006), os suínos, assim como os bovinos apresentam uma determinada eficiência na utilização dos nutrientes oriundos da alimentação. Os nutrientes não absorvidos em seu organismo acabam sendo transferidos ao ambiente sob a forma de contaminantes. No caso dos suínos, o aproveitamento de nutrientes é de 29% para o nitrogênio como para o fósforo e cerca de 6% para o potássio. Estes animais excretam cerca de 40 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do cálcio e fósforo, e 70 a 95% do macro e micro nutrientes, como K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe, fornecidos na alimentação, sob a forma de ração.

Como se observa, há um elevado volume de dejetos sendo gerados com alta carga poluidora, devido aos desperdícios de nutrientes, que podem ser explicados por alguns fatores, tais como: baixa conversão alimentar; ração concentrada em proteínas; adição de cobre, zinco e sódio à ração (metodologia utilizada para promover crescimento, reduzir incidência de diarreia, e evitar canibalismo, respectivamente); desperdício de água em bebedouros e lavagens das baias; fornecimento de água, e restos de alimento/resíduos contaminados (OLIVEIRA, 2006).

Um fator muito delicado e importante dentro do manejo de dejetos suínos é a destinação dos resíduos diretamente no solo sem tratamento prévio. Isto acaba por saturar o solo com nutrientes e contaminantes, atingindo águas superficiais e subterrâneas. Segundo Rossol et. al. (2012), no Oeste de Santa Catarina, região conhecida por ser grande produtora de suínos, estudos já comprovam a contaminação de águas superficiais com níveis de coliformes fecais em torno de 10^{12} NMP/100mL, nível considerado superior aos aceitáveis.

Elevados teores de sódio oriundos de dejetos lançados sem tratamento prévio e em grandes quantidades, podem ocorrer nestes solos dificultando e impedindo a absorção de água pelas plantas. O excesso de nutrientes ocasiona prejuízo ao desenvolvimento das plantas podendo retardar seu crescimento, além de contaminar o solo (ROSSOL, 2012).

O nitrogênio, por exemplo, quando lançado no solo sob a forma de amônia, não é absorvido pelas plantas, sendo prejudicial ao seu crescimento. O nitrato é um contaminante que preocupa, pois a lixiviação deste para camadas mais profundas do solo acaba por contaminar o solo. Em determinada profundidade as raízes das

plantas não conseguem absorver o nitrogênio, e as possibilidades de contaminação das águas subterrâneas também são evidenciadas (ANAMI et. al., 2008; MIYAZAWA et. al., 2009).

Dessa maneira, as agências ambientais dos estados produtores estão exigindo o licenciamento ambiental da atividade, visando a redução dos impactos ambientais causados pela atividade. Normas estão sendo discutidas, com o setor produtivo, e instituições de pesquisa, para elaboração de sistemas de tratamento de dejetos adequados a cada realidade, e o uso agrícola dos resíduos, por meio de taxas e níveis de contaminantes toleráveis.

3.3.2 Bovinocultura (corte e leite)

Uma das maiores dificuldades da bovinocultura brasileira está no manejo dos animais, pois a atividade no Brasil é baseada em três manejos de criação dos animais: extensivo, semiextensivo e intensivo (BRASIL, 2012).

Tanto os animais de corte, quanto os animais que produzem leite, podem ser confinados nestes três sistemas de manejo. Nos sistemas, extensivo e semiextensivo, os animais são criados a pasto e, portanto, não se tem controle no manejo do dejetos gerado. Já para o sistema intensivo, os animais são criados em confinamento total e o dejetos é totalmente recuperado, através de raspagem e sem necessidade da utilização de água. Como em nosso país predomina a criação a pasto, a geração de resíduos na bovinocultura de leite advém principalmente do esterco puro e/ou diluído com água recolhido na sala de ordenha, além do esterco proveniente da cama dos estábulos. Segundo Palma (2012), o gado leiteiro é manejado em instalações de descanso individual, onde o manejo do esterco é feito na forma líquida, semissólida e sólida. Quando se tem animais em regime de confinamento total devem-se coletar todos os dejetos, incluindo, fezes, urinas e água.

Appels (2008) cita que a quantidade de dejetos produzidos por bovinos de corte é inferior à quantidade produzida por bovinos de leite, principalmente quando se toma como base animais em pastejo, sistema predominante no Brasil.

As quantidades de nutrientes, assim como a carga orgânica dos dejetos, se dispostos inadequadamente causam um impacto muito grande ao solo por sobrecarga de nutrientes, que são lixiviados e em corpos hídricos causam a eutrofização dos corpos receptores. Romano e Zhang (2007) indicou que vacas produtoras de leite desperdiçam uma faixa de 75 a 85% do nitrogênio ingerido sob a forma de fezes e urina. Estes nutrientes são obtidos da alimentação, rica em forragens e rações muito enriquecidas.

A composição média dos dejetos de bovinos está disposta na Tabela 3.

Tabela 3 – Composição média de nutrientes encontrada em dejetos bovinos.

Parâmetro Analítico	Concentração
Sólidos Totais (%)	16,9
Sólidos Voláteis (%)	14,06
DQO (mg.g ⁻¹)	1237,5
DQO Solúvel (mg.g ⁻¹)	123,7
Nitrogênio Total (mg.g ⁻¹)	4,5
Nitrogênio Amoniacal (mg.g ⁻¹)	2,4
Fósforo (mg.g ⁻¹)	3,4

Fonte: Adaptado de Romano e Zhang (2007).

Observa-se que a cada grama de dejetos tem-se uma concentração muito grande de cada poluente em questão. Quando se observa que o número de bovinos é maior que o de suínos, e considerando o elevado grau poluente desses dejetos, se ressalta a importância do tratamento destes (ANAMI et. al., 2008).

3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Em toda atividade industrial ocorre geração de resíduos, e estes de acordo com a legislação devem ser tratados e destinados corretamente, evitando assim contaminações no solo e recursos hídricos.

Na agricultura e atividades pecuárias não é diferente. Os resíduos formados nestes processos também devem possuir um gerenciamento adequado. De acordo

com Lansing et. al. (2010), é extremamente importante destinar corretamente os resíduos dos processos de produção, pois quando aplicado sobre o solo, este dejetado digerido emite menos gases de efeito estufa e resulta em menos perda de nitrogênio a partir de lixiviação se comparado ao chorume bruto.

Dentre os benefícios encontrados no uso do biofertilizante destacam-se: menor emissão de gases de efeito estufa (CH_4 e CO_2) e a diminuição da relação C:N se comparado com o dejetado sem tratamento. A diminuição desta proporção confere ao dejetado tratado viscosidade mais baixa que reduz a imobilização do nitrogênio aumentando a mineralização e absorção deste pouco depois da aplicação. Diminuiu-se a perda de nitrogênio através da desnitrificação, diminuindo as emissões de NH_3 devido ao aumento da infiltração na superfície do solo em relação ao esterco bruto (LANSING et. al., 2010).

A Resolução CONAMA nº 430/2011, informa que os efluentes, sejam quais forem às formas poluidoras somente poderão ser lançados no corpo receptor desde que se encontrem dentro do limite estabelecido pela legislação, previsto no Art. 16 da referida resolução (BRASIL, 2011).

Dentre as condições de lançamento citam-se (BRASIL, 2011):

- O pH entre 5 a 9;
- Temperatura inferior a 40°C , sem exceder elevação de 3°C no limite da mistura;
- Possuir até 1 mL.L^{-1} de sólidos sedimentáveis em teste por 1 hora em Cone de Imhoff;
- Regime de lançamento com vazão máxima de 1,5 vezes a vazão média do período de atividade do agente poluidor;
- Tolerância de até 50 mg.L^{-1} para óleos vegetais e gorduras animais;
- Remoção mínima de 60% da DBO do efluente antes de entrar em contato com o corpo receptor.

A Tabela 4 apresenta os padrões permitidos pela legislação brasileira quanto aos limites toleráveis de compostos nos corpos hídricos.

Tabela 4 – Padrões de lançamento de espécies químicas Inorgânicas e Orgânicas em efluentes.

Parâmetros	Valores máximos (mg.L⁻¹)
Arsênio Total	0,50
Bário Total	5,00
Boro Total	5,00
Cádmio Total	0,20
Chumbo Total	0,50
Cianeto Total	1,00
Cianeto Livre	0,20
Cobre Dissolvido	1,00
Cromo Hexavalente	0,10
Cromo Trivalente	1,00
Estanho Total	4,00
Ferro Dissolvido	15,00
Fluoreto Total	10,00
Manganês Dissolvido	1,00
Mercúrio Total	0,01
Níquel Total	2,00
Nitrogênio Amoniacal Total	20,00
Prata Total	0,10
Selênio Total	0,30
Sulfeto	1,00
Zinco Total	5,00
Parâmetros Orgânicos	Valores Máximos (mg.L⁻¹)
Benzeno	1,20
Clorofórmio	1,00
Dicloroetano	1,00
Estireno	0,07
Etilbenzeno	0,84
Fenóis Totais	0,50
Tetracloroeto de Carbono	1,00
Tricloroetano	1,00
Tolueno	1,20
Xileno	1,60

Fonte: BRASIL, 2011.

De acordo com o Art. 54 da LEI nº 9.605, que dita regras e punições sobre a poluição de recursos ambientais, é proibido causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que

provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora. A pena para infração desta lei resulta em pena de reclusão e multa variando de acordo com a gravidade do ato cometido (BRASIL, 1998).

3.5 TRATAMENTOS DE DEJETOS SUÍNOS E BOVINOS

Izumi et. al. (2010) citam que a digestão anaeróbia tem sido amplamente estudada como método alternativo para o tratamento de resíduos orgânicos, tais como lodos de esgoto e esterco. Estes resíduos tem a vantagem de possuir elevado teor orgânico em comparação com substratos tradicionais, o que torna a digestão anaeróbia um método altamente viável para diminuir os custos de tratamento e recuperação de energia renováveis na forma de metano.

3.5.1 Biodigestão

Além de ser uma tecnologia sustentável, a biodigestão anaeróbia contribui para a gestão integrada entre a agricultura e a pecuária, mesmo em escala reduzida. De acordo com Garfí et. al. (2011), o processo de digestão anaeróbia leva os resíduos orgânicos a serem transformados em biogás e biofertilizante que é usado como adubo para as plantações. Dentre tantos benefícios desse processo, pode-se destacar a formação de um biocombustível limpo, capaz de substituir a biomassa tradicional; a melhoria do ambiente próximo às criações de bovinos e suínos; a proteção do meio ambiente através do tratamento destes resíduos, o que reduz também a emissão de gases de efeito estufa, como o metano. Kim et. al. (2006) e Álvarez et. al. (2010), destacam que na Europa há um crescente interesse pela utilização desta tecnologia para a produção de bioenergia e reuso dos resíduos semilíquidos na agricultura, resíduos estes oriundos da degradação anaeróbia de restos de alimentos e esterco de suínos.

As vantagens deste processo sobre os processos aeróbios convencionais é que este exige baixo consumo de energia para a operação, além de baixo custo no

investimento inicial e uma baixa produção de lodo. Além disso, o processo de digestão anaeróbica produz biogás, o qual pode ser usado como uma fonte de energia renovável limpa (KIM et. al., 2006).

Durante o processo de conversão da matéria orgânica em condições de anaerobiose, utilizam-se aceptores finais de elétrons inorgânicos, como o nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), ou mesmo o CO_2 . A produção de metano é um dos principais parâmetros indicativos do processo de anaerobiose, pois a produção deste gás ocorre em ambientes naturais, como pântanos, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, bem como no interior do processo digestivo dos animais que ruminam (APPELS, 2008).

Em geral, os processos anaeróbios acontecem em dois estágios principais. Em um primeiro estágio um grupo de bactérias facultativas convertem os compostos orgânicos em outros compostos, principalmente ácidos orgânicos. Em um segundo estágio, as bactérias denominadas metanogênicas, convertem os ácidos orgânicos anteriormente formados em produtos finais gasosos. As bactérias metanogênicas dependem do substrato que deve ser fornecido pelas acidogênicas. Dessa forma, as bactérias metanogênicas são responsáveis pela degradação principal do resíduo em questão (CHERNICHARO, 1997).

3.5.1.1 Características do processo de biodigestão

De acordo com Chernicharo (1997) durante o processo de biodigestão, devido à ação de bactérias anaeróbias, a matéria orgânica é convertida em compostos, como metano, dióxido de carbono, água, ácido sulfídrico, amônia e demais células novas.

Existem três grupos de bactérias importantes que são responsáveis pela digestão anaeróbia da matéria orgânica. São elas: bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias fermentativas transformam os polímeros em monômeros, e estes em hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos e aminoácidos (CHERNICHARO, 1997).

O grupo das bactérias acetogênicas converte os produtos formados pelas bactérias fermentativas em hidrogênio, acetato e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias metanogênicas utilizam-se dos produtos anteriormente formados para seu crescimento. Dentre as bactérias deste grupo, podem ser encontradas as metanogênicas hidrogenotróficas que formam metano através da redução do dióxido de carbono, e as bactérias metanogênicas acetoclásticas, as quais produzem metano através da transformação do acetato em dióxido de carbono e metano (SLIMANE, et. al., 2014).

Como citam Chernicharo (1997) e Slimane et. al. (2014) para que o processo de biodigestão anaeróbia ocorra, é necessário que o substrato passe por quatro fases principais, durante este processo:

a) Hidrólise: a palavra hidrólise quer dizer, reação química de quebra de uma molécula em meio aquoso. É a primeira fase no processo de degradação anaeróbia e consiste na quebra de moléculas grandes (polímeros) em moléculas mais simples (material dissolvido), que podem atravessar as paredes celulares de bactérias fermentativas. Esse passo só é alcançado graças à ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. A hidrólise ocorre de forma lenta, onde a taxa e o grau de hidrólise do substrato pode ser afetado por vários fatores:

- temperatura operacional do reator;
- tempo em que o substrato permanece no reator;
- composição do substrato;
- tamanho das partículas;
- concentração de NH_4^+ e nitrogênio;
- concentração de produtos da hidrólise.

b) Acidogênese: os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são agora convertidos em outros compostos mais simples, incluindo ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. A acidogênese é efetuada por bactérias dos grupos *Clostridium* e *Bacteroides*. O segundo grupo de bactérias pode ser encontrado em tratos digestivos de animais, já o primeiro grupo forma esporos que se desenvolvem em condições ambientais adversas. Cerca de 99% das bactérias acidogênicas são anaeróbias estritas, sendo assim o processo acontece na ausência de oxigênio.

c) Acetogênese: nesta fase ocorre a oxidação dos produtos gerados na fase anterior (acidogênese) em substrato próprio para as bactérias metanogênicas. Portanto nesta fase as bactérias atuam como intermediárias, entre o processo de acidogênese e metanogênese, formando hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Ocorre, porém, que nesta etapa o pH do meio decresce muito devido à formação dos ácidos acético e propiônico. Esse aumento ocorre pelo aumento na concentração de íons H^+ na solução. Esses íons são consumidos de duas maneiras: a primeira através das bactérias metanogênicas que consomem o hidrogênio e o gás carbônico pra formar metano e a segunda forma através de ácidos orgânicos que são formados na reação entre hidrogênio e dióxido de carbono.

d) Metanogênese: é considerada a etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos, resultando em metano e dióxido de carbono. Esse processo ocorre por ação de bactérias metanogênicas, as quais utilizam os substratos como o ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas, e monóxido de carbono. De acordo com o exposto, pode-se dividir esta classe de bactérias metanogênicas em duas subclasses: as acetoclásticas (utilizam-se de acetatos) e as hidrogenotróficas (utiliza-se de hidrogênio). As acetoclásticas são responsáveis por aproximadamente 60 a 70% da produção de metano, e são predominantes em processos de digestão anaeróbia. Já as hidrogenotróficas, são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono e respondem pelo restante do metano produzido durante a digestão. Ambos os tipos de bactérias metanogênicas são muito importantes para a manutenção do processo de digestão anaeróbia, pois consomem o hidrogênio formado nas fases anteriores, facilitando os processos de acidogênese e acetogênese.

e) Sulfetogênese: esta fase depende do substrato em questão, se tem ou não compostos de enxofre. Pela ação de um grupo de bactérias restritas, chamadas de sulforedutoras, os compostos de enxofre, são reduzidos a sulfetos, que são os aceptores finais de elétrons para a oxidação dos compostos orgânicos. Estas bactérias se utilizam de muitos compostos, como ácidos graxos e aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos. Dentro do processo de sulfetogênese, as bactérias podem oxidar a matéria orgânica de forma incompleta até formação de acetatos, ou ainda oxidar o substrato completamente para formação de gás carbônico.

Dentre outros, a temperatura é um dos fatores físicos mais importantes e determinantes no processo de digestão anaeróbia. Levando em consideração que os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna, esta é determinada pelo ambiente (KINNUNEN et. al., 2014).

De acordo com Chernicharo (1997), a formação do metano por microrganismos pode ocorrer em uma faixa bastante ampla de temperatura entre 0 a 97°C, onde os processos anaeróbios podem ocorrer em faixas de temperatura distintas, incluindo, desde temperaturas mesófilas até termofílicas. A digestão anaeróbia convencional ocorre em uma faixa de temperatura de 35-37°C (mesófilas). Porém, vale ressaltar que em temperaturas mais altas, na faixa termofílica a reação acontece de maneira mais rápida, produzindo maior volume de gás, e resultando em uma taxa maior de destruição de patógenos. Como o processo mesófilo acontece em temperatura próxima da ambiente, torna-se mais fácil seu controle, se comparado às possíveis alterações encontradas no processo a uma maior temperatura (KIM et. al., 2006).

3.5.1.2 Parâmetros da Biodigestão

Além dos parâmetros descritos acima, as fases de hidrólise e acidogênese são consideradas etapas de limitação no processo, uma vez que nestas fases, pode-se afetar diretamente tanto a transferência de massa e a disponibilidade do substrato no processo (NIU et. al., 2014). Objetivando reduzir o impacto destes passos de limitação de velocidade, determinados autores indicam como alternativa o pré-tratamento dos sólidos orgânicos com calor (ZHOU et. al., 2013), com a pressão (CUETOS et. al., 2010), com a irradiação de ultrassons (PARK et. al., 2012), ou a moagem mecânica (LINDMARK et. al., 2012). De acordo com esses autores, estes tipos de tratamento, aceleram a solubilização do substrato, pela redução do tamanho da partícula, acelerando assim a hidrólise e a acidogênese, conseqüentemente, aumentando a eficiência do biorreator.

Izumi et. al. (2010) ainda citam que o pré-tratamento para reduzir o tamanho de partícula tem dois efeitos: em primeiro lugar, se o substrato tem um elevado teor de fibras e baixa degradabilidade, a trituração do substrato aumenta a produção de

gás; em segundo lugar, que pode levar a uma digestão mais rápida. As partículas menores aumentam a área de superfície disponível para os microrganismos, resultando em aumento da disponibilidade de alimento para as bactérias.

Menor tamanho de partícula aumenta a área superficial disponível para os microrganismos. Por outro lado, é possível que este tratamento acelere as fases de hidrólise e acidogênese, bem como a produção de materiais orgânicos solúveis em água, tais como ácidos graxos voláteis, resultando em uma elevada carga orgânica no reator de digestão anaeróbica. Komemoto et. al. (2009) citam que nas primeiras fases do processo de solubilização anaeróbia, deve-se ter um elevado controle das condições físico-químicas, tais como a temperatura e o pH. Quando ocorre uma produção desequilibrada de ácidos graxos voláteis, estes se acumulam diminuindo o pH do meio reacional, resultando na inibição, ou simplesmente diminuição da taxa de produção de biogás (HORI et. al., 2006; WARD et. al., 2008).

3.5.1.3 Processo de codigestão

De acordo com Alvarez et. al. (2010), o processo de codigestão é definido como o tratamento anaeróbio de uma mistura de pelo menos dois tipos diferentes de resíduos, com o objetivo de melhorar a eficiência do processo de digestão. Para tanto se torna necessário e muito importante determinar a melhor fração de mistura, a fim de maximizar a produção de metano e evitar os processos de inibição da produção de biogás.

O ponto principal para o bom êxito do processo de codigestão é equilibrar vários parâmetros na mistura cosubstrato, onde se pode destacar: a relação C:N, pH, inibidores/compostos tóxicos, matéria orgânica biodegradável e seca, os chamados macro e micronutrientes (RODRÍGUEZ et. al., 2012). O autor ainda cita que valores mais baixos na relação C:N tornam-se mais adequados para a digestão anaeróbia de resíduos com alto teor de nitrogênio, como é o caso dos resíduos de suínos e bovinos.

Torna-se importante também controlar a alcalinidade do processo, pois esta redução do pH devido a acumulação de ácidos voláteis, resultante da aplicação de uma elevada carga orgânica. Uma grande vantagem dos digestores anaeróbios, é

que estes funcionam em uma grande variedade de valores de alcalinidade, dependendo apenas do substrato em estudo. Observando resultados encontrados na literatura, nota-se que há um aumento na produção de metano e demais gases oriundos do processo anaeróbio, quando se utilizam outros substratos como codigestores. Murto et. al. (2004) utilizou-se de lodo de esgoto da rede de saneamento público, Alvarez e Lidén (2008) usaram restos de frutas e vegetais. Amon et. al. (2006) utilizou glicerina e Hartmann e Ahring (2005) usou a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para estudar o processo de codigestão anaeróbia, avaliando-se o potencial de produção de biogás e biofertilizantes formados.

3.5.2 Produtos gerados no processo de biodigestão

3.5.2.1 Biogás

O biogás é um dos produtos originários dos processos de biodigestão e possui em sua composição basicamente metano e dióxido de carbono, além de gases em menores quantidades, como o gás sulfídrico, dióxido de enxofre, entre outros (WANG et. al., 2012).

Em algumas regiões agrícolas da Itália e outros países europeus, como citam Dinuccio et. al. (2010), muitas usinas agrícolas utilizam-se do biogás para produção de energia elétrica e térmica na Itália, assim sendo uma fonte de energia. Porém o processo de conversão de biogás em energia é caro, e assim sendo em muitos locais não se consegue converter este coproduto da biodigestão de dejetos em energia. Em países desenvolvidos, como o caso dos países europeus, a opinião pública incentiva e investe na geração de energias renováveis, sendo assim seu uso é mais pronunciado.

O biogás é proveniente da biodigestão de matéria orgânica, e, portanto os reatores devem ser alimentados frequentemente com uma grande quantidade de materiais orgânicos como, esterco animal (bovinos, suínos, aves) restos de produtos agrícolas, cereais e silagem de milho (PALMA, 2012).

De acordo com a FAO (2009), citado por Dinuccio et. al. (2010) a demanda de alimentos deverá aumentar muito no mundo nas próximas décadas, e assim sendo torna-se extremamente necessário utilizar-se destes resíduos do processo de produção agrícola para geração de energia, deixando de lado o uso de alimentos diretamente na geração de energia, como é o caso do milho e cana-de-açúcar para produção de etanol. E é sobre isso que Gerbens-Leenes et. al. (2009) se referem ao dizer que a mudança de energia fóssil para energia a partir de culturas alimentares pode levar ao aumento dos preços dos alimentos, bem como favorecer a biodiversidade agrícola, o solo, água, ar e demais recursos. É importante ressaltar que o uso de combustíveis fósseis também não é interessante para o equilíbrio sustentável do planeta, e é neste momento que o biogás entra como alternativa de sustentabilidade para geração de energia limpa e renovável.

Quantos milhões de toneladas de alimentos vão parar nos aterros sanitários anualmente? E ainda, quantos bilhões de litros de dejetos são gerados nas granjas de produção de suínos, bovinos e aves? Todos estes resíduos quando não tratados adequadamente, tem um impacto direto sobre a biodiversidade do planeta. Porém podem ser uma grande fonte de energia que está sendo desperdiçada, enquanto combustíveis fósseis estão sendo queimados e alimentos utilizados para substituí-los numa tentativa “sustentável” de não parar o planeta.

Schievano et. al. (2009) citam que restos de palhas das colheitas podem ser utilizados como biomassa neste processo de produção de biogás. Felizmente, existem muitas pesquisas nesta área tão importante e necessária que é investigar o potencial energético do biogás.

3.5.2.2 Biofertilizante

O biofertilizante é um coproduto obtido a partir da fermentação anaeróbica de resíduos da lavoura ou dejetos de animais na produção de biogás, ou seja, biogás e biofertilizante são os dois produtos fundamentais dos processos de biodigestão (WANG et. al., 2012).

Este produto apresenta-se em geral sob a forma líquida, e tem uma composição bem complexa de nutrientes, com ressalva aos mais importantes e mais

pronunciados que são o nitrogênio e o fósforo, nutrientes estes, essenciais às plantas atuando como fertilizante e também como defensivo agrícola, erradicando algumas pragas, doenças e insetos.

De acordo com Maghanaki et. al. (2013), o biofertilizante ideal não deve apresentar cheiro, não pode ser poluente ao solo e recursos hídricos e deve apresentar um pH muito próximo de 7,5 (levemente básico). Assim como o biogás, o biofertilizante é de fácil obtenção e uma vez implantado o biodigestor, torna-se um fertilizante mais barato se comparado aos fertilizantes químicos, vendidos comercialmente (formulação NPK).

Se comparado com o fertilizante químico, o biofertilizante apresenta algumas vantagens, como por exemplo: favorece a multiplicação de microrganismos benéficos, que por sua vez propiciam mais vida e saúde ao solo; tornam o solo mais poroso, permitindo maior aeração em camadas mais profundas, propiciando um maior desenvolvimento das plantas (IZUMI et. al., 2010).

O biofertilizante apresenta muitas partículas em suspensão (sólidos) que podem ser separados do líquido. Nesse sentido, Duan et. al. (2012) citam que a peneiração e/ou decantação do biofertilizante permite a separação dos sólidos que após secos podem ser colocados diretamente na raiz da planta no momento do plantio, e o líquido remanescente pode ser espalhado sobre a plantação (folhas ou mesmo caules) para auxiliar no desenvolvimento foliar e nutricional da plantação.

Maghanaki et. al. (2013) explicam que o biofertilizante líquido é absorvido com maior facilidade pelo solo do que o sólido, pois este penetra diretamente na raiz da planta, sendo que o sólido necessita de água da chuva ou irrigação para dissolver-se e fornecer os nutrientes necessários à planta.

É importante ressaltar ainda que aplicações únicas não devem ser feitas, visto que podem ocorrer perdas dos nutrientes por erosão e lixiviação, como também deve haver um parcelamento da dose de nitrogênio necessária à planta (IZUMI et. al., 2010). Cada cultura exige uma quantidade de biofertilizante e, portanto não se deve espalhar o biofertilizante desordenadamente sobre as plantações sem o cuidado e orientação de um técnico responsável.

Wang et. al. (2013) ressaltam que dependendo da biomassa utilizada no processo de biodigestão, será a formulação obtida no biofertilizante. Sendo assim nem sempre se tem o biofertilizante com a mesma composição química. É muito importante a realização de uma análise laboratorial para quantificação de nitrogênio

e fósforo antes da aplicação ao solo, pois a utilização de biofertilizante em concentrações desconhecidas e em quantidades excessivas pode trazer algumas desvantagens como, por exemplo, causar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos, tornando o solo impróprio para o cultivo de certas espécies, da mesma maneira que os fertilizantes químicos.

Os biofertilizantes podem substituir parcial ou totalmente os adubos químicos e vem obtendo bons resultados no cultivo de cereais, pastagens e hortaliças. Mas, é importante salientar que é proibida, no Brasil, a aplicação de fertilizante proveniente de dejetos animais no cultivo de hortaliças que são ingeridas cruas, visto que se durante o tratamento podem ter ocorrido falhas e este biofertilizante ainda poderá conter microrganismos patogênicos que podem contaminar os alimentos (AMARAL et. al., 2004).

3.5.3 Alternativas de destinação dos resíduos

Dinuccio et. al. (2010), enfatizam a importância de se utilizar resíduos agropecuários para produção de biogás. Em seu estudo os autores descreveram a utilização de diferentes biomassas, tais como: palha de arroz, palha de cevada, talos de uva, bagaços de uva, resíduos de secagem de milho (miolo, sementes e caule), peles e sementes de tomateiro e de soro de leite.

Além de utilizar-se de biomassas diferentes como citado anteriormente, pode-se utilizar de biomassas mais conhecidas como os dejetos humanos, bovinos, suínos, de aves, entre outros.

Quando se trabalha com dejetos animais, é necessário realizar alguns procedimentos para o melhor andamento das atividades. Madsen et. al. (2011), afirmam que em localidades rurais, é necessário realizar o cadastro dos produtores, e determinar o sistema de tratamento mínimo necessário para dispor os dejetos no solo através de esterqueiras, que consistem no armazenamento dos dejetos em lagoas impermeabilizadas, por no mínimo 120 dias até sofrer fermentação anaeróbica. Além disso, é recomendável aplicar estes resíduos no solo na concentração máxima de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$.

É interessante ressaltar que em caso de possuir propriedade pequena o produtor pode descartar os resíduos pré-estabilizados (após tratamento) em propriedades vizinhas para o aproveitamento dos resíduos.

Outros sistemas observados são os biodigestores de lona, instalados por empresas que comercializam créditos de carbono, e a compostagem com embebedimento do dejetos bruto, rico em nitrogênio, em maravalhas e palhas, ricas em carbono.

3.6 CULTURA DO MILHO

De acordo com dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE, em 2012 a produção brasileira de milho (71,1 milhões de toneladas) cresceu 27,7% e superou a da soja (65,9 milhões de toneladas), que era líder neste ranking desde 2002. Com este aumento na produção a cultura do milho representa cerca de 13,2% da produção nacional de grãos (BRASIL, 2012).

Em nível mundial o Brasil é o terceiro maior produtor de milho, totalizando 53,2 milhões de toneladas na safra 2009/2010. Sabe-se que nem toda esta produção está voltada para o consumo humano, pois grande volume deste grão tem destino assegurado nas indústrias de rações para animais. Na alimentação humana, o milho é encontrado sob a forma de óleo, farinha, amido, margarina, xarope de glicose e flocos para cereais matinais (BRASIL, 2013).

Cultivado em diferentes sistemas produtivos, o milho é plantado principalmente nas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul, sendo que o cultivo desta gramínea exige condições climáticas favoráveis, com bastante umidade, e temperaturas altas para o bom desenvolvimento da planta (BRASIL, 2013).

Projeções indicam que a produção nacional de milho deverá ficar em torno de 70,12 milhões de toneladas para o biênio 2019/2020. Esses resultados indicam que o Brasil deverá fazer ajustes no seu quadro de suprimentos para garantir o abastecimento do mercado interno e obter excedente para exportação. Dados informam ainda que enquanto a produção de milho está projetada para crescer 2,67% ao ano nos próximos anos, a área plantada deverá aumentar apenas 0,73%. Isso indica que se necessitam cada vez mais investimentos em fertilizantes e

insumos agrícolas que possam garantir maior produção e maior ganho (BRASIL, 2013).

O milho é uma planta do grupo das gramíneas, pois apresentam folhas longas e estreitas, caule em gomos, também chamado de colmo, enraizamento aprofundado e sua semente é do tipo monocotiledônea. Por ser uma gramínea, o milho exige adubações controladas e nutrientes necessárias para seu crescimento, como por exemplo, o nitrogênio (Mehnaz et. al.,2010).

Segundo estes autores, o milho necessita de elevadas doses de nitrogênio. A produção de 5 toneladas por hectare de milho requer adubação com aproximadamente 140 kg de nitrogênio por hectare. Como esta planta necessita de elevadas doses de nitrogênio, ela apresenta resultados bem significativos quanto à aplicação deste nutriente em condições variadas. Calcula-se que pelo menos metade do nitrogênio absorvido pela planta de milho seja oriundo do solo com adubação até próximo de 100 kg.ha⁻¹ (adubação com fertilizante químico do tipo NPK, que é adicionado ao solo no momento do plantio). A outra metade deve ser adicionada à planta sob a forma de fertilizante nitrogenado como, por exemplo: a ureia, (NH₂)₂CO, e o sulfato de amônio, (NH₄)₂SO₄. Este teor de nitrogênio adicional, não necessariamente pode ser oriundo de fertilizantes químicos como os já citados. A ureia e o sulfato de amônio podem ser substituídos por fertilizantes líquidos que contenham altos teores de nitrogênio e que por sua vez, tenham efeito direto no desenvolvimento saudável da planta, sem contaminar solo e recursos ambientais, como rios e aquíferos.

Bezerra et. al. (2008) afirmaram em seus estudos que o uso de biofertilizante em culturas de milho, apresentou resultados satisfatórios. Os resultados foram notados em análises do diâmetro transversal da espiga, peso verde da raiz e peso seco da parte aérea da planta, além do número de espigas por planta. O autor ainda cita que os melhores resultados foram obtidos utilizando-se concentrações de 20 e 30 mL.L⁻¹ de nitrogênio no biofertilizante, evidenciando que o excesso de fertilizante não contribui no crescimento da planta, pois há uma absorção limite deste nutriente, e ultrapassado este limite qualquer excesso é desperdiçado, podendo contaminar o ambiente e o solo.

Resíduos de culturas anteriores, em especial, as leguminosas contribuem com certos teores de nitrogênio para as plantas de milho que devem vir em seguida.

Além disso, resíduos de cultivos anteriores auxiliam na cobertura do solo, evitando a lixiviação de nutrientes quando aplicados na planta (MEHNAZ, 2010).

4 METODOLOGIA

As etapas desenvolvidas para o estudo do processo de codigestão anaeróbia e o aproveitamento nutricional dos substratos bovino e suíno, bem como preparo do biofertilizante estão apresentadas na Figura 1.

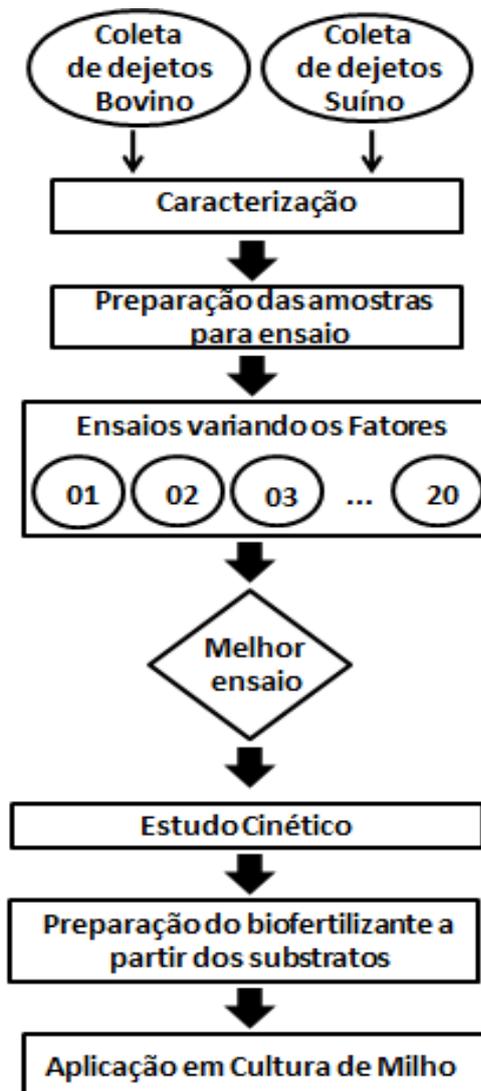


Figura 1 – Fluxograma resumido das atividades do projeto de pesquisa.

4.1 LOCALIZAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras de dejetos suínos e bovinos foram coletadas em uma propriedade rural, localizada no Município de Santa Izabel do Oeste – Sudoeste do Paraná, Brasil (25°54'S, 53°29'O), identificado na Figura 2.

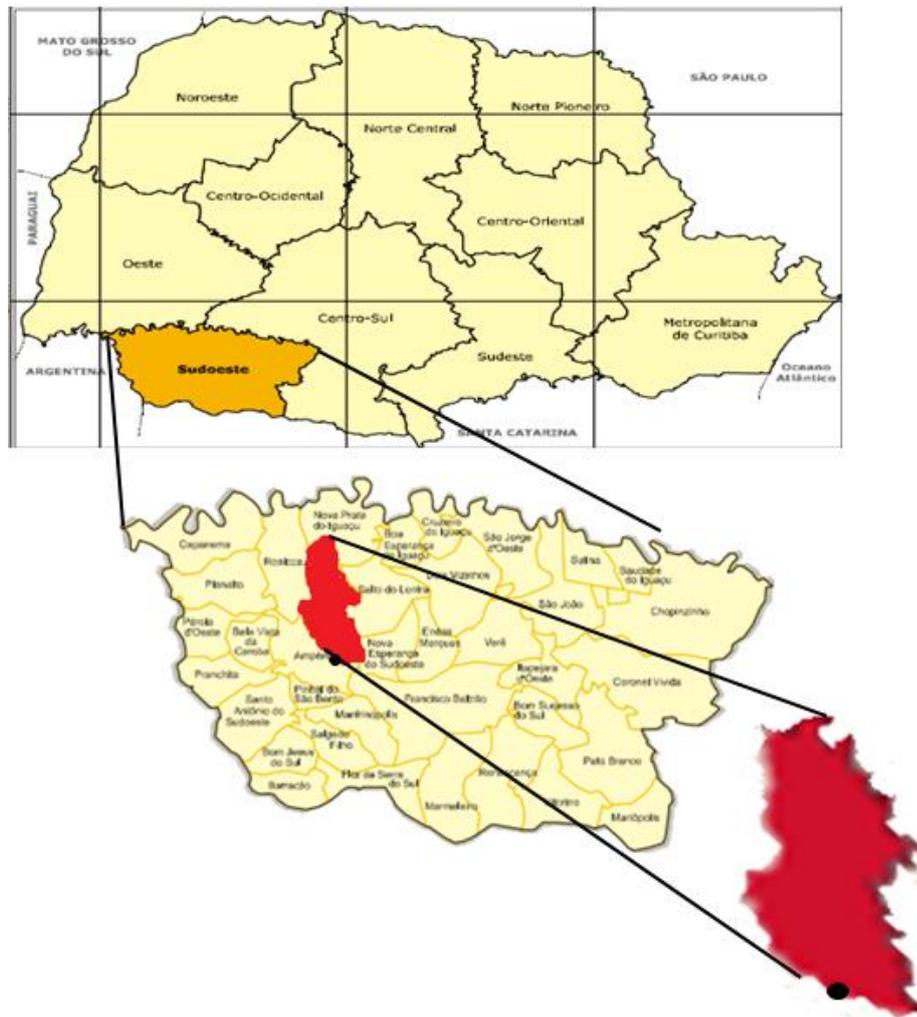


Figura 2 – Localização da propriedade rural de coleta das amostras de resíduos de suíno e bovino.

Fonte: Adaptado de PARANÁ (2004).

A propriedade no qual as amostras foram obtidas possui suínos para consumo próprio, sendo o sistema de confinamento, em baias de alvenaria com 20 animais. O efluente resultante que compreende urina, fezes, água de lavagem e

demais sujidades escoam por tubulação e canaletas de alvenaria e PVC até uma esterqueira a céu aberto.

Os bovinos da propriedade são manejados em regime semi-intensivo, no qual os animais são criados em regime de pastagem e em piquetes onde também recebem silagem e ração. A propriedade possui 40 bovinos das raças Holandesa e Jersey, cuja função é a produção comercial de leite. Os dejetos dos animais são coletados por canaletas de PVC até a esterqueira onde se encontra os dejetos dos suínos. Junto a esses dejetos somam-se resíduos de água resultantes do processo de lavagem da sala de ordenha e respectivos equipamentos.

O dejetos foi coletado diretamente nas canaletas, sendo as amostras mantidas em embalagens PEAD, até o início dos experimentos, sob temperatura de 4° C. Para as análises microbiológicas utilizaram-se embalagens esterilizadas fornecidas por laboratórios especializados.

4.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

Para a caracterização da Biomassa (resíduos *in natura* de suíno e bovino e misturas de resíduos bovino-suíno nas proporções 75%-25%, 50%-50% e 25%-75%) realizou-se as análises de umidade, matéria orgânica, carbono orgânico, pH, densidade, série de sólidos (totais, fixos e voláteis), demanda química de oxigênio (DQO), DQO de sobrenadante, nitrogênio total e amoniacal, acidez volátil (AV) e alcalinidade (AL), cloretos totais, sulfatos, fósforo total, lipídeos, amônia, minerais (cálcio e magnésio), Coliformes Totais e Termotolerantes. O método de análise, bem como a sua importância no processo de biodigestão pode ser observado na Tabela 5.

A análise de DQO refere-se a Demanda Química de Oxigênio presente em toda a amostra, seja esta solúvel ou insolúvel. Porém a DQO do sobrenadante, refere-se somente a Demanda Química de Oxigênio presente solubilizada na amostra. O teor de carbono orgânico indica a quantidade de matéria orgânica presente na amostra. Isto é indicado pela análise do carbono orgânico total, o que não mede teores de carbono presente em compostos inorgânicos.

Tabela 5 – Métodos analíticos utilizados nas análises em dejetos bovinos e suínos.

Parâmetro	Método	Princípio	Importância
Umidade			
Matéria Orgânica (MO)		Calcinação	Biofertilizante: importante para fixar os nutrientes no solo. Processo de Biodigestão: é fonte de carbono para as bactérias.
Carbono Orgânico (CO)	APHA (2005)	Walkley Black: oxidação	É importante, pois determina a quantidade de carbono disponível para as bactérias durante o processo de biodigestão.
Densidade		Picnômetro	Processo de Biodigestão: importante, pois em um efluente muito denso pode formar uma barreira que impede a homogeneização do sistema em reação.
Potencial Hidrognônico	pHmetro.	Potenciometria	Influencia no processo de biodigestão e no desenvolvimento dos microrganismos.
Sólidos: Totais, Fixos e Voláteis		Gravimetria	Determina a estabilidade biológica e a quantidade de MO integrante no processo.
Nitrogênio Total		Macro-Kjeldahl – Destilação e Titrimetria	Biofertilizante: importante, pois o nitrogênio é um dos nutrientes principais dos fertilizantes do tipo NPK. No processo é fonte de nitrogênio para os microrganismos.
Nitrogênio Amoniacal		Reagente de Nessler	Amostra nova, alta concentração de amônia. É importante, pois indica se a amostra é “fresca”. Para o biofertilizante quanto menor for a concentração de amônia, melhor, pois torna-se menos poluente ao solo.
Acidez Volátil e Alcalinidade (Razão AV/AL)	APHA, (2005)	Titrimetria	Biofertilizante: fertilizante neutro ou próximo da neutralidade é importante para evitar possíveis problemas ao solo onde será usado. Processo de Biodigestão: importante para saber o desenvolvimento do processo de biodigestão. Informa a fase onde o processo se encontra, ou seja, a passagem da fase acidogênica para metanogênica.
Lipídeos		Extração por solvente	Importante para a hidrólise do processo, pois determina a presença de ácidos graxos.
DQO e DBO do sobrenadante		Refluxo Fechado	Auxilia na fixação dos nutrientes NPK ao solo evitando a lixiviação deste pela chuva. Está vinculado a quantidade de Matéria Orgânica.
Cloretos totais		Turbidimetria	Determinar possíveis concentrações de íons Cl ⁻ advindos da alimentação dos bovinos por sais minerais, que influenciam no processo.
Sulfato		Titrimetria	Processo de Biodigestão: é importante para verificar a formação de gás H ₂ S (corrosivo).
Fósforo e minerais		Absorção Atômica	Biofertilizante: importante para determinar a proporção de P no fertilizante, pois é um dos nutrientes essenciais dos fertilizantes NPK.
Microbiológico (Coliformes Fecais e <i>E. Coli</i>)	APHA (2005)	Crescimento Microbiano	Biofertilizante: importante, pois após o tratamento do dejetos, este será usado como nutriente na lavoura, portanto não pode causar contaminações ao solo.
Volume de biogás	RISK (2008)	Deslocamento de líquido	Estudar a quantidade de biogás que se processa durante o tratamento do dejetos líquido.

O processo de codigestão, tanto no planejamento experimental quanto no estudo cinético de biodigestão em reator, foi avaliado por meio de análises de parâmetros físico-químicos do biofertilizante, tais como: pH, razão AV/AL (acidez volátil e alcalinidade), umidade (U), série de sólidos, razão SV/ST (sólidos voláteis e sólidos totais), redução de sólidos totais (RST), DQO, redução da demanda química de oxigênio (RDQO), nitrogênio total (N), fósforo (P) e potássio (K).

4.3 QUANTIFICAÇÃO DE GÁS

Durante os tratamentos em cada ensaio, o volume de biogás foi medido por deslocamento de embolo de seringa, como pode ser observado na Figura 3.

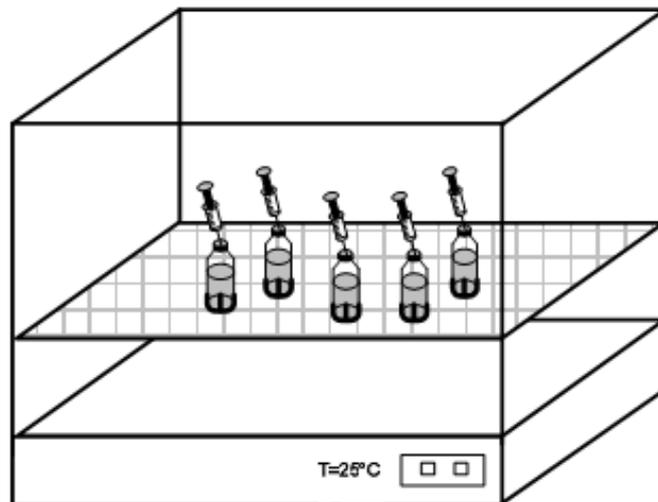


Figura 3 – Modelo de medição de biogás durante planejamento fatorial.
Fonte: Risk et. al., 2008.

Após os tratamentos, durante a etapa cinética da codigestão, o volume de biogás foi medido por deslocamento de líquido, através de um gasômetro com solução salina acidificada.

4.4 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Nesta etapa foram avaliados três sistemas em blocos (ensaios): sistema sem inoculo (ensaio 1), com inoculo da rede de saneamento básico (ensaio 2) e com inoculo isolado de dejetos bovinos (ensaio 3).

O isolamento de dejetos de bovinos aconteceu mediante análise e adaptação dos estudos realizados por Rodrigues et. al. (2004) e Dechrugsa et. al. (2013). Coletou-se o resíduo de bovino (esterco) diretamente na propriedade, sendo realizada a diluição na proporção 2:1 (água:esterco). Em seguida, o dejetos diluído foi peneirado, e deixado em repouso por aproximadamente 24 horas, onde em seguida foi inoculado.

O inoculo da rede de Saneamento Básico foi coletado diretamente na estação de tratamento de esgoto, sob supervisão de técnico responsável pelo gerenciamento de resíduos. A biomassa foi coletada em embalagem descartável e mantida sob refrigeração a 4° C.

Para cada bloco, realizou-se um planejamento fatorial, de acordo com o descrito na Tabela 6, sendo um conjunto fatorial 2^3 com 6 pontos centrais (C), além dos pontos axiais (-1,68 e +1,68), sendo 20 tratamentos para cada ensaio: sistema sem inoculo, com inoculo da rede de saneamento básico e com inoculo isolado de dejetos bovinos. No total, 60 corridas foram realizadas neste estudo.

Tabela 6 – Variáveis Codificadas e Reais para otimização do processo.

Ensaio	Variáveis Codificadas			Variáveis Reais		
	Fração de Sólidos	Razão de Mistura	Tempo	Fração de Sólidos	Razão de Mistura	Tempo (dias)
1	-1,00	-1,00	-1,00	4,1	25,0	5,0
2	-1,00	-1,00	1,00	4,1	25,0	15,0
3	-1,00	1,00	-1,00	4,1	75,0	5,0
4	-1,00	1,00	1,00	4,1	75,0	15,0
5	1,00	-1,00	-1,00	8,9	25,0	5,0
6	1,00	-1,00	1,00	8,9	25,0	15,0
7	1,00	1,00	-1,00	8,9	75,0	5,0
8	1,00	1,00	1,00	8,9	75,0	15,0
9	-1,68	0,00	0,00	2,5	50,0	10,0
10	1,68	0,00	0,00	10,5	50,0	10,0
11	0,00	-1,68	0,00	6,5	8,0	10,0
12	0,00	1,68	0,00	6,5	92,0	10,0
13	0,00	0,00	-1,68	6,5	50,0	1,6
14	0,00	0,00	1,68	6,5	50,0	18,4
15 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0
16 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0
17 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0
18 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0
19 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0
20 (C)	0,00	0,00	0,00	6,5	50,0	10,0

É importante destacar que a razão de mistura apresentada na Tabela 6 diz respeito à porcentagem em dejetos suínos. A diferença neste percentual é dejetos bovinos.

Reatores constituídos por recipientes de vidro com volume útil de 200 mL, contendo 100 mL de amostra, além de 3 mL de inóculo para os ensaios 2 e 3, foram hermeticamente fechados e acoplados a um gasômetro na parte superior para coleta do biogás produzido, conforme procedimento descrito por Risk (2008) e que pode ser observado na Figura 4.



Figura 4 – Modelo de reatores acoplados com gasômetro (seringa).
Fonte: Risk, 2008.

Os experimentos foram realizados em incubadora Shaker, em regime de batelada, sem agitação e em temperatura controlada de 28° C. Os resultados foram avaliados por meio de Teste de Tukey, considerando-se o intervalo de confiança de 95%.

4.5 ESTUDO CINÉTICO DO PROCESSO DE CODIGESTÃO

Com os resultados obtidos no planejamento experimental fez-se o teste de Tukey para avaliar as diferenças entre as médias dos três ensaios (sem inoculo, inoculo da Rede de Saneamento Básico e inoculo isolado de dejetos bovinos). Avaliaram-se cinco variáveis respostas a fim de verificar as melhores condições para o processo. As respostas estudadas foram: teor de nitrogênio total, redução de DQO, razão AV/AL, razão SV/ST e redução de sólidos totais.

Para a etapa cinética foi escolhido o ensaio sem inoculo. Mesmo possuindo menor teor de nitrogênio total nas amostras finais comparado com os demais ensaios, este ensaio apresentou melhores condições de processo e reduções de parâmetros, dentre os acima citados.

Após a escolha do ensaio um (sem uso de inoculo), verificou-se que as respostas destas cinco variáveis foram muito semelhantes entre os vinte tratamentos

empregados. A condição escolhida foi colocar fração de sólidos e razão de mistura nas proporções máximas. Desta forma, os tratamentos que apresentam estas características são os de número sete e número oito, pois tem a razão de mistura e a fração de sólidos maiores.

Os experimentos ocorreram em reatores com capacidade de 20 litros cada, com saída para um gasômetro, conforme apresentado na Figura 5. O processo ocorreu em regime de batelada, à temperatura ambiente, sem agitação, e em duplicata. Monitorou-se a temperatura e o pH diariamente.



Figura 5 – Módulo Experimental utilizado no Estudo Cinético de Codigestão.
 Fonte: LOPES et. al. (2012).

O tempo de retenção foi determinado pelos valores da concentração de nitrogênio total, redução de DQO, da razão AV/AL, da razão SV/ST, da redução de sólidos totais e produção de biogás.

4.6 APLICAÇÃO DO BIOFERTILIZANTE EM CULTURA AGRÍCOLA

É notório que durante a biodigestão da matéria orgânica proveniente dos dejetos de suínos e bovinos tem-se a produção de biogás e biofertilizante. Dessa

maneira, analisaram-se três diferentes condições. Fez-se a comparação da eficiência do biofertilizante produzido com o uso de fertilizante comercial à base de nitrogênio (ureia), e ainda em um plantio testemunha, ou seja, sem adição de nenhum fertilizante aplicado na planta.

É importante destacar que foi analisada uma análise de solo do local onde se realizou o experimento. Mediante esta análise, utilizaram-se quatro canteiros experimentais, no qual todos apresentavam solo com a mesma composição e fertilidade. Em cada canteiro fez-se o plantio de sementes de milho híbrido, e após a emergência destas plantas, fez-se o raleio deixando-se somente dez plantas em cada canteiro a fim de padronizar e poder verificar as diferenças existentes entre os devidos testes. Assim sendo, as mudas de milho plantadas tinham como espaçamento entre fileiras, 75 cm e entre plantas, 15 cm. O espaçamento utilizado neste experimento é o mesmo adotado em grande parte dos plantios comerciais de milho na região Sudoeste do Paraná. Este procedimento foi adaptado e utilizado para verificar o desenvolvimento e o crescimento destas plantas mediante a utilização do biofertilizante produzido, de acordo com o que descreve Risk (2008).

Nenhum dos experimentos recebeu adubação inicial. Quando as plantas atingiram o chamado estágio V4 (quatro folhas fora do cartucho), fez-se a primeira medição da altura e do diâmetro do colmo. No momento desta medição, as plantas receberam uma primeira dose de fertilizantes conforme descrito a seguir:

- canteiro um: ureia comercial na concentração de 40 kg de nitrogênio por hectare;
- canteiro dois: biofertilizante (produzido sem o uso de inoculo) na concentração de 40 kg de nitrogênio por hectare;
- canteiro três: biofertilizante (produzido sem o uso de inoculo) na concentração de 20 kg de nitrogênio por hectare;
- canteiro quatro: sem adição de fertilizante, chamado de testemunha (controle).

A dosagem inicial de 40 kg de nitrogênio por hectare foi adotada, pois é a dosagem média utilizada nos cultivos de milho na região, por recomendação agrônômica.

Para verificar o desenvolvimento das plantas e poder comparar-se entre os tratamentos aplicados utilizaram-se três métodos distintos. Medir o crescimento da planta desde a base até a inserção da última folha, medir o diâmetro do colmo, e medir o teor de matéria seca das plantas dias após a última aplicação de biofertilizante e/ou ureia.

Sete dias após a primeira aplicação, fez-se a segunda medição (altura e diâmetro de colmo), sendo aplicada a segunda dose de fertilizante, nas mesmas concentrações já descritas. E após outro período de sete dias, fez-se a terceira medida da altura da planta e do diâmetro do colmo, sem aplicar nenhuma dose. Uma semana depois, fez-se a quarta medida da altura e do diâmetro de colmo coletando-se as plantas para análise de matéria seca. Os resultados foram avaliados por meio de Teste de Tukey, considerando-se o intervalo de confiança de 95%.

A análise de matéria seca consiste em cortar as plantas na base, junto ao solo e secá-las em estufa, em temperatura de 60° C até massa constante. Este procedimento foi executado para todas as plantas de todos os diferentes tratamentos. O teor de matéria seca indica a nutrição da planta, ou seja, a planta bem nutrida, com desejáveis teores de nutrientes, como o nitrogênio, apresenta maior teor de matéria seca, se comparado às plantas que não recebem nutrientes adequadamente. Isto é notável devido ao crescimento das plantas que recebem maior teor de nitrogênio (SILVA e QUEIROZ, 2002).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA INICIAL

Os resultados da caracterização da biomassa inicial, mediante análises físico-químicas e microbiológicas são apresentadas na Tabela 7. Nesta, os valores médios de três determinações é mostrado com seu respectivo desvio padrão.

Em buscas na literatura pode-se notar certa dificuldade em encontrar publicações sobre a caracterização da biomassa inicial em proporções de mistura e caracterização dos dejetos bovinos, determinações estas adotadas neste projeto de pesquisa. Dessa forma, não se discutiram os resultados apresentados na Tabela 7 para: 25S–75B; 50S–50B e 75S–25B, os quais indicam as frações de mistura de dejetos: suíno-bovino.

O mesmo já citado não acontece para a biomassa suína, o que em comparação com a literatura, encontra-se com características semelhantes. Castro et. al. (2005), em seus estudos citam que a DQO da amostra e a DQO solúvel ficaram em torno de $115 \pm 7,4 \text{ g O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e $32 \pm 0,1 \text{ g O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Confrontando estes valores citados, nota-se que a DQO dos dejetos suínos estudados encontra-se próximo e até abaixo do encontrado na literatura. Isto pode ter ocorrido pois os dejetos utilizados compreendem todas as fases de criação, incluindo leitões, matrizes e suínos em fase de terminação.

Os autores ainda citam que o teor de nitrogênio total e amoniacal em seus estudos foi de $9,4 \pm 0,9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ e $7,1 \pm 0,7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Miao et. al. (2014) cita o teor de nitrogênio total como sendo de $43,32 \pm 3,11 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. Em comparação com os valores caracterizados de nossa amostra, nota-se que o teor de nitrogênio, tanto amoniacal, quanto total está bem acima dos descrito pelo autor.

Verificando o teor de carbono orgânico para a amostra utilizada, nota-se que o teor está acima do citado por Castro et. al. (2005), como sendo $10,9 \pm 0,01 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (equivalente a 1,09%).

Miao et. al. (2014) citam o teor de sólidos totais e voláteis como sendo de $23,58 \pm 1,06\%$ e $89,86 \pm 2,15\%$ de sólidos totais, respectivamente. Estes valores estão acima dos encontrados nesta pesquisa.

Tabela 7 – Resultados da caracterização da Biomassa Inicial através de análises físico-químicas e microbiológicas.

Análise	Biomassa em análise				
	Bovino	Suíno	25S-75B	50S-50B	75S-25B
Umidade (%)	87,46 ± 0,30	85,47 ± 4,65	89,34 ± 0,24	88,30 ± 0,52	88,13 ± 0,05
Sólidos Totais (%)	12,50 ± 0,30	11,85 ± 0,07	10,65 ± 0,24	11,80 ± 0,52	11,87 ± 0,04
Sólidos Fixos (%)	1,73 ± 0,34	2,39 ± 0,25	1,63 ± 0,03	2,30 ± 0,25	2,12 ± 0,05
Sólidos Voláteis (%)	10,80 ± 0,12	9,47 ± 0,20	9,02 ± 0,22	9,49 ± 0,28	9,76 ± 0,02
pH	6,46 ± 0,10	6,64 ± 0,01	6,51 ± 0,05	6,47 ± 0,09	6,50 ± 0,12
Densidade (g.cm ⁻³)	0,94 ± 0,06	0,91 ± 0,01	0,94 ± 0,04	0,96 ± 0,03	0,88 ± 0,00
DQO (g O ₂ .L ⁻¹)	60,52 ± 0,66	35,14 ± 1,46	98,69 ± 8,56	105,67 ± 1,76	112,96 ± 7,24
DQO do sobrenadante (g O ₂ .L ⁻¹)	42,22 ± 4,17	23,23 ± 0,22	53,89 ± 1,75	102,11 ± 0,44	60,06 ± 2,19
Matéria Orgânica (g.L ⁻¹)	31,67 ± 1,15	96,00 ± 2,83	42,5 ± 0,71	36,00 ± 2,81	34,00 ± 1,41
Carbono Orgânico (%)	45,25 ± 2,15	42,27 ± 1,47	43,27 ± 1,59	38,39 ± 0,44	40,82 ± 0,55
Nitrogênio Total (g.L ⁻¹)	20,50 ± 1,62	33,60 ± 2,80	21,87 ± 2,95	28,93 ± 1,62	28,93 ± 1,62
Nitrogênio Amoniacal (g.L ⁻¹)	2,38 ± 0,00	15,87 ± 0,39	6,80 ± 0,00	9,75 ± 0,39	10,65 ± 0,20
Acidez Volátil (g.L ⁻¹ CaCO ₃)	2,66 ± 0,06	2,88 ± 0,10	4,93 ± 0,06	4,93 ± 0,20	4,45 ± 0,05
Alcalinidade (g.L ⁻¹ CaCO ₃)	6,66 ± 0,35	3,23 ± 0,12	4,67 ± 0,12	5,20 ± 0,14	6,57 ± 0,15
Razão AV/AL	0,40 ± 0,17	0,89 ± 0,83	1,06 ± 0,50	0,95 ± 1,42	0,97 ± 0,33
Cloretos Totais (g.L ⁻¹)	2,37 ± 0,06	1,23 ± 0,06	1,97 ± 0,06	1,83 ± 0,15	1,60 ± 1,01
Sulfatos*	ND	ND	ND	ND	ND
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	3,39 ± 0,05	14,55 ± 0,59	7,28 ± 1,06	11,41 ± 0,44	16,02 ± 1,74
Cálcio (mg.L ⁻¹)	3,07 ± 0,18	13,14 ± 0,82	6,69 ± 2,33	10,99 ± 0,86	17,29 ± 2,53
Magnésio (mg.L ⁻¹)	1,01 ± 0,06	1,54 ± 0,07	1,25 ± 0,06	1,44 ± 0,09	1,48 ± 0,02
Lipídeos (mg.g ⁻¹)	0,35 ± 0,01	0,59 ± 0,00	2,28 ± 0,03	0,44 ± 0,01	0,38 ± 0,02
Coliformes Totais (n.m.p.)	5,9x10 ⁻⁵				
Coliformes Termotolerantes (n.m.p.)	5,9x10 ⁻⁵				

* Limite não detectável através do método analítico utilizado.

Utilizou-se da análise de componentes principais (ACP) para caracterizar as matrizes de diferentes amostras e assim verificar a influência das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes (respostas) do conjunto de dados. Pela análise da Figura 6 pode-se observar o resultado para o teste por grupo analisado e também por variáveis respostas.

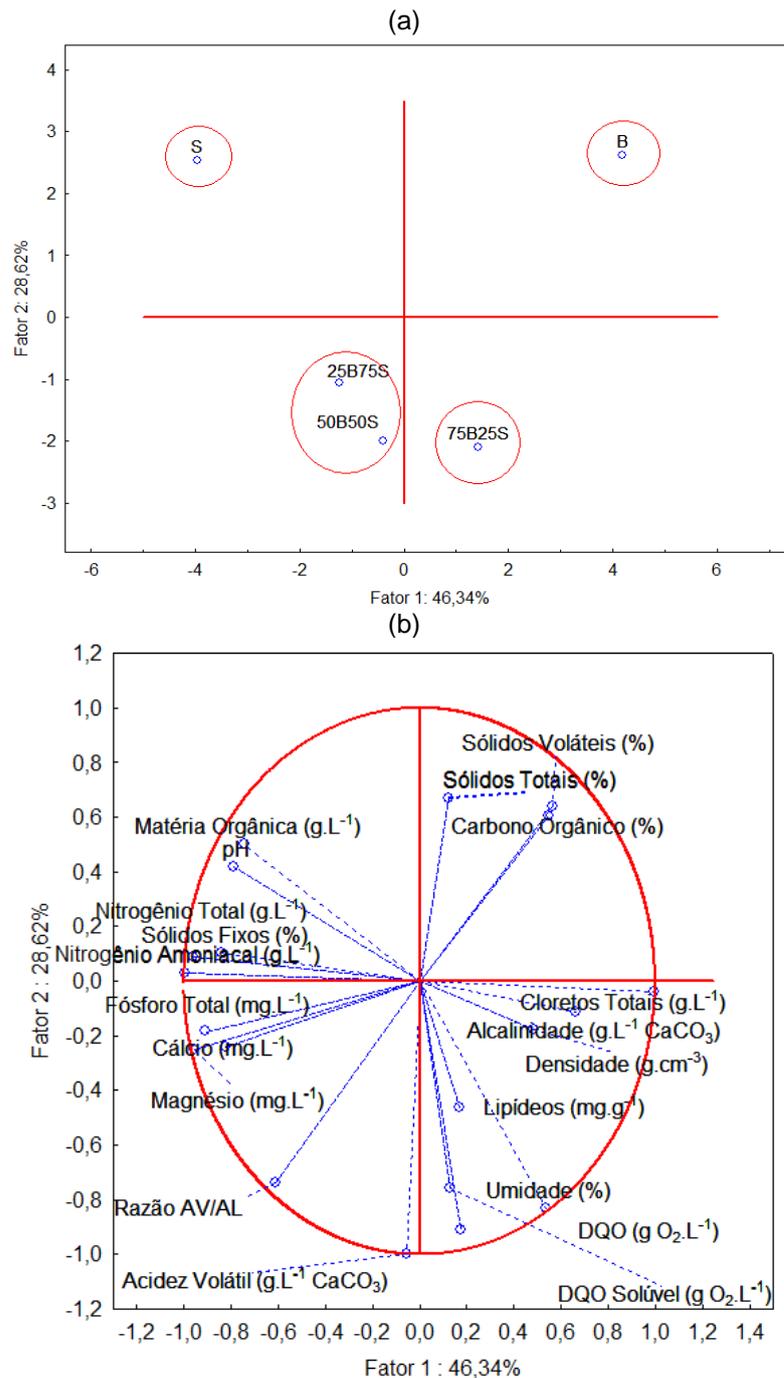


Figura 6 – Gráfico de escores (a) e de pesos (b) de PC1 e PC2 para os resultados de caracterização da biomassa inicial utilizada nos processos de biodigestão.

Como pode ser observada na Figura 6, a caracterização da biomassa apresentou-se de maneiras diferentes de acordo com os parâmetros das variáveis dependentes, chamadas de descritores, os quais são: umidade, matéria orgânica, carbono orgânico, pH, densidade, série de sólidos (totais, fixos e voláteis), demanda química de oxigênio (DQO), DQO solúvel, nitrogênio total e amoniacal, acidez volátil, alcalinidade, razão AV/AL, cloretos totais, sulfatos, fósforo total, lipídeos e minerais (cálcio e magnésio).

Utilizou-se da análise de componentes principais (APC), a qual consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em outro conjunto de variáveis de mesma dimensão denominadas de componentes principais. A análise agrupa os indivíduos de acordo com sua variação (variâncias) e seu comportamento dentro do conjunto de dados, ou seja, a técnica agrupa os indivíduos de uma população segundo a variação de suas características (WONG et. al., 2010).

Nota-se que os resultados da caracterização da biomassa mostraram-se estatisticamente diferentes, pois se tem os resultados agrupados em quatro quadrantes diferentes no plano do APC, considerando-se 74,96% de explicação em torno dos resultados analisados, pelos componentes principais. Desta forma, nota-se que o dejetos bovino (B) mostrou-se diferente de todos os demais, os descritores responsáveis pela formação deste grupo foram: teor carbono orgânico; sólidos voláteis e sólidos totais.

A caracterização da biomassa suína (S) apresentou-se distinta entre as demais amostras, levando este grupo de resultados ao segundo quadrante. Os descritores responsáveis por este comportamento foram: matéria orgânica, pH, nitrogênio total, sólidos fixos e nitrogênio amoniacal.

Quando adicionado em frações diferenciadas, estes resíduos apresentam disparidades. As frações de mistura de 25% dejetos bovino – 75% dejetos suíno (25B75S) e 50% dejetos bovino – 50% dejetos suíno (50B50S), apresentam similaridades entre si, porém são diferentes das demais espécies de biomassa. Os descritores que conduziram para que este resultado fosse semelhante, são: fósforo total; cálcio; magnésio; razão AV/AL e acidez volátil.

Para a proporção de mistura de 75% dejetos bovino – 25% dejetos suíno (75B25S) observa-se que os descritores: cloretos totais; alcalinidade; densidade; teor de lipídeos; umidade; DQO e DQO solúvel conduziram esta proporção de

mistura ao quarto quadrante do APC, indicando a disparidade desta fração de misturas perante as demais analisadas.

5.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DO PLANEJAMENTO FATORIAL

O experimento foi realizado conforme já descrito anteriormente (materiais e métodos – item 4.5). A Figura 7 apresenta o experimento sendo realizado em incubadora *Shaker* de bancada. Nesta imagem pode-se observar que os reatores utilizados foram fechados com borrachas para que todo o gás pudesse ser coletado nas seringas e assim evitar a troca com o meio externo, garantindo a anaerobiose do processo.



Figura 7 – Reatores em Incubadora *Shaker* durante experimentos do planejamento fatorial.

Os resultados desta etapa de análises estão apresentados em três estágios distintos. Os estágios consistem em três ensaios realizados utilizando-se três inoculos diferenciados. Em um primeiro ensaio fez-se os testes sem a utilização de inoculo, como se observam os resultados na Tabela 8.

Tabela 8 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio sem a presença de inoculos (*in natura*).

Ensaio	U (%)	S.T. (%)	S.F. (%)	S.V. (%)	Ph	AV/AL	P (%)	K(%)	N (g.L ⁻¹)	RDQO (%)
1	95,03±0,05	4,97±0,05	4,09±0,15	0,88±0,21	6,34±0,03	0,80±0,17	1,33±0,02	0,34±0,00	0,18±0,01	98,54±0,14
2	94,16±1,00	5,84±1,00	4,49±0,83	1,35±0,17	7,52±0,04	0,59±0,05	1,74±0,24	0,62±0,00	0,14±0,02	98,56±0,08
3	94,71±0,14	5,29±0,14	4,22±0,15	1,07±0,01	5,43±0,01	2,67±0,12	2,04±0,18	0,62±0,00	0,22±0,006	98,19±0,09
4	95,48±0,30	4,52±0,30	3,52±0,22	1,00±0,08	5,32±0,01	2,58±0,20	2,42±0,13	0,62±0,00	0,23±0,004	98,08±0,64
5	82,55±1,82	7,95±0,30	4,58±1,06	3,37±1,36	5,96±0,04	1,58±0,03	2,26±0,03	0,62±0,00	0,05±0,008	95,48±0,19
6	82,98±0,30	9,02±0,30	5,26±0,48	3,75±0,18	6,62±0,01	0,84±0,03	2,30±0,03	0,62±0,00	0,05±0,01	96,10±0,41
7	85,38±1,10	9,12±0,39	5,92±0,03	3,21±0,36	5,83±0,04	1,60±0,11	2,61±0,18	0,62±0,00	0,07±0,09	91,81±0,40
8	87,09±1,57	6,91±0,16	5,30±0,00	1,61±0,16	5,57±0,01	2,60±0,54	2,15±0,09	0,62±0,00	0,07±0,09	95,75±1,00
9	97,40±0,41	2,60±0,41	2,25±0,34	0,35±0,06	6,68±0,03	0,68±0,02	1,87±0,01	0,90±0,00	0,44±0,09	97,55±0,50
10	82,83±1,70	7,17±0,28	3,90±1,00	3,27±0,71	5,80±0,01	1,15±0,15	2,66±0,19	0,90±0,00	0,06±0,009	94,32±0,12
11	94,74±0,49	5,26±0,49	4,30±0,47	0,96±0,02	6,62±0,02	1,07±0,12	1,16±0,03	1,18±0,00	0,16±0,005	99,07±0,11
12	92,80±1,25	7,20±1,25	5,86±1,08	1,34±0,17	5,98±0,01	2,25±0,25	2,15±0,38	0,90±0,00	0,14±0,02	98,67±0,06
13	91,03±1,55	8,97±1,55	6,80±0,98	2,17±0,57	6,11±0,01	1,83±0,10	2,10±0,20	0,90±0,00	0,12±0,03	98,41±0,15
14	92,14±0,50	7,86±0,50	6,26±0,54	1,61±0,04	7,84±0,04	0,53±0,02	2,16±0,06	0,90±0,00	0,13±0,02	98,47±0,02
15	90,85±0,56	9,15±0,56	6,69±0,27	2,47±0,29	5,35±0,01	7,81±1,93	2,22±0,17	0,90±0,00	0,11±0,01	97,88±0,02
16	91,71±0,48	8,29±0,48	6,42±0,46	1,87±0,01	5,74±0,02	1,94±0,20	1,91±0,17	1,18±0,00	0,13±0,01	98,53±0,19
17	92,60±2,01	7,40±2,01	5,34±1,50	2,06±0,51	5,71±0,02	1,99±0,10	1,50±0,35	1,04±0,20	0,14±0,06	98,69±0,04
18	92,41±0,42	7,59±0,42	5,85±0,23	1,75±0,19	5,95±0,01	2,05±0,10	2,09±0,16	1,18±0,00	0,15±0,01	99,69±0,12
19	92,02±0,20	7,98±0,20	5,44±0,07	2,54±0,13	5,44±0,01	4,18±0,10	1,77±0,10	1,04±0,20	0,12±0,02	99,37±0,25
20	92,89±0,72	7,11±0,72	5,72±0,63	1,38±0,08	5,50±0,02	3,85±0,36	1,86±0,04	0,90±0,00	0,14±0,007	98,16±1,70

Utilizou-se da análise de componentes principais (ACP) para caracterizar as matrizes dos diferentes tratamentos e assim verificar a influencia das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes (respostas) no conjunto de dados. Pela análise da Figura 8 pode-se observar o resultado para o teste por grupo analisado e também pelas variáveis respostas.

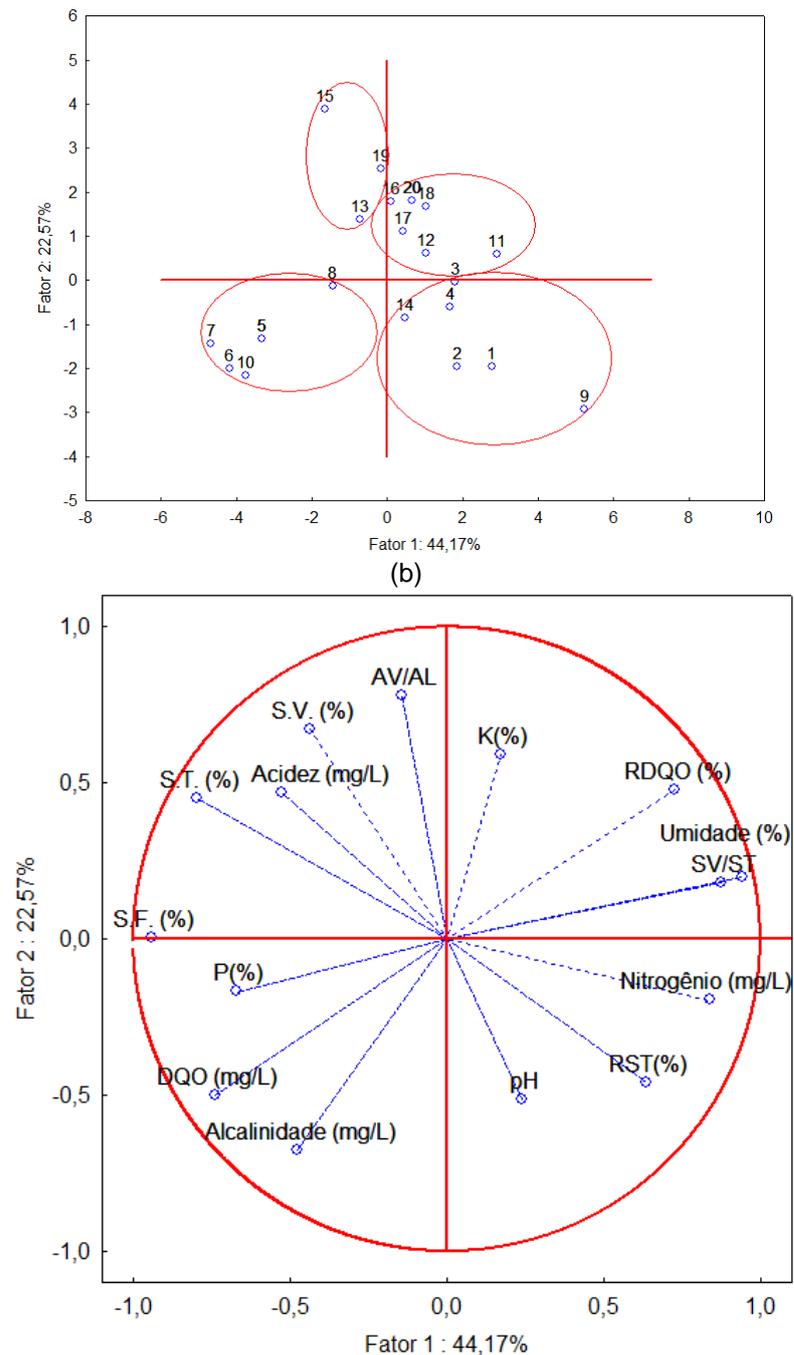


Figura 8 – Gráfico de escores (a) e pesos (b) de PC1 x PC2 referente às variáveis dependentes dos tratamentos submetidos ao Ensaio um (sem inoculo).

Como podem ser observados na Figura 8, os valores dos resultados oriundos dos tratamentos do ensaio um, apresentaram-se de maneiras diferentes de acordo com os parâmetros das variáveis dependentes, chamadas de descritores, que são: umidade, pH, série de sólidos (totais, fixos e voláteis), redução de sólidos totais (RST), razão SV/ST, demanda química de oxigênio (DQO), redução da demanda química de oxigênio (RDQO), nitrogênio total, acidez volátil, alcalinidade, razão AV/AL, fósforo total e potássio.

Nota-se que os resultados das análises para os diferentes tratamentos do primeiro ensaio (sem inoculo) mostraram-se estatisticamente diferentes, pois se tem os resultados agrupados em quatro quadrantes diferentes no plano do APC, considerando-se 66,74% de explicação em torno dos resultados analisados, pelos componentes principais. Desta forma, nota-se no primeiro quadrante um grupo de tratamentos (tratamentos 3, 11, 12, 16, 17, 18 e 20) distintos aos demais, sendo os descritores responsáveis pela formação deste grupo: razão SV/ST, RDQO, umidade e teor em potássio.

Referente ao segundo quadrante o grupo formado diz respeito aos tratamentos 13, 19 e 15. Os descritores responsáveis por este comportamento foram: razão AV/AL, série de sólidos (sólidos voláteis, totais e fixos) e acidez volátil.

Outro grupo de tratamentos apresenta-se no terceiro quadrante do plano. Este grupo é formado pelos tratamentos 5, 6, 7, 8 e 10 que apresentam similaridades entre si, em especial devido aos descritores: fósforo total, DQO e alcalinidade.

Os tratamentos 1, 2, 4, 9 e 14 apresentam como descritores os resultados de: nitrogênio total, RST e pH. Estes resultados conduziram estes tratamentos ao quarto quadrante do APC, indicando diferenças entre esses tratamentos perante os demais já mencionados.

A Tabela 9 dispõe os resultados das análises físico-químicas dos tratamentos oriundos do segundo ensaio realizado. Neste ensaio se utilizou o inoculo da Rede de Saneamento Básico como possível melhoria no processo de codigestão anaeróbia.

Tabela 9 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio com inoculo da Rede de Saneamento Básico.

Ensaio	U (%)	S.T. (%)	S.F. (%)	S.V. (%)	pH	AV/AL	P (%)	K (%)	N (g.L ⁻¹)	RDQO (%)
1	95,85±1,00	4,86±1,00	1,05±0,27	3,11±0,72	6,89±0,01	2,81±0,33	1,16±0,09	0,90±0,00	0,21±0,00	94,57±0,19
2	96,30±0,36	3,70±0,36	0,74±0,04	2,96±0,31	7,21±0,01	3,50±2,18	1,52±0,32	0,90±0,00	0,81±0,05	92,65±0,58
3	96,72±0,13	3,28±0,13	0,59±0,06	2,69±0,20	7,26±0,02	1,77±0,84	1,79±0,12	1,04±0,20	0,39±0,05	92,67±0,64
4	97,51±0,90	2,49±0,90	0,60±0,18	1,89±0,73	5,75±0,01	1,94±0,01	2,09±0,18	1,18±0,00	1,30±0,25	90,52±0,22
5	94,97±0,15	5,03±0,15	0,89±0,05	4,15±0,10	6,43±0,04	17,66±0,66	1,13±0,14	1,18±0,00	0,63±0,00	85,72±0,19
6	94,62±1,11	5,38±1,11	0,94±0,21	4,44±0,90	6,90±0,04	5,92±0,54	1,20±0,20	0,90±0,00	0,81±0,25	86,95±0,54
7	94,89±1,51	5,11±1,51	0,73±0,23	4,39±1,28	6,62±0,03	5,37±1,13	1,16±0,09	1,18±0,00	1,09±0,35	82,17±0,89
8	94,52±1,10	5,48±1,10	0,99±0,16	4,48±0,94	5,68±0,03	7,99±0,29	1,61±0,26	1,18±0,00	0,74±0,15	80,47±2,67
9	98,09±0,34	1,91±0,34	0,26±0,07	1,65±0,27	7,18±0,01	1,75±0,11	1,88±0,16	1,18±0,00	0,49±0,49	95,83±1,06
10	93,84±1,40	6,16±1,40	0,94±0,17	5,22±1,22	5,84±0,00	5,32±1,21	1,29±0,00	1,46±0,00	1,51±0,94	84,91±0,71
11	95,48±0,94	4,52±0,94	0,87±0,12	3,65±0,81	6,65±0,01	5,80±0,71	0,92±0,11	1,04±0,20	0,35±0,20	82,47±1,04
12	97,61±0,28	2,39±0,28	0,50±0,07	1,89±0,21	5,59±0,01	2,68±0,66	2,46±0,12	1,74±0,00	0,63±0,30	90,64±0,08
13	94,60±0,61	5,40±0,61	0,94±0,10	4,46±0,51	6,43±0,02	6,77±0,31	1,43±0,35	1,32±0,20	0,63±0,20	86,70±0,25
14	97,03±0,39	2,97±0,39	0,59±0,01	2,39±0,41	7,15±0,01	1,29±0,49	1,43±0,07	1,46±0,00	0,28±0,10	90,48±0,37
15	95,00±0,24	5,00±0,24	0,85±0,01	4,15±0,25	5,68±0,00	8,83±3,76	1,84±0,27	1,46±0,00	0,74±0,15	90,50±0,08
16	96,73±0,53	3,27±0,53	0,49±0,04	2,77±0,49	7,00±0,03	4,75±1,85	1,77±0,06	1,74±0,00	0,95±0,05	91,18±0,42
17	95,22±0,01	4,78±0,01	0,72±0,05	4,06±0,06	5,41±0,03	12,09±2,57	1,69±0,03	1,46±0,00	0,88±0,05	90,76±0,17
18	94,22±0,82	5,78±0,82	0,45±0,47	5,33±1,30	5,41±0,04	7,03±0,39	1,63±0,19	1,46±0,00	0,95±0,15	90,25±0,02
19	94,93±0,01	5,07±0,01	0,88±0,07	4,19±0,06	5,46±0,01	5,94±2,74	1,53±0,04	1,46±0,00	0,81±0,05	91,09±0,04
20	95,74±0,12	4,26±0,12	0,75±0,12	3,51±0,00	5,53±0,01	4,24±0,05	1,69±0,30	1,46±0,00	0,84±0,10	90,76±0,17

Utilizou-se da análise de componentes principais (ACP) para caracterizar as matrizes dos diferentes tratamentos deste ensaio e assim verificar a influencia das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes (respostas) no conjunto de dados. Pela análise da Figura 9 se pode observar o resultado para o teste por grupo analisado e também por variáveis respostas.

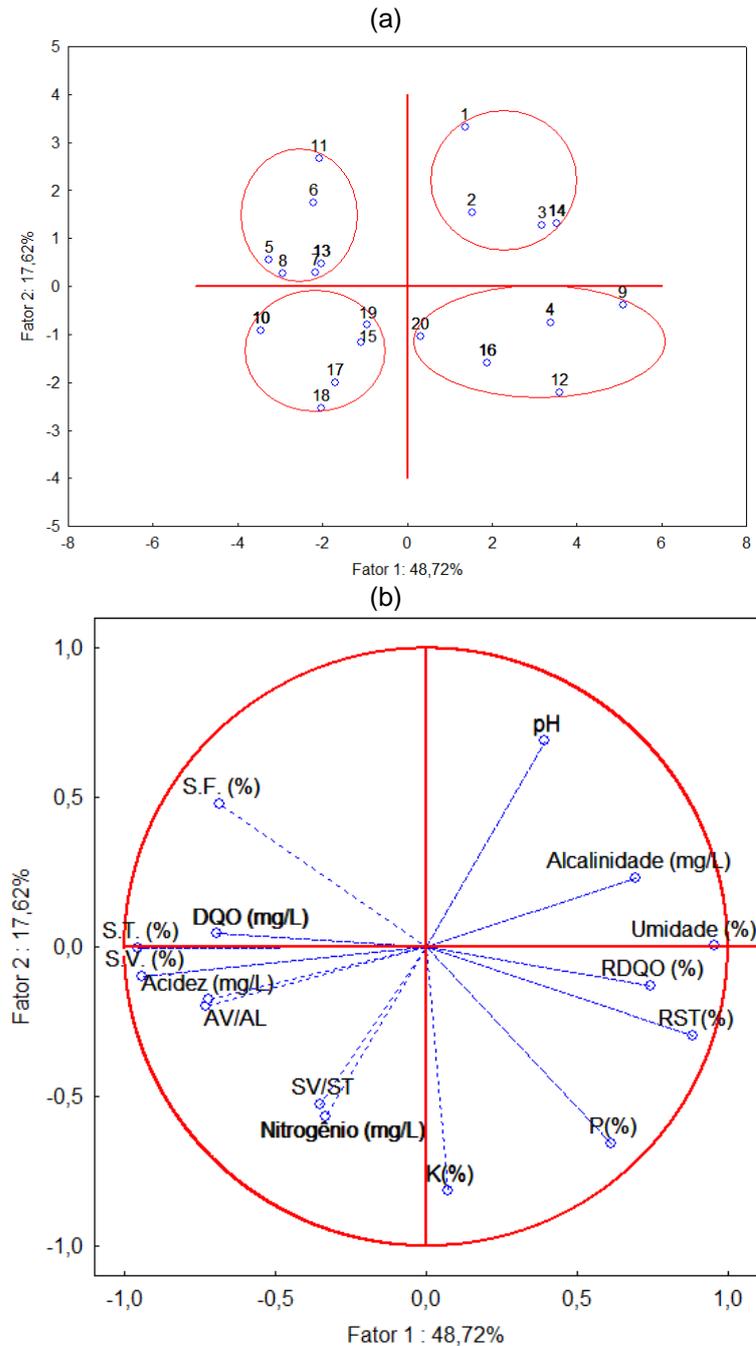


Figura 9 – Gráfico de escores (a) e pesos (b) de PC1 e PC2 referente aos resultados dos tratamentos submetidos ao Ensaio dois (inoculo da Rede de Saneamento Básico).

Pela análise da Figura 9, se nota que os valores dos resultados oriundos dos tratamentos do ensaio dois, apresentaram-se de maneiras diferentes de acordo com os parâmetros das variáveis dependentes, chamadas de descritores: umidade, pH, série de sólidos (totais, fixos e voláteis), redução de sólidos totais (RST), razão SV/ST, demanda química de oxigênio (DQO), redução da demanda química de oxigênio (RDQO), nitrogênio total, acidez volátil, alcalinidade, razão AV/AL, fósforo total e potássio.

Nota-se que os resultados das análises para os diferentes tratamentos do segundo ensaio (inoculo da rede de saneamento básico) mostraram-se estatisticamente diferentes, pois se tem os resultados agrupados em quatro quadrantes diferentes no plano do APC, considerando-se 66,34% de explicação em torno dos resultados analisados, pelos componentes principais. É possível verificar que no primeiro quadrante um grupo de tratamentos (tratamentos 1, 2, 3 e 14) mostrou-se distinto aos demais, sendo os descritores responsáveis pela formação deste grupo: umidade, alcalinidade e pH.

No segundo quadrante do plano, o grupo formado diz respeito aos tratamentos 5, 6, 7, 8, 11 e 13. Os descritores responsáveis por este comportamento foram: DQO, sólidos fixos e totais.

Outro grupo de tratamentos apresenta-se no terceiro quadrante do plano. Este grupo é formado pelos tratamentos 10, 15, 17, 18 e 19 que apresentam similaridades entre si, em especial devido aos descritores: sólidos voláteis, acidez volátil, razão AV/AL, razão SV/ST e nitrogênio total.

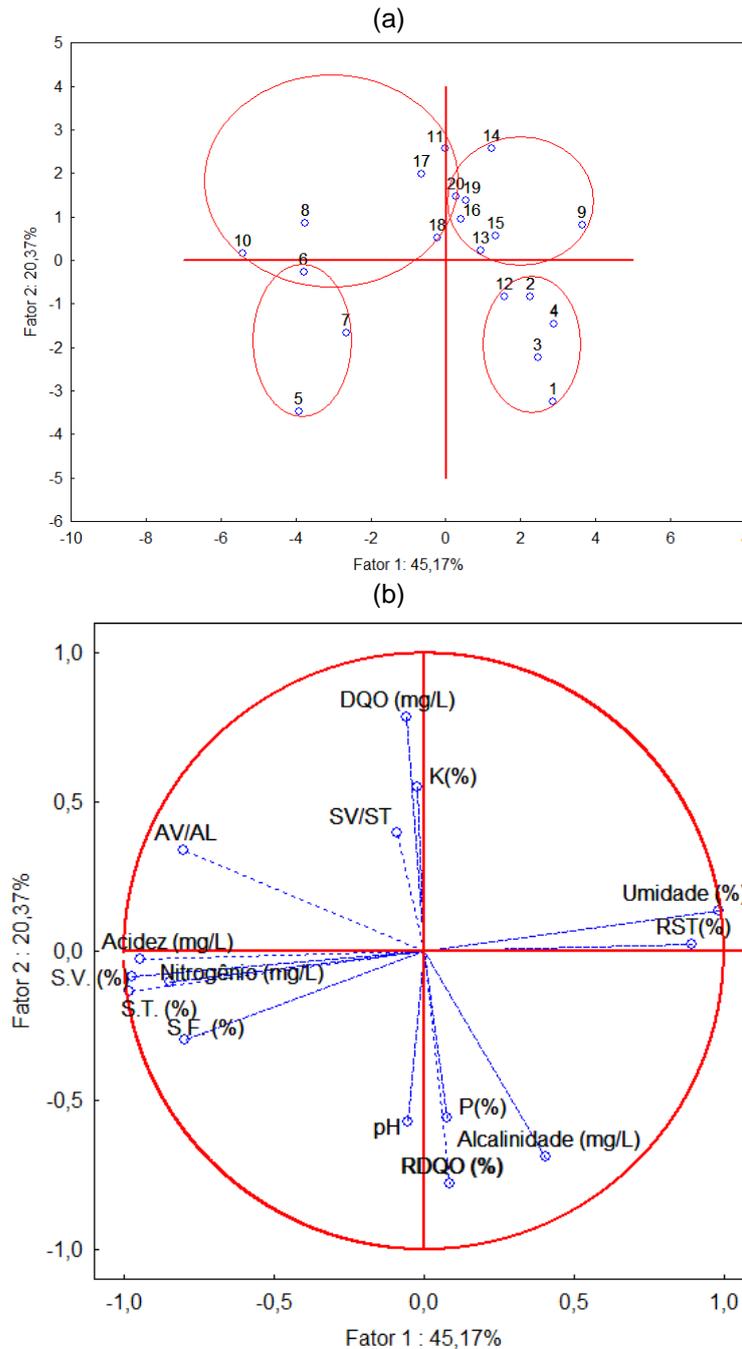
Os tratamentos 4, 9, 12, 16 e 20 apresentam como descritores os resultados de: potássio, fósforo, RST e RDQO. Estes resultados conduziram estes tratamentos ao quarto quadrante do APC, indicando diferenças destes tratamentos perante os demais já mencionados.

O terceiro ensaio realizado consistia em avaliar o potencial de codigestão anaeróbia dos dejetos mediante o uso de inoculo alternativo isolado diretamente dos dejetos bovinos. A Tabela 10 dispõe os resultados das análises físico-químicas dos tratamentos oriundos deste ensaio.

Tabela 10 – Caracterização físico-química das amostras submetidas ao ensaio com inoculo bovino (isolado de dejetos bovinos).

Ensaio	U (%)	S.T. (%)	S.F. (%)	S.V. (%)	pH	AV/AL	P (%)	K (%)	N (g.L ⁻¹)	RDQO (%)
1	95,75±0,02	4,25±0,02	0,75±0,00	3,50±0,02	6,20±0,01	1,06±0,41	1,95±0,14	0,62±0,00	0,70±0,10	94,62±0,39
2	95,97±0,18	4,03±0,18	0,88±0,01	3,15±0,19	5,33±0,01	3,22±0,10	1,75±0,06	0,62±0,00	0,70±0,00	92,01±0,19
3	96,11±0,19	3,89±0,19	0,82±0,13	3,07±0,06	6,27±0,00	2,13±0,33	2,41±0,02	0,88±0,02	0,98±0,10	88,97±1,56
4	96,59±0,96	3,41±0,96	0,77±0,10	2,64±0,87	5,51±0,01	2,61±0,13	2,44±0,22	1,04±0,20	0,95±0,15	93,84±0,89
5	91,47±0,96	8,53±0,96	1,92±0,28	6,60±0,68	6,05±0,01	9,12±0,48	2,21±0,06	0,62±0,00	1,61±0,10	99,01±0,39
6	92,01±1,15	7,99±1,15	2,15±0,24	5,84±0,91	5,39±0,01	10,72±0,00	1,83±0,23	1,04±0,20	1,47±0,10	85,01±0,00
7	92,83±1,20	7,17±1,20	1,35±0,14	5,81±1,05	6,10±0,01	6,84±0,36	2,20±0,14	0,90±0,00	2,07±0,05	88,50±0,89
8	91,71±1,18	8,29±1,18	1,40±0,02	6,89±1,16	5,72±0,04	6,99±1,16	2,24±0,43	0,90±0,00	2,10±0,00	69,01±0,89
9	97,41±0,73	2,59±0,73	0,46±0,19	2,13±0,54	5,34±0,04	4,26±0,67	2,03±0,26	1,04±0,20	0,74±0,05	90,87±0,21
10	90,81±0,76	9,19±0,76	1,10±0,73	8,09±1,49	5,62±0,01	18,39±3,72	1,87±0,10	1,18±0,00	2,17±0,10	96,52±0,02
11	94,99±0,39	5,01±0,39	0,75±0,04	4,26±0,36	5,83±0,02	7,17±1,90	1,02±0,02	0,90±0,00	0,91±0,10	74,61±2,04
12	95,60±2,22	4,40±2,22	0,87±0,40	3,53±1,82	5,75±0,04	3,53±0,54	2,51±0,13	1,18±0,00	1,33±0,10	91,04±0,00
13	95,37±0,80	4,63±0,80	0,82±0,16	3,81±0,65	6,12±0,04	6,04±1,11	1,57±0,14	1,18±0,00	0,88±0,05	89,26±2,49
14	96,09±0,74	3,91±0,74	0,76±0,14	3,15±0,60	5,43±0,04	7,12±2,20	1,73±0,19	1,18±0,00	1,26±0,10	75,02±2,28
15	95,69±3,13	4,31±3,13	0,80±0,54	3,52±2,59	5,53±0,01	6,21±0,76	2,21±0,38	0,90±0,00	1,02±0,05	83,53±1,04
16	94,94±1,04	5,06±1,04	0,91±0,17	4,16±0,87	5,77±0,01	6,80±1,25	1,73±0,07	1,18±0,00	0,98±0,20	85,00±0,21
17	94,45±0,76	5,55±0,76	1,02±0,25	4,53±0,51	5,54±0,01	11,69±0,49	1,63±0,05	0,90±0,00	0,91±0,00	77,51±1,66
18	94,06±1,39	5,94±1,39	1,14±0,20	4,80±1,19	5,60±0,00	6,04±0,37	2,01±0,36	0,90±0,00	0,98±0,10	81,04±0,42
19	95,02±0,76	4,98±0,76	0,88±0,15	4,10±0,61	5,57±0,01	6,28±1,14	1,88±0,02	1,04±0,20	1,16±0,15	80,01±0,21
20	95,09±0,56	4,91±0,56	0,94±0,12	3,97±0,44	5,53±0,01	8,17±0,86	2,14±0,11	1,18±0,00	1,02±0,05	79,72±1,04

Para se observar com mais clareza o conjunto de dados dispostos na Tabela 10, se utilizou da análise de componentes principais (ACP) para caracterizar as matrizes dos diferentes tratamentos, e assim verificar a influencia das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes (respostas) no conjunto de dados, como se nota na Figura 10.



Verifica-se na análise da Figura 10 que os valores dos resultados oriundos dos tratamentos do ensaio três, apresentaram-se de maneiras diferentes de acordo com os parâmetros das variáveis dependentes, chamadas de descritores: umidade, pH, série de sólidos (totais, fixos e voláteis), redução de sólidos totais (RST), razão SV/ST, demanda química de oxigênio (DQO), redução da demanda química de oxigênio (RDQO), nitrogênio total, acidez volátil, alcalinidade, razão AV/AL, fósforo total e potássio.

Os resultados das análises para os diferentes tratamentos do terceiro ensaio (inoculo alternativo isolado de dejetos bovinos) mostraram-se estatisticamente diferentes, pois se tem os resultados agrupados em quatro quadrantes diferentes no plano do APC, considerando-se 65,54% de explicação em torno dos resultados analisados pelos componentes principais. É possível verificar que no primeiro quadrante um grupo de tratamentos (tratamentos 9, 13, 14, 15, 16, 19 e 20) mostrou-se distinto aos demais, sendo os descritores responsáveis pela formação deste grupo: umidade e RST.

No segundo quadrante do plano, o grupo formado diz respeito aos tratamentos 8, 10, 11, 17 e 18. Os descritores responsáveis por este comportamento foram: potássio, DQO, razão SV/ST e razão AV/AL.

Outro grupo de tratamentos apresenta-se no terceiro quadrante do plano. Este grupo é formado pelos tratamentos 5, 6 e 7 que apresentam similaridades entre si, em especial devido aos descritores: série de sólidos (sólidos totais, fixos e voláteis), acidez volátil, pH e nitrogênio total.

Os tratamentos 1, 2, 3, 4 e 12 apresentam como descritores os resultados de: fósforo, alcalinidade e RDQO. Estes resultados conduziram estes tratamentos ao quarto quadrante do APC, indicando diferenças destes tratamentos perante os demais já mencionados.

5.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS RESULTADOS

Dentre todas as variáveis respostas observadas no exposto anterior, realizaram-se análises estatísticas de apenas cinco resultados para cada ensaio. Foram utilizadas apenas: concentração de nitrogênio total (N), razão acidez e

alcalinidade (AV/AL), porcentagem de redução de DQO (RDQO), razão sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) e por fim a porcentagem de redução de sólidos totais (RST).

A escolha destas variáveis respostas deu-se pela importância que cada um tem em indicar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia. Como o projeto objetivou a produção de um biofertilizante é de suma importância conhecer a concentração de nitrogênio total presente ao final de cada processo de tratamento. Isto se torna necessário, pois um dos componentes majoritários em fertilizantes é o Nitrogênio. Durante o processo atua como fonte de nitrogênio para alguns microrganismos como as bactérias nitrificantes.

A razão entre a concentração de ácidos voláteis e alcalinidade, é importante, pois indica como está acontecendo o desenvolvimento do processo de codigestão, informando a fase onde o processo se encontra, ou seja, a passagem da fase acidogênica para metanogênica. Além disso, indica a estabilidade do processo de reação, que está intimamente ligado com o pH do dejetos em codigestão anaeróbia. No biofertilizante produzido é muito importante que se tenha um fertilizante neutro ou próximo da neutralidade, evitando então possíveis problemas ao solo onde será aplicado (CHERNICHARO, 1997).

A Demanda Química de Oxigênio também é um importante descritor em projetos de caracterização de dejetos animais, pois está vinculada diretamente à quantidade de matéria orgânica, além de auxiliar na fixação de nutrientes e evitar a lixiviação destes. Porém é necessário que ocorra redução neste teor de DQO para que o biofertilizante quando produzido não afete o solo, e possíveis recursos hídricos, se lixiviado.

A redução do teor de sólidos totais em uma amostra é importante, pois determina a fração de sólidos que sofreu degradação durante o processo.

É importante salientar que nas tabelas apresentadas nesta etapa de resultados, houve a necessidade de abreviar algumas palavras para evitar repetição e deixar a tabela com um aspecto mais uniforme e mais organizada. Assim sendo, tem-se: fração de sólidos (FS), razão de mistura (RM) e tempo (t).

Nos gráficos apresentados deve-se considerar a porcentagem na razão de mistura como sendo dejetos suíno. A diferença nesta porcentagem para 100% é de dejetos bovino.

5.3.1 Ensaio sem o uso de inoculos

Os resultados apresentados estão dispostos de maneira a explicar a interação entre a razão de mistura, a fração de sólidos e o tempo utilizado no processo de biodigestão, para cada uma das cinco variáveis respostas analisadas. Os resultados a seguir mostram as análises do conjunto de dados para o delineamento central composto rotacional, utilizando-se como variáveis independentes x, y e z.

5.3.1.1 Nitrogênio Total (N)

Na Tabela 11, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 11 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.

Fatores	Efeitos	Erro Efeitos	$t_{calc.}$	p-valor	Coeficientes	Erro Coeficiente
Média*	135,29	11,19	12,08	0,00*	135,29	11,19
FS (L)*	-171,79	14,86	-11,56	0,00*	-85,90	7,43
FS (Q)*	58,99	14,46	4,08	0,00*	29,43	7,23
RM (L)	21,09	14,86	1,42	0,17	10,54	7,42
RM (Q)	-9,21	14,46	-0,64	0,53	-4,61	7,23
t (L)	-0,33	14,86	-0,02	0,98	-0,17	7,42
t (Q)	-27,73	14,46	-1,92	0,06	-13,86	7,23
FS(L) x RM(L)	-20,01	19,41	-1,03	0,31	-10,00	9,71
FS(L) x t(L)	7,52	19,41	0,39	0,70	3,76	9,71
RM(L) x t(L)	13,75	19,41	0,71	0,48	6,88	9,71

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se os fatores da Tabela 11, pode-se observar que o efeito linear (L) e quadrático (Q) da fração de sólidos, FS, foi significativo com $p < 0,00$ (L) e (Q). Ainda observa-se que a interação entre os três parâmetros não foi significativa em todos os casos ($p > 0,05$), bem como as variáveis: razão de mistura, RM e o tempo, t.

Assim sendo, apenas o efeito linear e quadrático da variável fração de sólidos, FS, foi capaz de influenciar significativamente o nível de nitrogênio total no processo.

Neto et. al. (2002) explicam que a maneira mais confiável para avaliar-se numericamente a eficiência do ajuste de um modelo é através da chamada análise de variância, conhecida como ANOVA. A Tabela 12 apresenta a análise de variância resumida para a variável resposta nitrogênio total, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 12 – Análise de variância para nitrogênio total (N).

Fator	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	241490,9	1	241490,9	202,93
Resíduo	45219,6	38	1189,99	
Total	286710,5	39		

$R^2 = 0,8422$; $F_{\text{tab}} 0,05, 1, 38 = 4,098$

Como observa-se na análise de variância, o valor de F_{calc} para a regressão é alto ($p < 0,05$). A significância entre as médias dos respectivos tratamentos é ainda comprovada por este valor de F_{calc} , que neste caso foi muito superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias e mostrando que o modelo gerado pode ser altamente preditivo.

A Equação 1 representa a expressão matemática gerada pelo modelo multivariado de DCCR para a variável resposta, nitrogênio total. A Figura 11 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 135,29 - 85,90.FS + 29,49.FS^2 + 10,54.RM - 4,61.RM^2 - 10,00.FS.RM \quad (1)$$

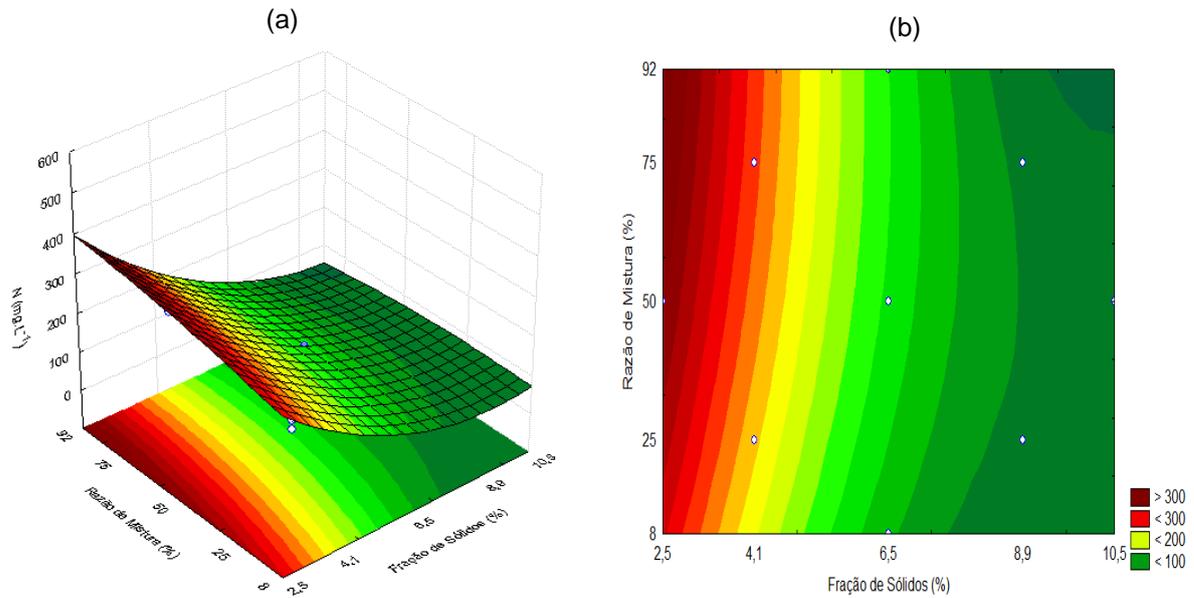


Figura 11 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado no ponto central.

A Equação 2 traz o modelo matemático proveniente da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS), no ensaio um. Os gráficos de superfície de resposta e superfície de contorno (Figura 8) mostram o conteúdo de nitrogênio total em função da fração de sólidos e do tempo de digestão. Neste caso a variável razão de mistura (RM) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 135,29 - 85,90.FS + 29,49.FS^2 - 0,17.t - 13,86.t^2 + 3,76.FS.t \quad (2)$$

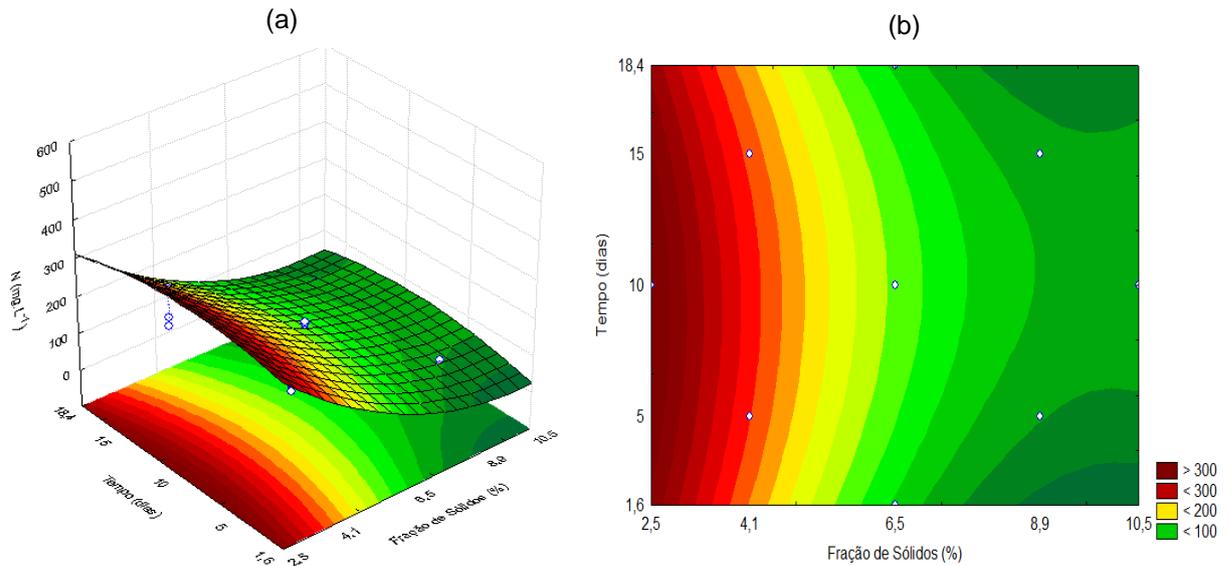


Figura 12 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.

A análise das Figuras 11 e 12 indicam que as maiores concentrações de nitrogênio total são observadas para fração de sólidos (FS) inferior a 4,1%, isso quando este fator está sendo analisado juntamente com a razão de mistura (RM) e o tempo (t), respectivamente.

Quando se associa a razão de mistura (RM) com a fração de sólidos (FS) há um significativo aumento na concentração de nitrogênio total à medida que esta razão aumenta, ou seja, há mais nitrogênio na amostra quando a porcentagem de dejetos suínos é aumentada na mistura. Para o caso do tempo, há um significativo aumento no teor de nitrogênio próximo a dez dias de tratamento, evidenciando que neste caso, o aumento não influencia na variável resposta. É importante destacar que o aumento no teor de sólidos influenciou negativamente a resposta.

A Equação 3 corresponde à expressão matemática para a concentração de nitrogênio total originária da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 13 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 135,29 + 10,54.RM - 4,61.RM^2 - 0,17.t - 13,86.t^2 + 6,88.RM.t \quad (3)$$

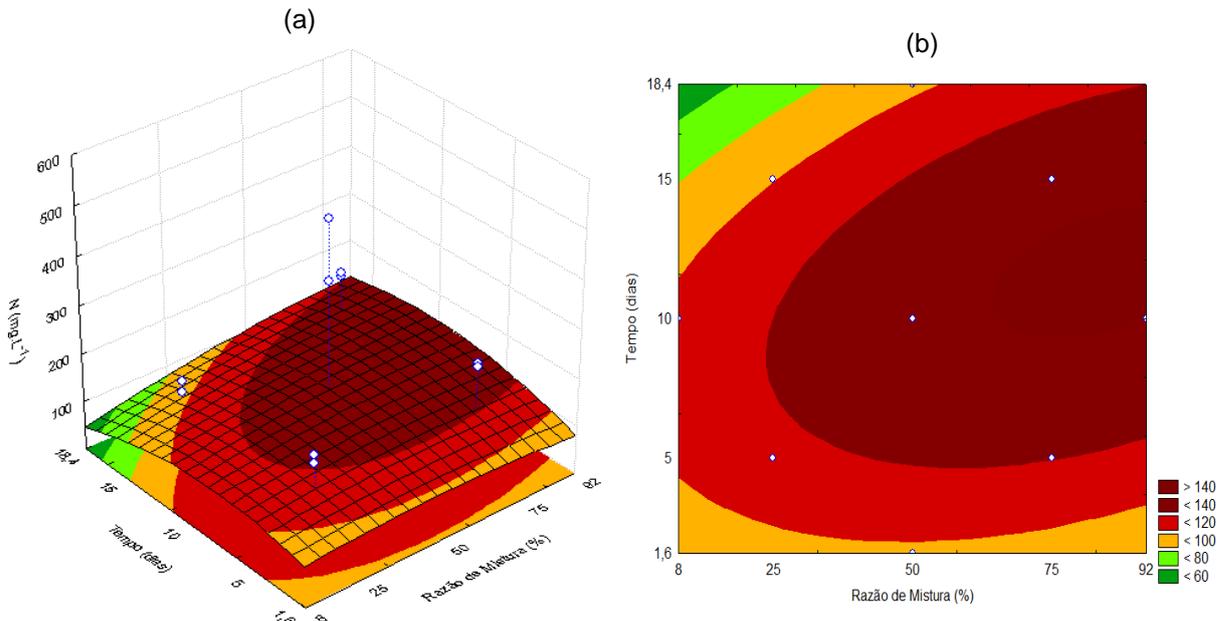


Figura 13 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.

Através da análise da Figura 13, pode-se afirmar que a interação entre o tempo e a razão de mistura confere um significativo aumento na concentração da variável resposta. As maiores concentrações de nitrogênio total são observadas quando a razão de mistura é aumentada, evidenciando mais uma vez que o teor deste constituinte aumenta quando a porcentagem de dejetos suínos também aumenta. Este fato é comprovado ainda na análise de caracterização (Tabela 7), que indica um maior teor de nitrogênio total em amostras contendo mais dejetos suínos.

O tempo também influencia na variável resposta, porém este aumento é notório em intervalo de tempo intermediário, ou seja, próximo de 10 dias. A análise da Figura 9 indica novamente que o aumento no tempo não influencia na resposta.

5.3.1.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)

Na Tabela 13, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não

significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável em questão. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 13 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro Coeficiente
Média*	1,98	0,11	17,71	0,00*	1,98	0,11
FS (L)	0,11	0,15	0,76	0,45	0,06	0,07
FS (Q)*	-0,58	0,14	-3,98	0,00*	-0,29	0,07
RM (L)*	1,11	0,15	7,51	0,00*	0,56	0,07
RM (Q)	-0,05	0,14	-0,32	0,75	-0,02	0,07
t (L)*	-0,32	0,15	-2,18	0,04*	-0,16	0,07
t (Q)*	-0,39	0,14	-2,67	0,01*	-0,19	0,07
FS(L) x RM(L)*	-0,52	0,19	-2,70	0,01*	-0,26	0,10
FS(L) x t(L)	0,14	0,19	0,72	0,48	0,07	0,10
RM(L) x t(L)*	0,47	0,19	2,41	0,02*	0,23	0,10

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ao analisar-se a Tabela 13, nota-se que o efeito quadrático (Q) da fração de sólidos foi muito significativo com $p < 0,00$ (Q). Além deste, o efeito linear da razão de mistura se mostrou altamente significativo $p < 0,00$ (L). Os efeitos linear (L) e quadrático (Q) do tempo influenciaram significativamente na resposta, com $p < 0,04$ e $p < 0,01$, respectivamente. Ainda observa-se que a interação entre a fração de sólidos e a razão de mistura ($p < 0,01$), bem como a interação entre esta razão de mistura e o tempo ($p < 0,02$), foram bastante significativos com efeito linear (L) para ambas as interações. Já o efeito linear (L) da fração de sólidos, o efeito quadrático (Q) da razão de mistura e o efeito linear (L) da interação fração de sólidos e tempo não foram significativos sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 14 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta razão acidez volátil e alcalinidade, AV/AL, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 14 – Análise de Variância para a variável AV/AL.

Fator	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	14,52	5	2,90	21,89
Resíduo	4,51	34	0,13	
Total	19,03	39		

$$R^2 = 0,7629; F_{\text{tab}, 0,05,5,34} = 2,482$$

Pela análise de variância, com intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 76,29%, sendo que o restante, 23,71% foi atribuído aos resíduos. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

Na Equação 4 pode-se observar a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta razão AV/AL. A Figura 14 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 1,98 + 0,56.FS - 0,29.FS^2 + 0,56.RM - 0,02.RM^2 - 0,26.FS.RM \quad (4)$$

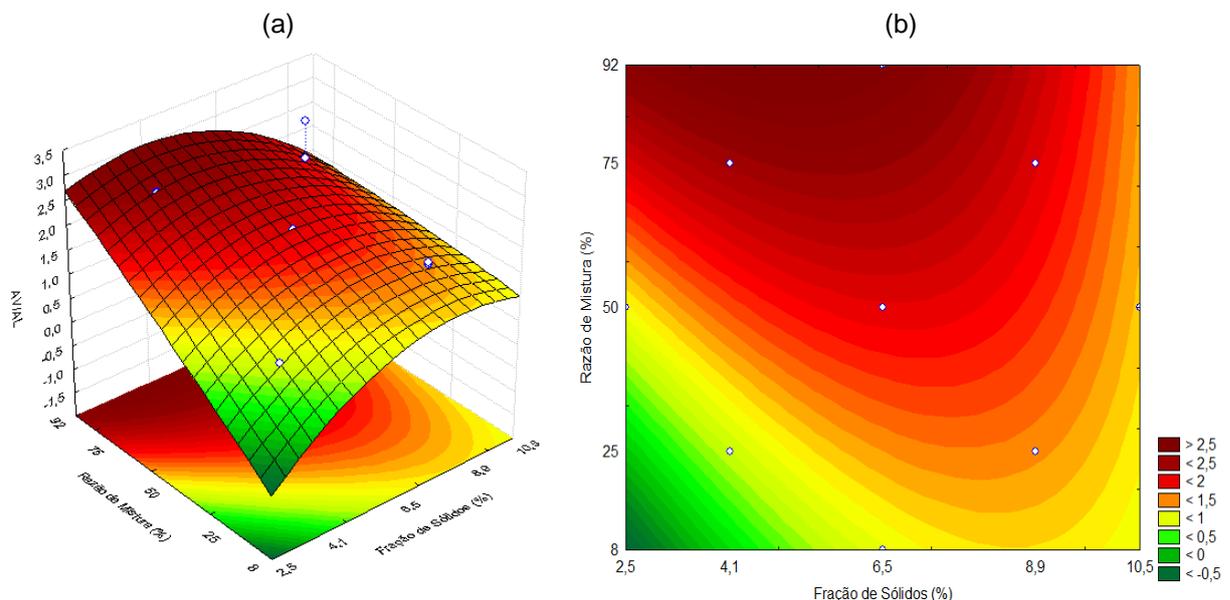


Figura 14 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

A razão AV/AL, expressa a relação entre a acidez volátil e a alcalinidade de um determinado processo, e indica a estabilidade deste, pois quanto menor for a esta relação, menos oscilante esta o pH do processo de biodigestão. Pela análise da Figura 14, pode-se afirmar que há um aumento na razão AV/AL quando aumenta-se a porcentagem de dejetos suíno na mistura, o que não é interessante, pois há uma instabilidade no processo. Com fração de sólidos e razão de mistura menor, há um decréscimo na relação AV/AL, indicando estabilidade no pH do sistema.

Na Equação 5 pode-se observar a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 15 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 1,98 + 0,06.FS - 0,29.FS^2 - 0,16.t - 0,19.t^2 - 0,07.FS.t \quad (5)$$

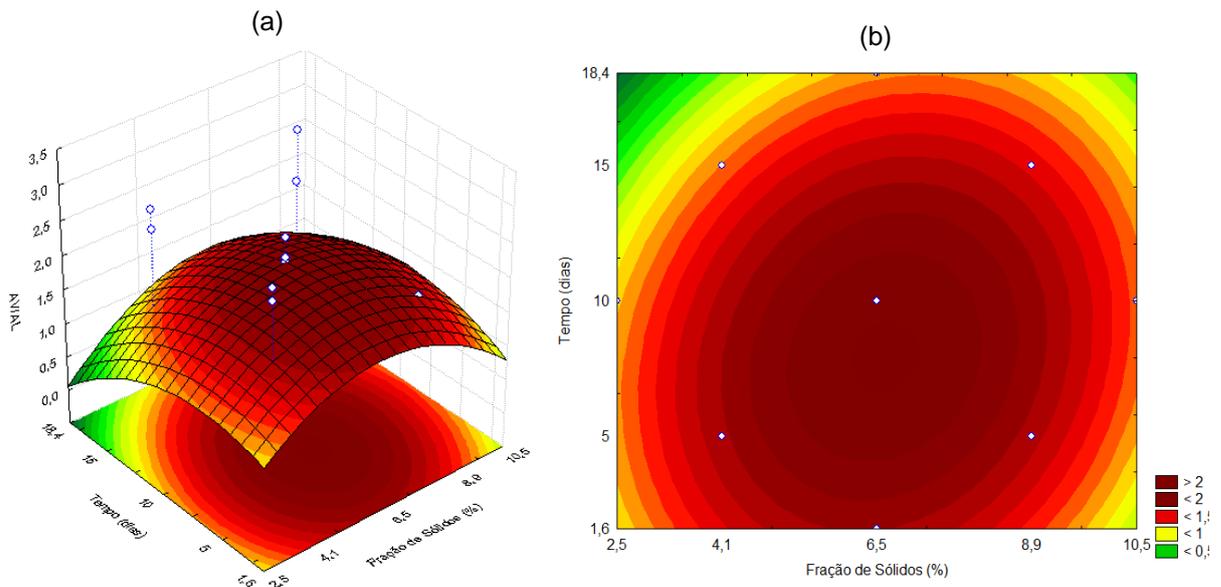


Figura 15 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.

Quando se faz a variação entre o tempo e a fração de sólidos (Figura 15), no caso desta variável resposta, observa-se um significativo aumento da razão AV/AL ao centro da curva de contorno, indicando que os valores centrais do tempo e da fração de sólidos elevam os valores desta relação. Por isso, é interessante manter

valores maiores para o tempo e a fração de sólidos, evitando este aumento na razão AV/AL.

A Equação 6 corresponde à expressão matemática para a relação AV/AL oriunda da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 16 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$AV/AL = 1,98 + 0,56.RM - 0,02.RM^2 - 0,16.t - 0,19.t^2 + 0,23.RM.t \quad (6)$$

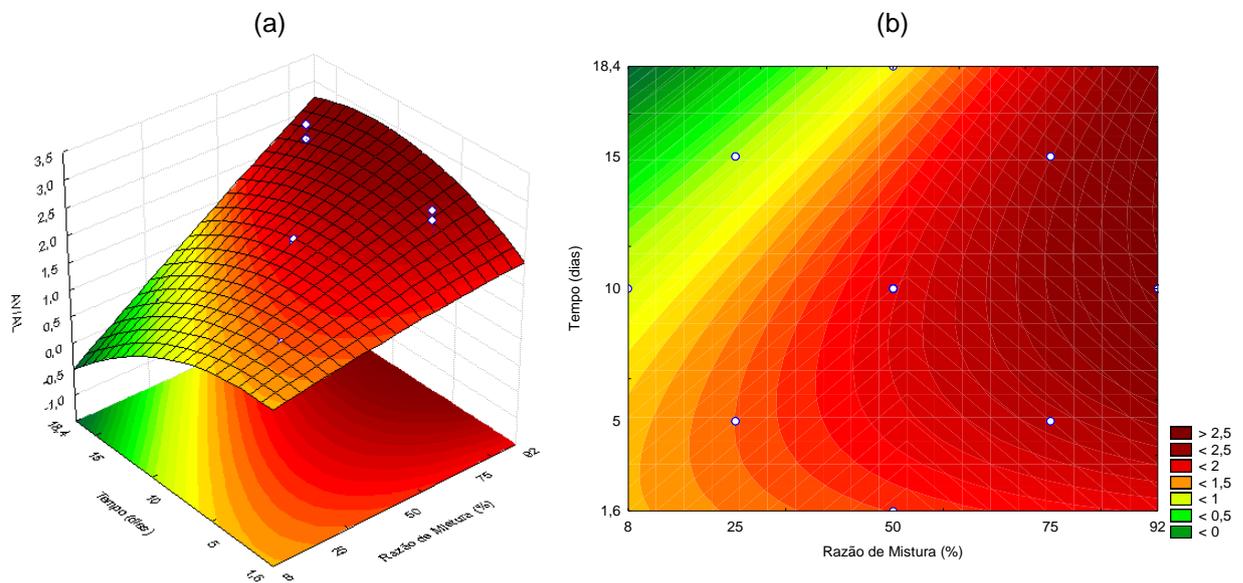


Figura 16 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.

Como se observa na Figura 16 o aumento na relação AV/AL acontece quando a razão de mistura também aumenta, ou seja, em maiores porcentagem de dejetos suínos há também um aumento no teor ácido, que por sua vez eleva a razão AV/AL. Para uma maior porção de dejetos bovinos (razão de mistura menor), a relação entre a acidez e a alcalinidade é diminuída, e assim sendo o processo é mais estável. Pode-se destacar ainda que em tempo maior, acima de 15 dias tem-se um processo mais estável, ou seja, sem muita variação no pH da biodigestão.

5.3.1.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)

Na Tabela 15, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável RDQO. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 15 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	98,76	0,28	348,63	0,00*	98,76	0,28
FS (L)*	-2,88	0,38	-7,66	0,00*	-1,44	0,19
FS (Q)*	-2,45	0,37	-6,69	0,00*	-1,22	0,18
RM (L)*	-0,81	0,38	-2,15	0,04*	-0,40	0,19
RM (Q)	-0,37	0,37	-1,01	0,32	-0,18	0,18
t (L)	0,67	0,38	1,78	0,09	0,33	0,19
t (Q)	-0,67	0,37	-1,84	0,08	-0,34	0,18
FS(L) x RM(L)	-0,80	0,49	-1,62	0,12	-0,40	0,25
FS(L) x t(L)*	1,16	0,49	2,37	0,02*	0,58	0,25
RM(L) x t(L)	0,80	0,49	1,63	0,11	0,40	0,25

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Na análise da Tabela 15, tem-se observado que o efeito quadrático (Q) e o efeito linear (L) da fração de sólidos foi muito significativo com $p < 0,00$ (Q) e (L). Além deste, o efeito linear da razão de mistura se mostrou significativo com $p < 0,04$ (L). Os efeitos linear (L) e quadrático (Q) do tempo não influenciaram significativamente na resposta, e além destes o efeito quadrático (Q) da razão de mistura também não foi significativo sobre a variável resposta ($p > 0,05$). Ainda observa-se que a interação entre a fração de sólidos e o tempo ($p < 0,02$), foi bastante significativa com efeito linear (L). A razão de mistura em interação tanto com o tempo, quanto com a fração de sólidos, apresentou efeito linear insignificante sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 16 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 16 – Análise de variância para a variável RDQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	119,14	119,143	39,71	49,39
Resíduo	28,94	28,9436	0,80	
Total	149,08	149,0839		

$$R^2 = 0,8045; T_{\text{tab}, 0,05, 3,36} = 2,87$$

Analisando a Tabela 16, com análise de variância no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 80,45%, sendo que o resíduo foi de 19,54%. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

A Equação 7 expressa a equação numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO. A Figura 17 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 98,76 - 1,44.FS - 1,22.FS^2 - 0,40.RM - 0,18.RM^2 - 0,40.FS.RM \quad (7)$$

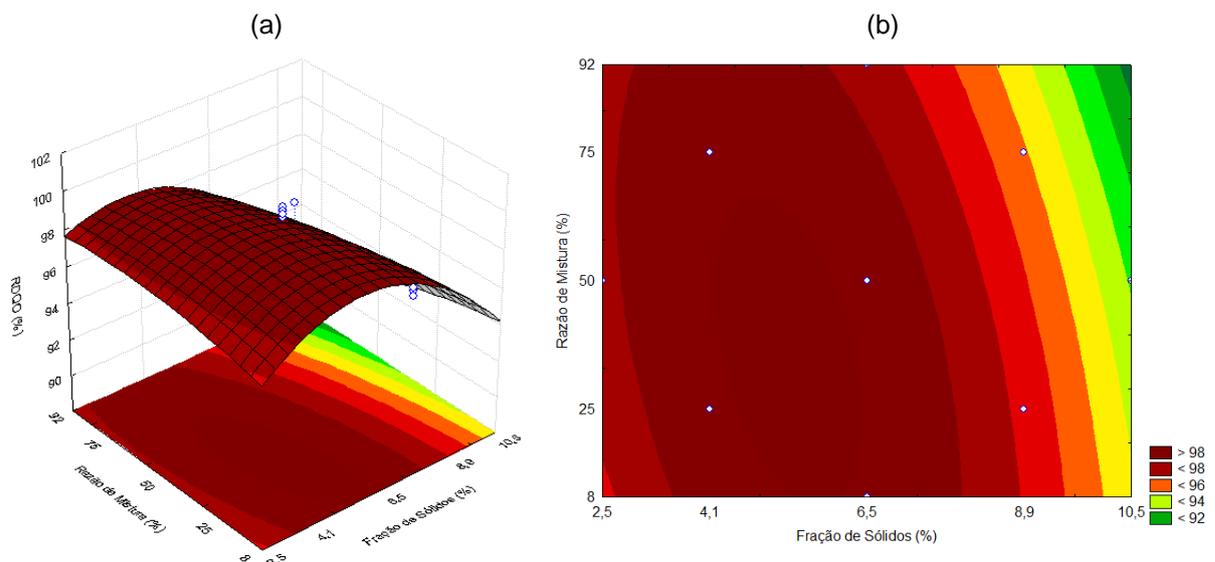


Figura 17 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

A expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS), pode ser observada na Equação 8. Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 18 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 98,75 - 1,44.\text{FS} - 1,22.\text{FS}^2 + 0,33.t - 0,34.t^2 + 0,58.\text{FS}.t \quad (8)$$

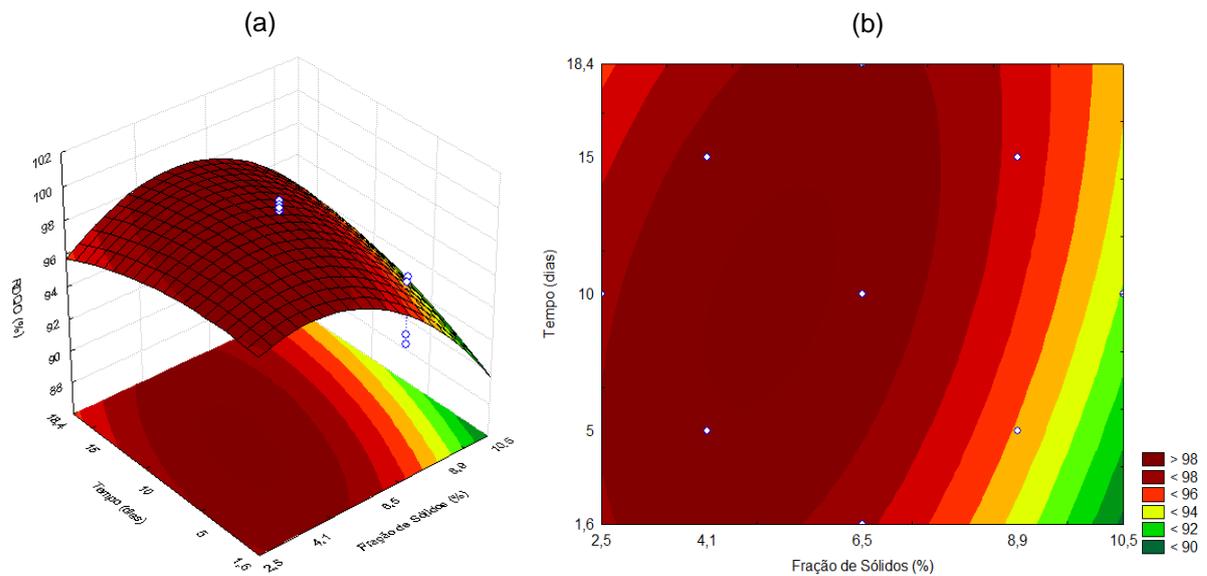


Figura 18 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.

A Equação 9 corresponde à Figura 19 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta RDQO, variando-se o tempo e a razão de mistura, com a fração de sólidos sendo fixada no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 98,76 - 0,40.RM - 0,18.RM^2 + 0,33.t - 0,34.t^2 + 0,40.RM.t \quad (9)$$

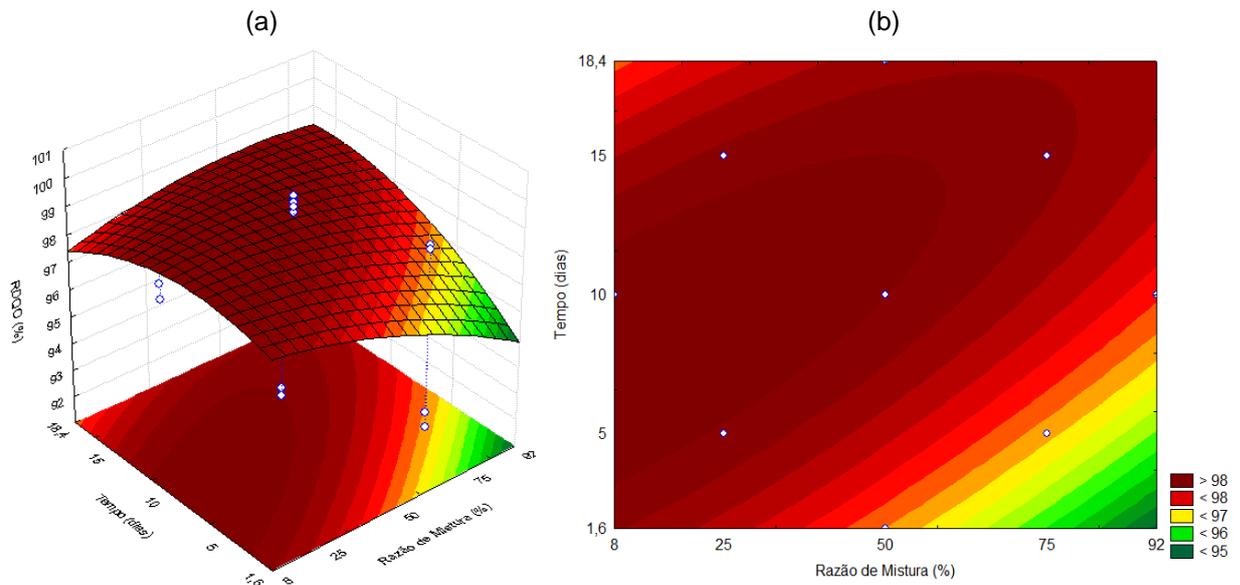


Figura 19 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.

A variável RDQO indica a porcentagem de redução na demanda química de oxigênio para os dejetos antes e depois do processo de biodigestão. Analisando-se as Figuras 17, 18 e 19, observa-se certa semelhança entre as curvas de contorno, onde há maior redução na DQO dos dejetos em amplo intervalo na curva de contorno. Para todos os casos, ou seja, na interação entre todas as variáveis observa-se comportamento semelhante. Isto indica que a variável tempo em interação com a razão de mistura e com a fração de sólidos, não apresenta variação significativa, indicando o mesmo comportamento em diferentes intervalos de tempo.

A variável fração de sólidos (FS), em interação com a razão de mistura e com o tempo, também apresenta comportamento semelhante, pois há maior redução na DQO para fração de sólidos menor que 8,9%. Para fração de sólidos maior o efeito observado é indesejado sob a resposta, pois a redução da DQO não é tão pronunciada.

A razão de mistura (RM), em interação com a fração de sólidos não modifica a resposta, ou seja, dentre as porcentagens apresentadas não houve mudanças explícitas na redução da DQO. Quando esta variável interage com o tempo (t), observa-se que em tempo menor e porcentagem de resíduos suíno maior, há um decréscimo na redução de DQO, o que não é interessante.

5.3.1.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST)

Na Tabela 17, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável SV/ST. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 17 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	0,75	0,02	47,56	0,00*	0,75	0,02
FS (L)*	-0,17	0,02	-7,92	0,00*	-0,08	0,01
FS (Q)*	-0,05	0,02	-2,52	0,02*	-0,03	0,01
RM (L)	0,03	0,02	1,64	0,11	0,02	0,01
RM (Q)	0,03	0,02	1,35	0,19	0,01	0,01
t (L)	0,02	0,02	0,75	0,46	0,01	0,01
t (Q)	0,00	0,02	0,06	0,95	0,00	0,01
FS(L) x RM(L)*	0,07	0,03	2,45	0,02*	0,03	0,01
FS(L) x t(L)	0,05	0,03	1,80	0,08	0,02	0,01
RM(L) x t(L)	0,04	0,03	1,37	0,18	0,02	0,01

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Pela análise da Tabela 17, observa-se que a variável fração de sólidos mostrou-se significativa sobre a variável resposta para o efeito linear (L) e quadrático (Q), com $p < 0,00$ para ambos os casos. O efeito linear (L) da interação entre a fração de sólidos e a razão de mistura também é significativa com $p < 0,02$. Para as variáveis: razão de mistura e tempo, o efeito linear (L) e o efeito quadrático (Q) não foram significativos sobre a variável resposta ($p > 0,05$). Ainda observa-se que a variável tempo em interação tanto com a fração de sólidos, quanto com a razão de mistura, apresentou efeito linear insignificante sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 18 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 18 – Análise de variância para a variável SV/ST.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	0,26	2	0,13	53,11
Resíduo	0,09	37	0,002	
Total	0,35	39		

$R^2 = 0,7416$; $T_{\text{tab}, 0,05, 2, 37} = 3,29$.

Para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$), pode-se considerar satisfatório os resultados desta análise, pois se observa uma variação em torno da média sendo explicada de aproximadamente 74,16%, sendo que o resíduo foi de 25,84%. Além disso, o valor de F_{calc} foi maior que seu respectivo valor tabelado, sendo assim, há significância evidenciada entre as médias.

A Equação 10 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta razão sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST). A Figura 20 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundos da expressão matemática para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{SV/ST} = 0,75 - 0,09.\text{FS} - 0,03.\text{FS}^2 + 0,02.\text{RM} + 0,01.\text{RM}^2 + 0,03.\text{FS}.\text{RM} \quad (10)$$

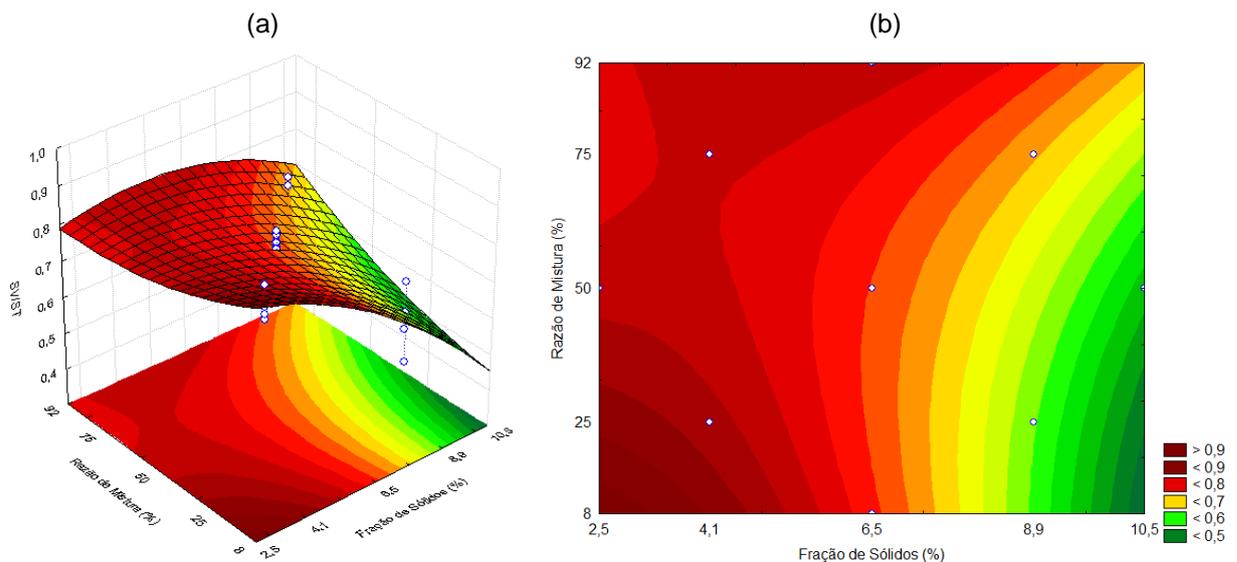


Figura 20 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado em nível zero.

Na Equação 11 pode-se observar a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 21 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) foi mantida fixa no ponto central.

$$SV/ST = 0,75 - 0,08.FS - 0,03.FS^2 + 0,008.t + 0,0007.t^2 + 0,02.FS.t \quad (11)$$

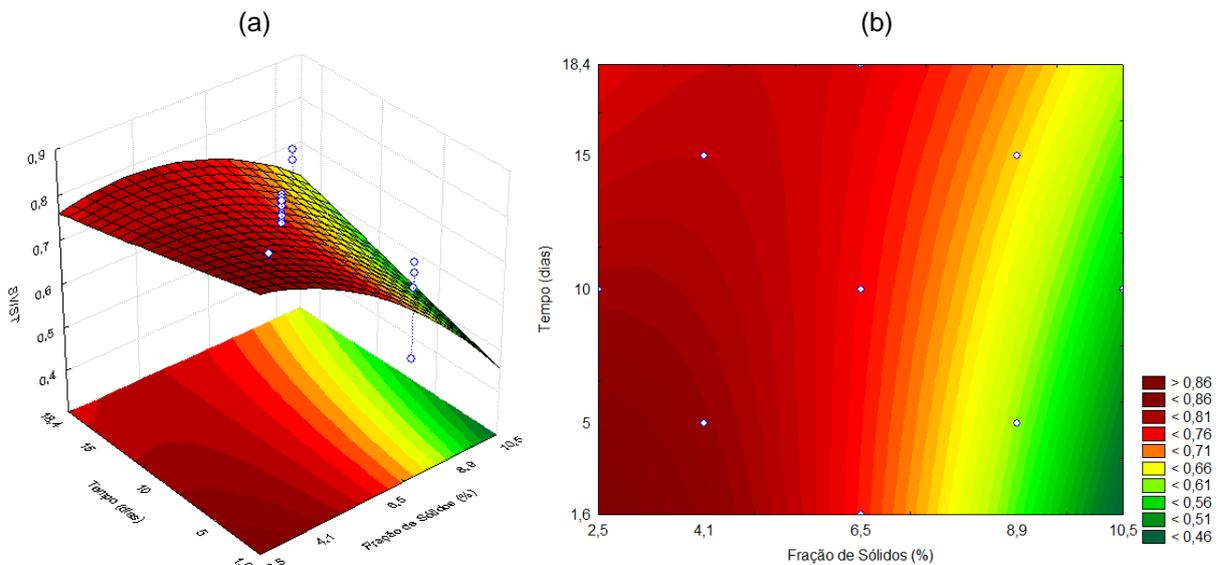


Figura 21 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada ao nível zero.

A razão SV/ST, indica a relação entre o teor de sólidos voláteis e sólidos totais presentes na amostra de dejetos tratados. Na análise das Figuras 20 e 21, observa-se certa semelhança entre as curvas de contorno apresentadas. A variável fração de sólidos (FS) em interação com o tempo (t) e a razão de mistura (RM), nota-se que em fração de sólidos abaixo do ponto central a razão SV/ST é aumentada, o que não se observa em fração de sólidos maior. O tempo e a razão de mistura em interação com a fração de sólidos, não se pode destacar uma faixa considerada ideal, ou seja, em todos os intervalos estudados não ocorreu alteração na variável resposta.

A Equação 12 corresponde à Figura 22 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta SV/ST, variando-se o tempo e a razão de mistura, com a fração de sólidos sendo fixada no ponto central.

$$SV/ST = 0,75 + 0,02.RM + 0,01.RM^2 + 0,008.t + 0,0007.t^2 + 0,02.RM.t \quad (12)$$

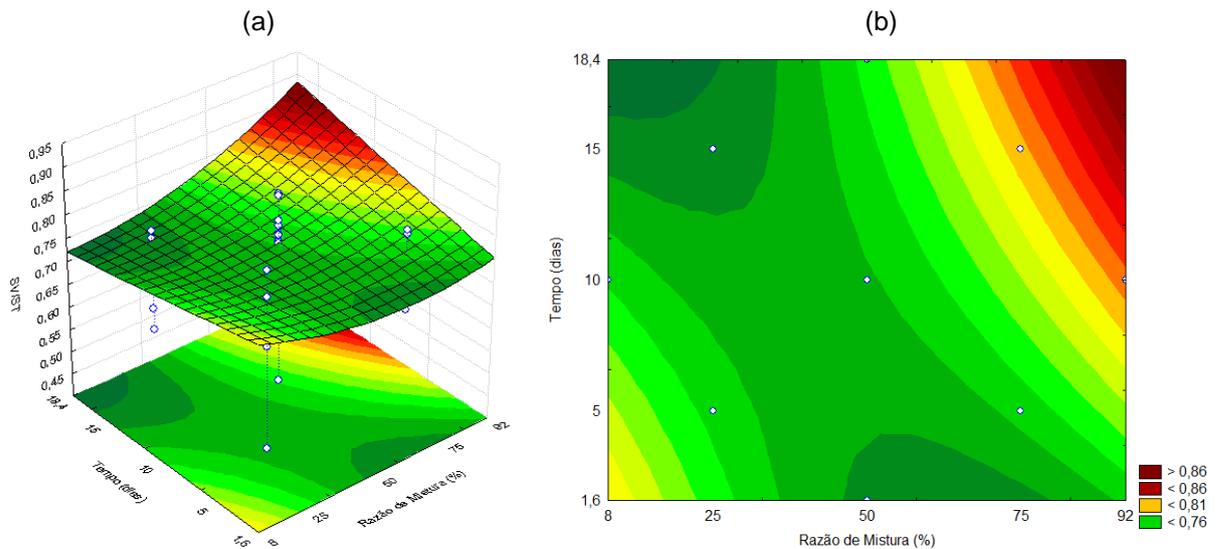


Figura 22 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada ao nível zero.

Como se observa na Figura 22 ocorre um significativo aumento na relação SV/ST quando a interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM), é aumentada até os níveis máximos. Sendo assim, com tempo de biodigestão abaixo de 10 dias e fração de mistura menor que 50% têm-se os menores índices na relação SV/ST.

5.3.1.5 Redução de Sólidos Totais (RST)

Na Tabela 19, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável Redução de Sólidos Totais (RST). Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 19 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	32,87	2,38	13,84	0,00*	32,87	2,38
FS (L)*	-23,41	3,15	-7,43	0,00*	-11,71	1,58
FS (Q)*	18,10	3,07	5,90	0,00*	9,05	1,53
RM (L)*	10,74	3,15	3,41	0,00*	5,37	1,58
RM (Q)	4,17	3,07	1,36	0,18	2,09	1,53
t (L)	3,70	3,15	1,17	0,25	1,85	1,58
t (Q)	-3,04	3,07	-0,99	0,33	-1,52	1,53
FS(L) x RM(L)	2,20	4,12	0,54	0,60	1,10	2,06
FS(L) x t(L)	2,44	4,12	0,59	0,56	1,22	2,06
RM(L) x t(L)*	10,55	4,12	2,56	0,02*	5,28	2,06

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se a Tabela 19, observa-se que a variável fração de sólidos mostrou-se significativa sobre a variável resposta para o efeito linear (L) e também quadrático (Q), com $p < 0,00$ para ambos os casos. Também é significativo o efeito linear (L) da variável razão de mistura, com $p < 0,00$, variável esta, que não apresenta efeito quadrático (Q) sobre a resposta, portanto não influenciando significativamente ($p > 0,05$). No entanto, os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da variável tempo também não foram significativos, não alterando significativamente a resposta, com $p > 0,05$. O efeito linear (L) para a variável fração de sólidos mostrou-se estatisticamente insignificante quando interage com o tempo e a razão de mistura, não provocando mudanças na redução do teor de sólidos totais ($p > 0,05$). Apenas o efeito linear (L) da interação entre a razão de mistura e o tempo foi considerado capaz de alterar a resposta, pois esta interação é significativa apresentando $p < 0,02$.

A Tabela 20 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução do teor de sólidos totais, RST, considerando-se o delineamento proposto no planejamento.

Tabela 20 – Análise de variância para a variável RST.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	7699,85	3	2566,62	45,40
Resíduo	2035,22	36	56,534	
Total	9735,07	39		

$R^2 = 0,7909$; $T_{\text{tab}, 0,05, 3, 36} = 2,87$

Ao nível de significância de 5%, considera-se satisfatório os resultados desta análise, pois se obteve uma variação em torno da média sendo explicada de aproximadamente 79,09%, sendo que o resíduo foi de 20,91%. Além disso, o valor de F_{calc} foi maior que seu respectivo valor tabelado, sendo assim, há significância evidenciada entre as médias.

A Equação 13 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução de sólidos totais (RST). A Figura 23 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 32,87 - 11,70.FS + 9,05.FS^2 + 5,37.RM + 2,09.RM^2 + 1,10.FS.RM \quad (13)$$

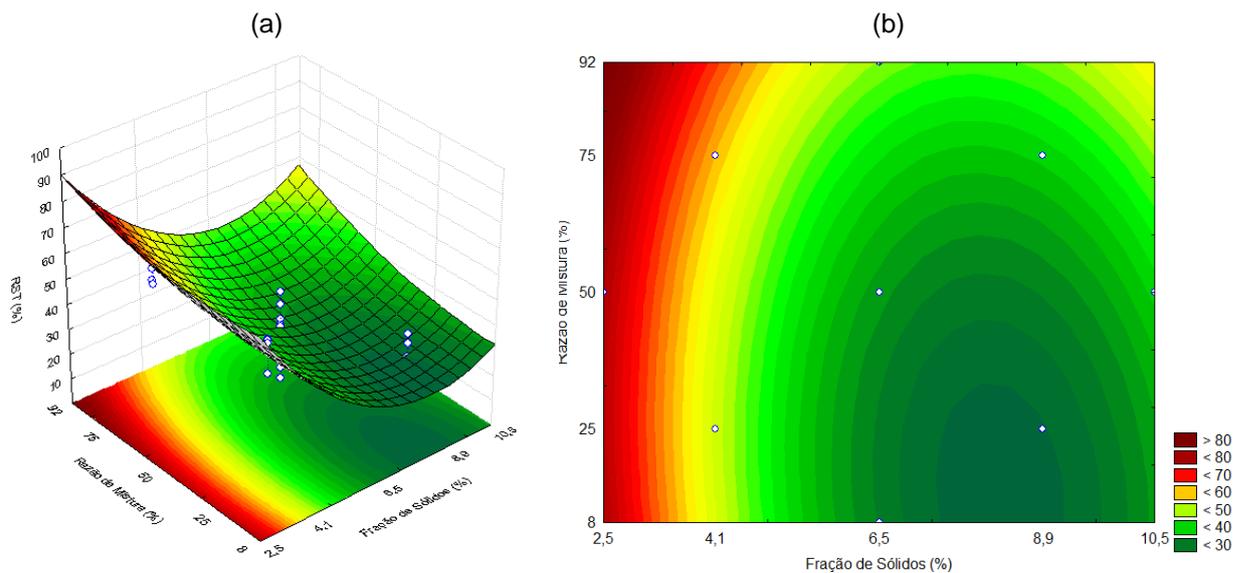


Figura 23 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.

A Equação 14 corresponde à Figura 24 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta redução de sólidos totais, RST, variando-se o tempo e a fração de sólidos, com a razão de mistura sendo fixada no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 32,87 - 11,70 \cdot \text{FS} + 9,05 \cdot \text{FS}^2 + 1,85 \cdot t - 1,52 \cdot t^2 + 1,21 \cdot \text{FS} \cdot t \quad (14)$$

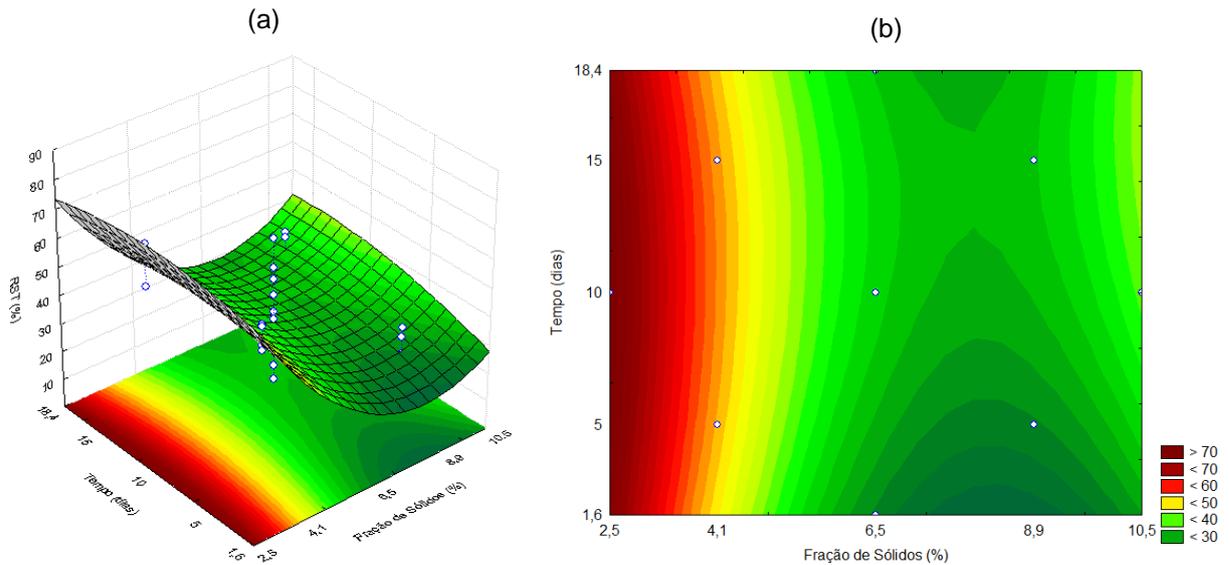


Figura 24 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.

Pela análise das Figuras 23 e 24, nota-se certa semelhança no comportamento da curva de contorno. Esta semelhança ocorre, pois em fração de sólidos baixa, ocorre maior redução na porcentagem de sólidos totais após a biodigestão. Para a interação da variável fração de sólidos com a razão de mistura e com o tempo, observa-se que em ambos os casos somente ocorreu variações significativas em baixos valores de fração de sólidos. O tempo e a razão de mistura não apresentaram variações significativas para os intervalos estudados.

A Equação 15 representa a expressão numérica para a interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). Esta interação pode ser analisada na Figura 25, a qual representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para os parâmetros citados, considerando-se a variável fração de sólidos fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 32,87 + 5,37.RM + 2,09.RM^2 + 1,85.t - 1,52.t^2 + 5,28.RM.t \quad (15)$$

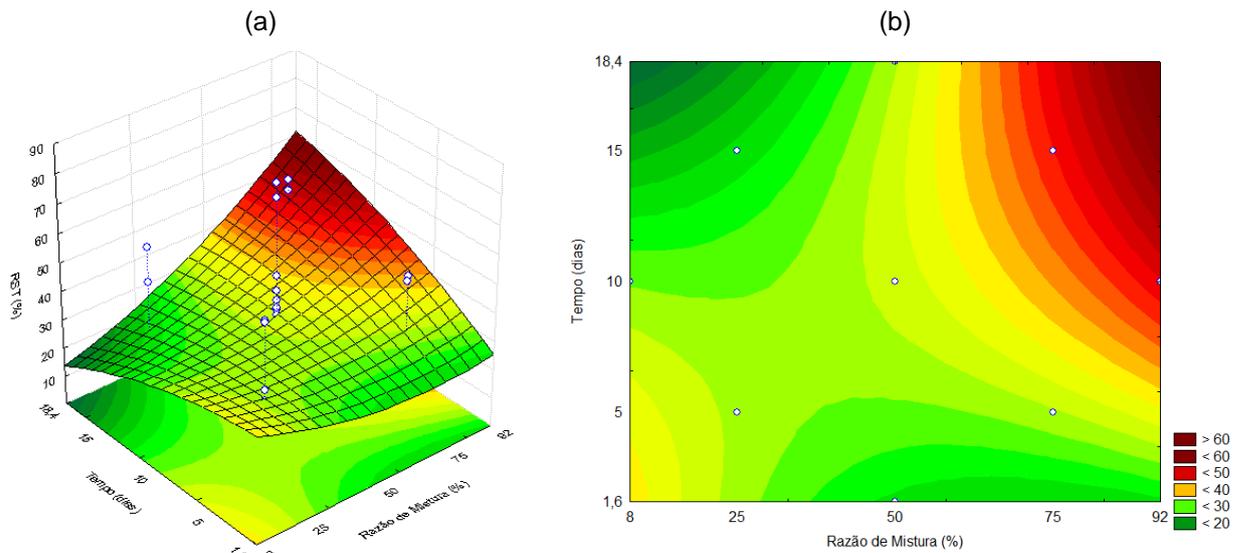


Figura 25 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.

Ao verificar a interação entre o tempo e a razão de mistura, e seu efeito sobre a variável resposta, percebe-se que há aumento na redução de sólidos totais em um único ponto específico e extremo. Essa redução é notada quando se aumenta o tempo e a razão de mistura a valores máximos, isto é, em tempo acima de 10 dias, e porcentagem de dejetos suínos acima de 75%. Estas características afirmam ainda um efeito indesejável sobre a resposta quando se estuda valores médios para as variáveis citadas.

5.3.2 Ensaio com o uso de inoculo da Rede de Saneamento Básico

Os resultados desta etapa estão dispostos de maneira a explicar a interação entre a razão de mistura, a fração de sólidos e o tempo utilizado no processo de biodigestão, quando se utilizou um inoculo da Rede de Saneamento Básico para se avaliar o processo. Os resultados apresentados correspondem às cinco variáveis respostas selecionadas no início deste estudo.

5.3.2.1 Nitrogênio Total (N)

Na Tabela 21, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 21 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	Tcalc	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	865,62	86,49	10,01	0,00*	865,62	86,49
FS (L)*	332,00	114,77	2,89	0,01*	166,00	57,39
FS (Q)	137,04	111,73	1,23	0,23	68,52	55,86
RM (L)	222,73	114,77	1,94	0,06	111,37	57,39
RM (Q)	-221,81	111,73	-1,99	0,06	-110,91	55,86
t (L)	108,57	114,77	0,95	0,35	54,29	57,39
t (Q)*	-246,56	111,73	-2,21	0,04*	-123,28	55,86
FS(L) x RM(L)	-70,00	149,96	-0,47	0,64	-35,00	74,98
FS(L) x t(L)*	-420,00	149,96	-2,80	0,01*	-210,00	74,98
RM(L) x t(L)	-52,50	149,96	-0,35	0,73	-26,25	74,98

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se os fatores da Tabela 21, pode-se observar que o efeito linear (L) da fração de sólidos, FS, foi muito significativo com $p < 0,01$ (L). Também foi significativo o efeito quadrático (Q) da variável tempo (t), com $p < 0,00$ (Q). Ainda observa-se que a interação entre as variáveis tempo (t) e fração de sólidos (FS) apresentou efeito (L) linear significativo sobre a resposta para $p < 0,01$ (L). O efeito quadrático (Q) da fração de sólidos, FS; efeitos linear (L) e quadrático (Q) da razão de mistura, RM, bem como o efeito linear do tempo (t), não apresentaram significância ($p > 0,05$) sobre a concentração de nitrogênio total. Também não se mostraram significativos os efeitos lineares (L) das interações entre a razão de mistura com a fração de sólidos e com o tempo, ambas com $p > 0,05$.

Neto et. al. (2002) explicam que a maneira mais confiável para avaliar-se numericamente a eficiência do ajuste de um modelo é através da chamada análise de variância, conhecida como ANOVA. A Tabela 22 apresenta a análise de variância resumida para a variável resposta nitrogênio total, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 22 – Análise de variância para nitrogênio total (N).

Fator	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	2865559,53	2	1432779,77	19,65
Resíduo	2698390,47	37	72929,47	
Total	5563950,00	39		

$R^2 = 0,5150$; $F_{\text{tab } 0,05,2,37} = 3,29$

Como observa-se na análise de variância, os valores da regressão são elevados para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$). Isto evidencia uma eficiência na resposta média de aproximadamente 51,50%, sendo que 48,50% devem ser atribuídos aos resíduos. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso é superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias (BOX, HUNTER, HUNTER, 1978).

A Equação 16 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta nitrogênio total. A Figura 26 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 865,62 + 165,99.FS + 68,52.FS^2 + 111,36.RM - 110,91.RM^2 - 35,00.FS.RM \quad (16)$$

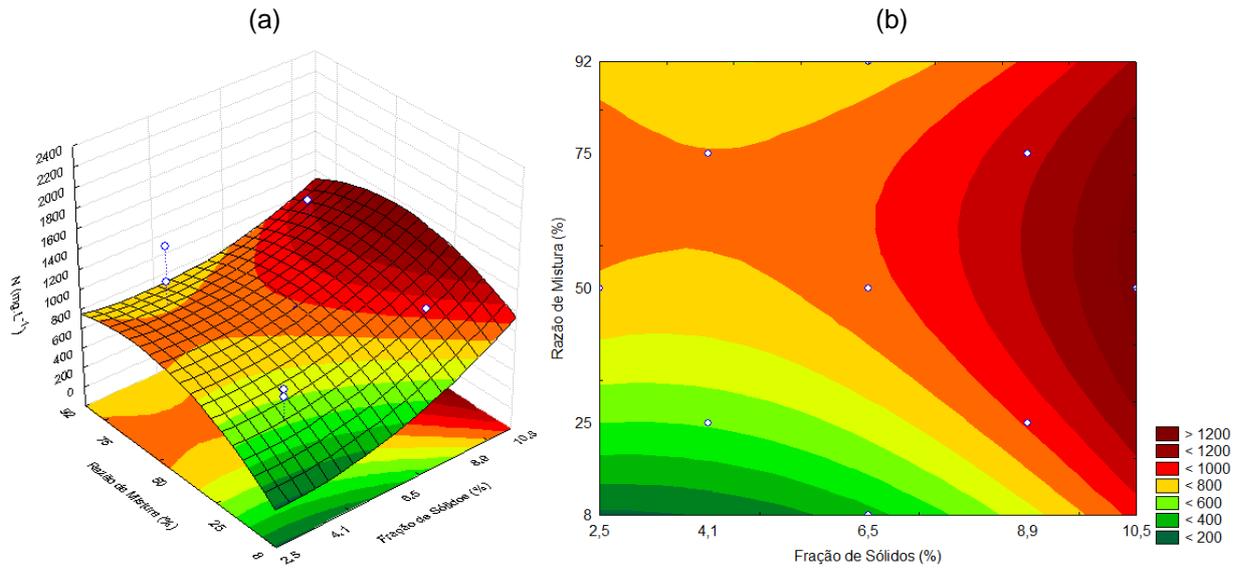


Figura 26 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta nitrogênio total em função da razão de mistura e da fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.

A Equação 17 nos traz a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 27 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 865,62 + 165,99.FS + 68,52.FS^2 + 54,28.t - 123,28.t^2 - 210,00.FS.t \quad (17)$$

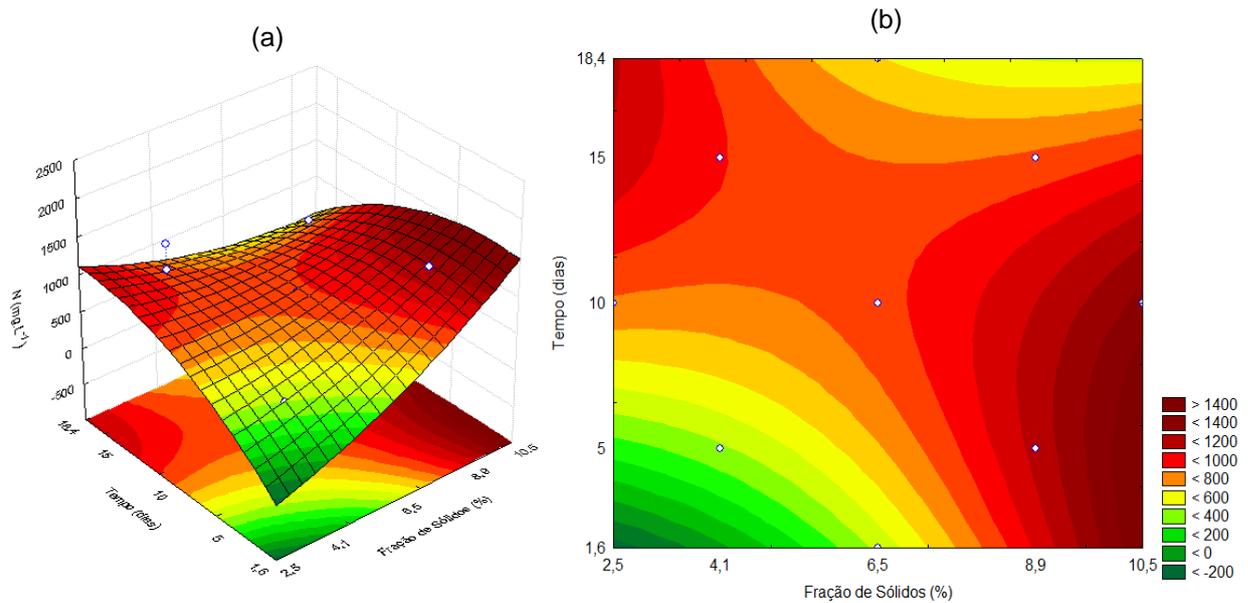


Figura 27 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.

Através da análise das Figuras 26 e 27, observa-se maior teor de nitrogênio total quando a fração de sólidos (FS) é aumentada, à medida que se aumentam a razão de mistura (RM) e o tempo (t).

Quando se associa a razão de mistura (RM) com a fração de sólidos (FS) há um significativo aumento na concentração de nitrogênio total quando a proporção de mistura encontra-se próxima de 50% para ambos os dejetos. Para o caso da variável tempo, pode-se afirmar que este não influencia diretamente sobre a concentração de nitrogênio total, sendo que nesta combinação de variáveis a influencia é notada basicamente em fração de sólidos maiores. É importante frisar que teores de sólidos menores que 8,9% acabaram por influenciar negativamente na variável resposta.

A Equação 18 corresponde à expressão matemática para a concentração de nitrogênio total originária da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 28 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 865,62 + 111,37.RM - 110,91.RM^2 + 54,29.t - 123,28.t^2 - 26,25.RM.t \quad (18)$$

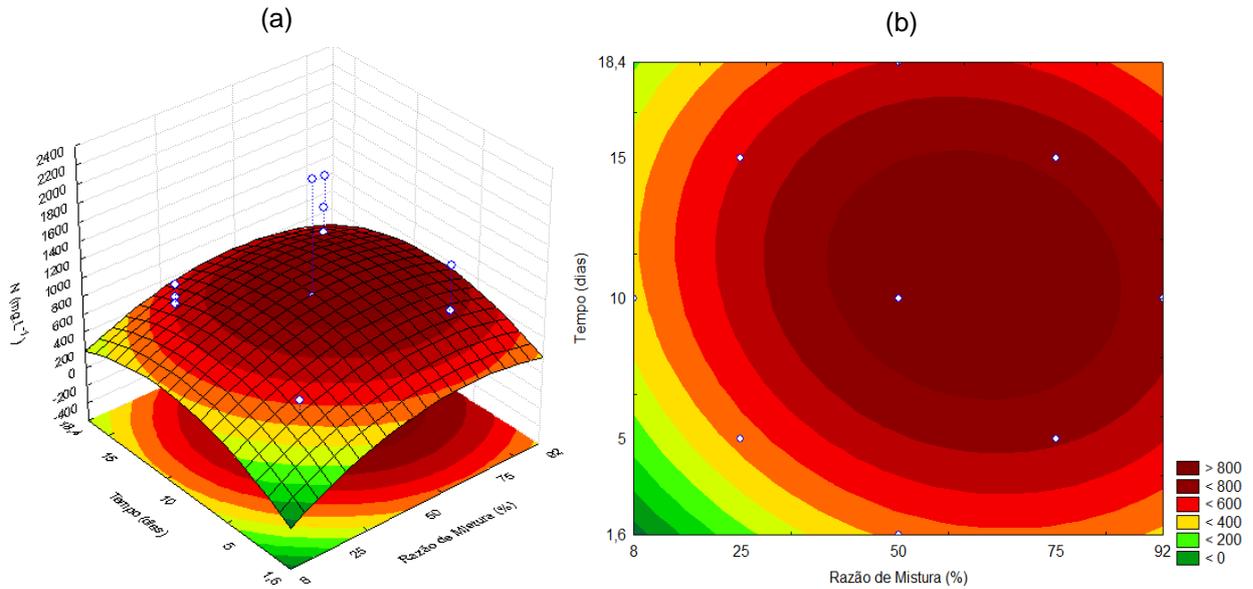


Figura 28 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.

Através da análise da Figura 28, pode-se afirmar que a interação entre o tempo e a razão de mistura confere um significativo aumento na concentração da variável resposta. As maiores concentrações de nitrogênio total são observadas praticamente em todos os teores da mistura, pois, quantidades de mistura acima de 25% conferiram um significativo aumento na quantidade de nitrogênio total para o biofertilizante.

O tempo também influencia na variável resposta, pois acima de 5 dias há um aumento notável na concentração de nitrogênio total. Para este caso, provocar um aumento no tempo auxilia na biodigestão da amostra, formando maiores teores de nitrogênio total.

5.3.2.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)

Na Tabela 23, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a

variável em questão. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 23 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro Coeficiente
Média*	6,26	0,61	10,23	0,00*	6,26	0,61
FS (L)*	4,82	0,81	5,94	0,00*	2,41	0,41
FS (Q)	-1,09	0,79	-1,38	0,18	-0,55	0,40
RM (L)*	-2,65	0,81	-3,26	0,00*	-1,32	0,41
RM (Q)	-0,59	0,79	-0,75	0,46	-0,30	0,40
t (L)*	-2,56	0,81	-3,15	0,00*	-1,28	0,41
t (Q)	-0,74	0,79	-0,94	0,35	-0,37	0,40
FS(L) x RM(L)	-1,90	1,06	-1,80	0,08	-0,95	0,53
FS(L) x t(L)*	-2,49	1,06	-2,35	0,03*	-1,25	0,53
RM(L) x t(L)*	3,46	1,06	3,26	0,00*	1,73	0,53

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ao analisar-se a Tabela 23, nota-se que o efeito linear (L) da fração de sólidos foi muito significativo com $p < 0,00$ (L). Além deste, o efeito linear da razão de mistura se mostrou altamente significativo $p < 0,00$ (L). O efeito linear (L) do tempo influenciou significativamente na resposta, com $p < 0,00$. Ainda observa-se que a interação entre a fração de sólidos e o tempo ($p < 0,03$), bem como a interação entre esta razão de mistura e o tempo ($p < 0,00$), foi bastante significativa com efeito linear (L) para ambas as interações. Já o efeito quadrático (Q), para as três variáveis: fração de sólidos, razão de mistura e tempo não foram significativos sobre a variável resposta ($p > 0,05$). Ainda é importante ressaltar que o efeito linear (L) da interação entre a fração de sólidos e a razão de mistura não foi significativo sobre a resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 24 apresenta a análise de variância resumida para a variável resposta razão acidez volátil e alcalinidade, AV/AL, para o delineamento estudado.

Tabela 24 – Análise de Variância para a variável AV/AL.

Fator	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	351,39	4	87,85	22,77
Resíduo	135,01	35	3,857	
Total	486,39	39		

$R^2 = 0,7224$; $F_{\text{tab}, 0,05, 4, 35} = 2,65$

Pela análise de variância, com intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 72,24%, sendo que o restante, 27,76% foi atribuído aos resíduos. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi muito superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

Na Equação 19 pode-se observar a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta razão AV/AL. A Figura 29 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 6,26 + 2,41.FS - 0,55.FS^2 - 1,32.RM - 0,30.RM^2 - 0,95.FS.RM \quad (19)$$

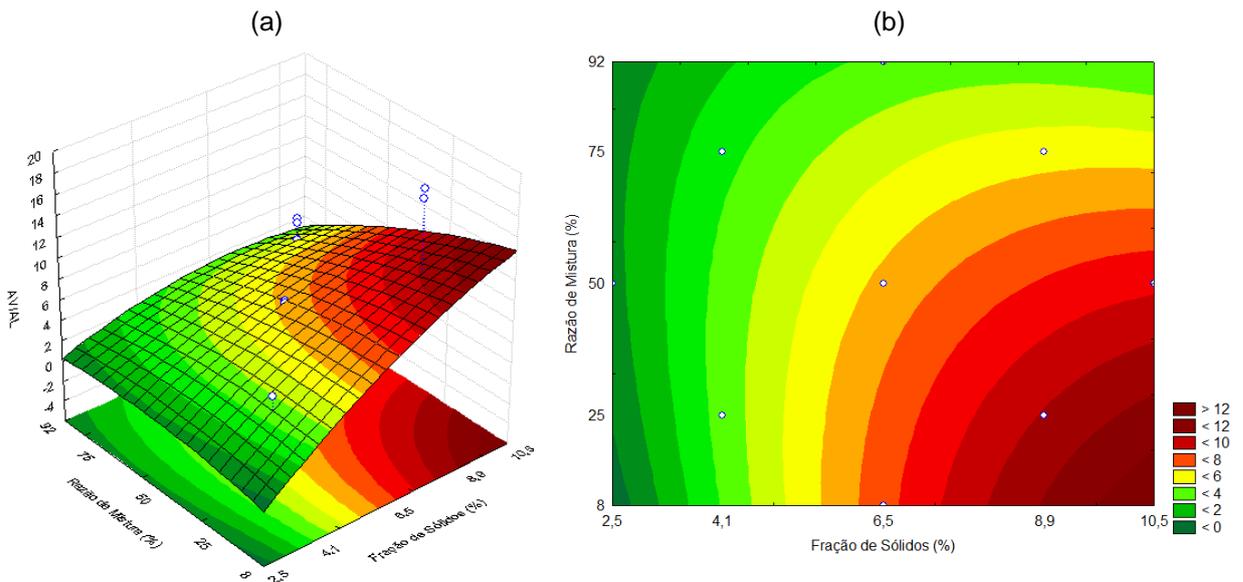


Figura 29 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

Na Equação 20 pode-se observar a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 30 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 6,25 + 2,41.FS - 0,55.FS^2 - 1,28.t - 0,37.t^2 - 1,25.FS.t \tag{20}$$

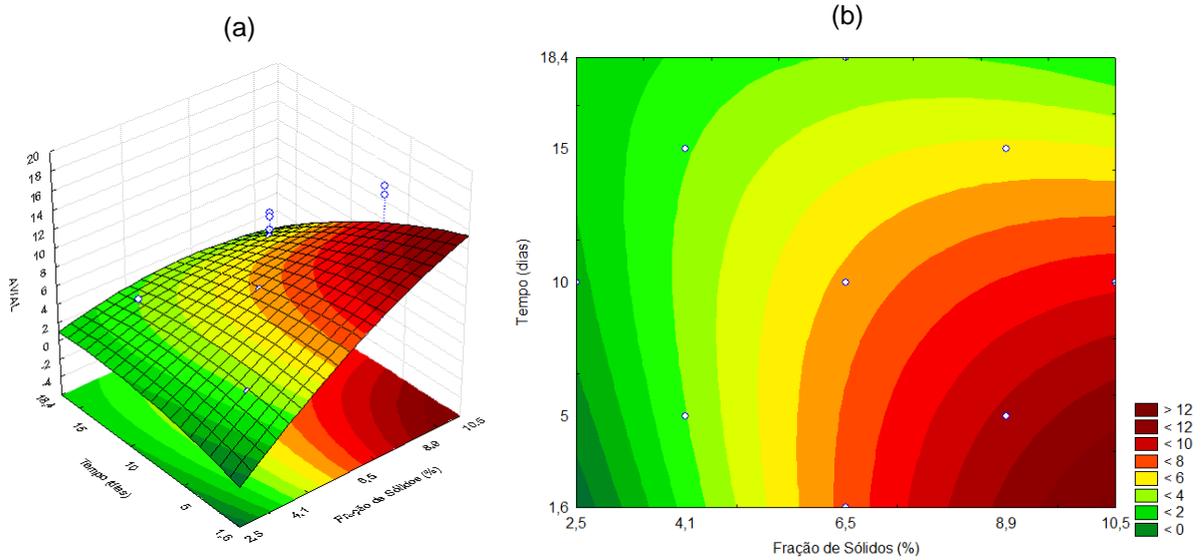


Figura 30 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.

Pela análise das Figuras 29 e 30, pode-se afirmar que há um aumento na razão AV/AL quando se diminui a porcentagem de dejetos suínos na mistura, e aumenta-se a fração de sólidos no processo, o que não é interessante, pois a instabilidade é aumentada.

Com fração de sólidos menor e razão de mistura maior observa-se certa diminuição nesta relação, indicando estabilidade no pH do sistema. Pela análise pode-se dizer que há grande semelhança nos resultados quando se combina a variável fração de sólidos, tanto com a razão de mistura, quanto com o tempo.

A Equação 21 corresponde à expressão matemática para a relação AV/AL oriunda da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 31 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$AV/AL = 6,25 - 1,32.RM - 0,30.RM^2 - 1,28.t - 0,37.t^2 + 1,73.RM.t \tag{21}$$

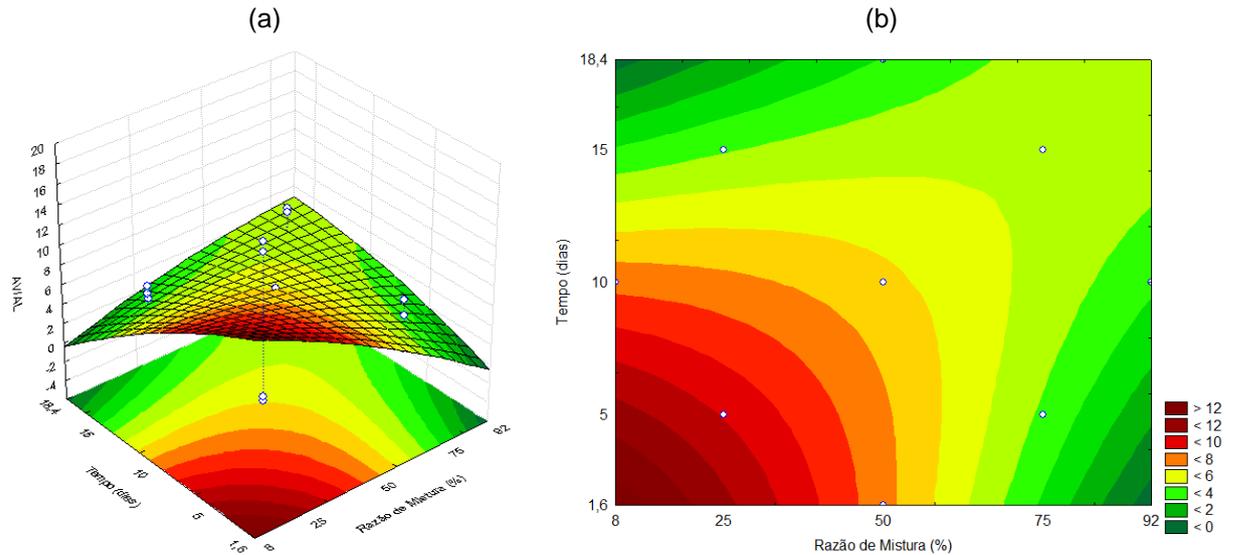


Figura 31 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.

Como se observa na Figura 31 o aumento na relação AV/AL acontece quando a razão de mistura diminui, ou seja, em maiores porcentagem de dejetos bovinos há também um aumento no teor ácido, que por sua vez eleva a razão AV/AL. Para uma maior porção de dejetos suínos (razão de mistura maior), a relação entre a acidez e a alcalinidade é diminuída, e assim sendo o processo é mais estável. Pode-se destacar ainda que em tempo menor, abaixo de 10 dias tem-se um processo mais instável, ou seja, apresentado certa variação no pH da biodigestão, o que não se observa em tempo maior que 10 dias. Esta variação no comportamento AV/AL também pode ser explicado pela adição do inoculo da Rede de Saneamento Básico ao processo de codigestão anaeróbia.

5.3.2.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)

Na Tabela 25, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável RDQO. Na análise

das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 25 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	90,76	0,66	136,63	0,00*	90,76	0,66
FS (L)*	-7,83	0,88	-8,88	0,00*	-3,92	0,44
FS (Q)	-0,34	0,86	-0,40	0,70	-0,17	0,43
RM (L)	-0,04	0,88	-0,05	0,96	-0,02	0,44
RM (Q)*	-3,04	0,86	-3,54	0,00*	-1,52	0,43
t (L)	0,27	0,88	0,30	0,76	0,13	0,44
t (Q)	-1,60	0,86	-1,86	0,07	-0,80	0,43
FS(L) x RM(L)	-1,50	1,15	-1,30	0,20	-0,75	0,58
FS(L) x t(L)	0,90	1,15	0,78	0,44	0,45	0,58
RM(L) x t(L)	-0,79	1,15	-0,69	0,50	-0,40	0,58

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Na análise da Tabela 25, tem-se observado que apenas o efeito linear (L) da fração de sólidos e o efeito quadrático (Q) da variável razão de mistura foram significativos sobre a variável resposta, com $p < 0,00$, para ambos os casos. Os efeitos linear (L) e quadrático (Q) do tempo não influenciaram significativamente na resposta, e além destes o efeito quadrático (Q) da fração de sólidos e o efeito linear (L) da razão de mistura também não foram significativos sobre a variável resposta ($p > 0,05$). Os efeitos lineares (L) para as três interações apresentadas mostraram-se insignificantes sobre a variável resposta RDQO, com $p > 0,05$.

A Tabela 26 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 26 – Análise de variância para a variável RDQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	512,69	1	512,69	122,40
Resíduo	159,17	38	4,189	
Total	671,86	39		

$R^2 = 0,7631$; $T_{tab, 0,05, 1, 38} = 4,098$

Analisando a Tabela 26, com análise de variância no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 76,31%, sendo que o resíduo foi de 23,69%. A significância entre

as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi muito superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

A Equação 22 expressa a equação numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO. A Figura 32 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 90,76 - 3,19.FS - 0,17.FS^2 - 0,02.RM - 1,52.RM^2 - 0,75.FS.RM \quad (22)$$

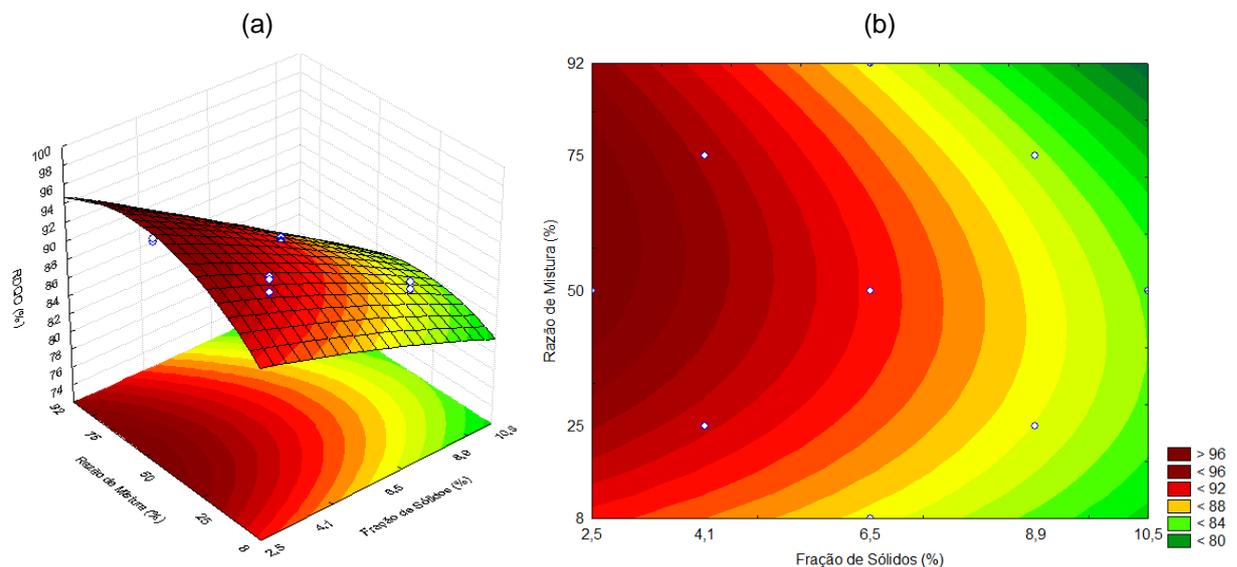


Figura 32 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

A expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS), pode ser observada na Equação 23. Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 33 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 90,76 - 3,92.FS - 0,17.FS^2 + 0,13.t - 0,80.t^2 + 0,45.FS.t \quad (23)$$

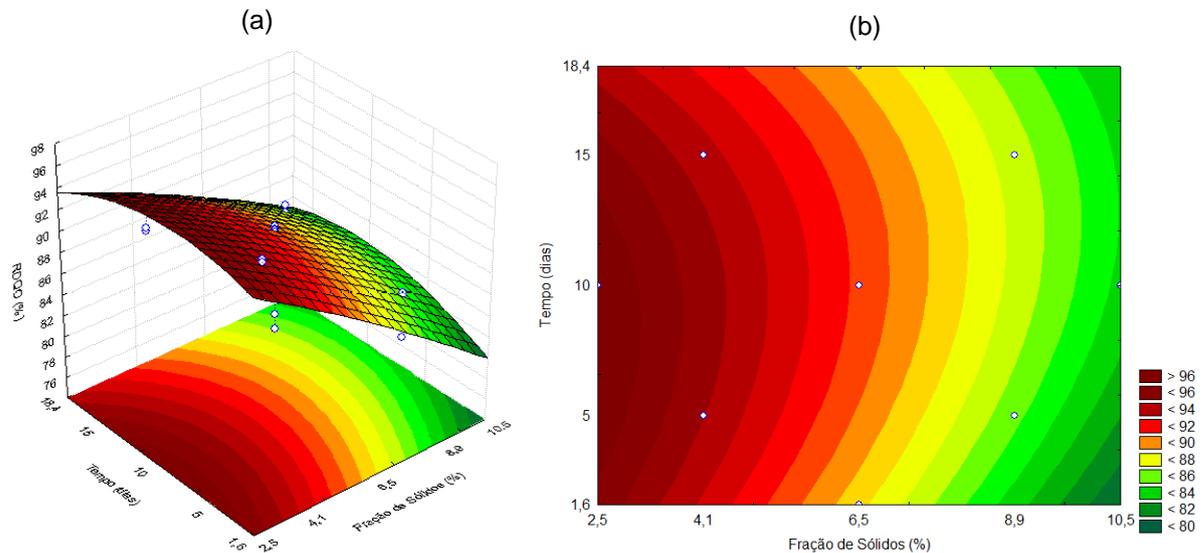


Figura 33 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.

Pela análise das Figuras 32 e 33, pode-se concluir que em interação com a fração de sólidos as variáveis, tempo e razão de mistura não apresentaram mudanças significativas para os intervalos estudados. Sendo assim, em razões de mistura, maior ou menor a resposta mantém-se praticamente inalterada. O mesmo acontece para o tempo, indicando maior redução na DQO das amostras. A fração de sólidos apresentou redução considerável da DQO em teores de sólidos inferiores a 6,5%.

A Equação 24 corresponde à Figura 34 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta RDQO, variando-se o tempo e a razão de mistura, com a fração de sólidos sendo fixada no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 90,76 - 0,02 \cdot \text{RM} - 1,52 \cdot \text{RM}^2 + 0,13 \cdot t - 0,80 \cdot t^2 + 0,40 \cdot \text{RM} \cdot t \quad (24)$$

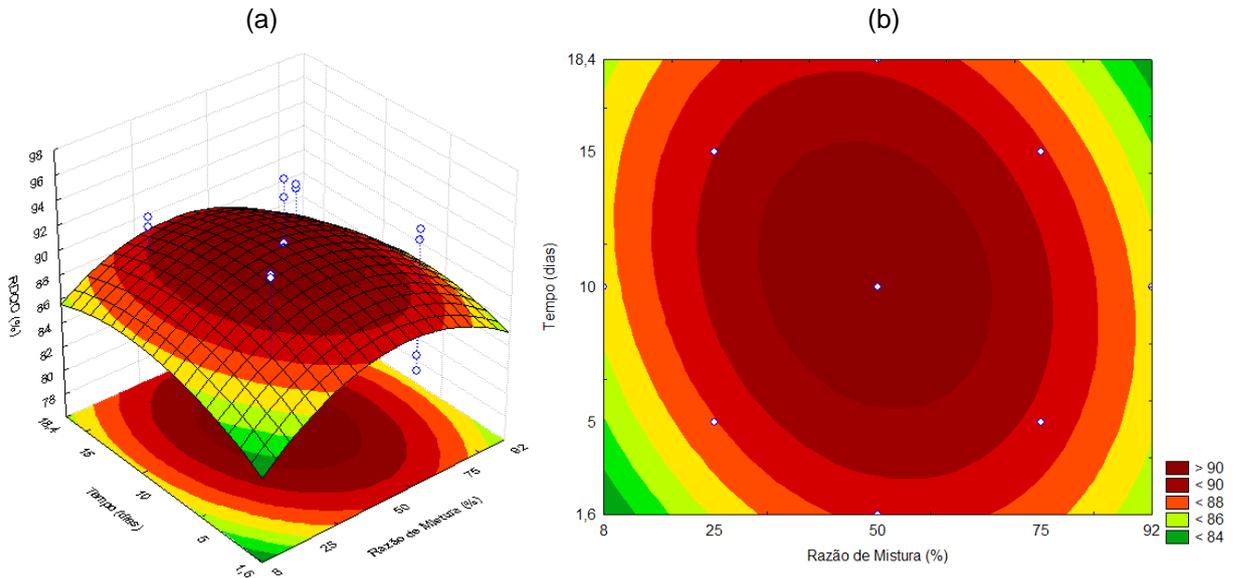


Figura 34 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.

Analisando-se a Figura 34, observa-se maior redução na DQO dos dejetos em amplo intervalo na curva de contorno. Para a interação entre o tempo e a razão de mistura, pode-se afirmar que houve maior redução na DQO das amostras quando o tempo esteve fixado em 10 dias e a razão de mistura fixada em 50% para ambos os dejetos (suíno e bovino). Isto indica ainda que condições próximas às indicadas também apresentam resultados interessantes na redução da DQO das amostras.

5.3.2.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST)

Na Tabela 27, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável SV/ST. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 27 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t _{calc}	p-valor	Coefficientes	Erro coeficientes
Média*	0,84	0,01	129,25	0,00*	0,84	0,01
FS (L)*	0,03	0,01	2,93	0,01*	0,01	0,00
FS (Q)	0,01	0,01	0,86	0,39	0,00	0,00
RM (L)	0,00	0,01	0,46	0,65	0,00	0,00
RM (Q)*	-0,03	0,01	-4,07	0,00*	-0,02	0,00
t (L)	-0,01	0,01	-1,57	0,13	-0,01	0,00
t (Q)*	-0,02	0,01	-2,74	0,01*	-0,01	0,00
FS(L) x RM(L)	0,00	0,01	-0,04	0,97	0,00	0,01
FS(L) x t(L)	-0,01	0,01	-0,60	0,56	0,00	0,01
RM(L) x t(L)*	-0,04	0,01	-3,47	0,00*	-0,02	0,01

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Pela análise da Tabela 27, observa-se que a variável fração de sólidos mostrou-se significativa sobre a variável resposta para o efeito linear (L), com $p < 0,00$. O efeito quadrático (Q) da variável razão de mistura, bem como o efeito quadrático (Q) do tempo mostrou-se significativos sobre a resposta com $p < 0,00$ e $p < 0,01$, respectivamente. O efeito linear da interação entre a razão de mistura e o tempo também é significativa com $p < 0,00$. Os efeitos: quadrático (Q) da fração de sólidos, e linear (L) do tempo e da razão de mistura não são significativos para a variável resposta, apresentando $p > 0,05$. Ainda observa-se que a variável fração de sólidos em interação tanto com a razão de mistura, quanto com o tempo, apresentou efeito linear insignificante sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 28 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta razão SV/ST, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 28 – Análise de variância para a variável SV/ST.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	0,02	3	0,01	19,16
Resíduo	0,02	36	0,0004	
Total	0,04	39		

$R^2 = 0,6149$; $T_{tab, 0,05,3,36} = 2,87$.

Para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$), pode-se afirmar que os resultados não foram tão satisfatórios, pois a variação em torno da média que pode ser explicada foi de aproximadamente 61,49%, apresentando um resíduo

consideravelmente alto de 38,51%. Porém, se observa que o valor de F_{calc} foi maior que seu respectivo valor tabelado, sendo assim, há significância evidenciada entre as médias.

A Equação 25 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta razão sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST). A Figura 35 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundos da expressão matemática para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$SV/ST = 0,84 + 0,01.FS + 0,004.FS^2 + 0,002.RM - 0,02.RM^2 - 0,0002.FS.RM \quad (25)$$

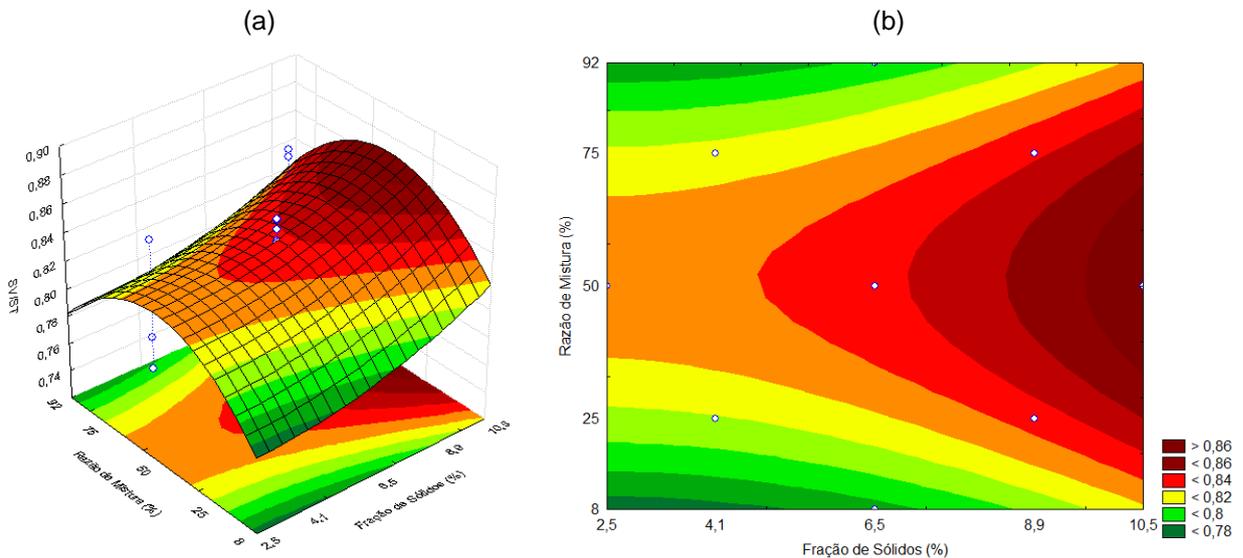


Figura 35 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado em nível zero.

Na Equação 26 pode-se observar a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 36 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) foi mantida fixa no ponto central.

$$SV/ST = 0,84 + 0,01.FS + 0,004.FS^2 - 0,007.t + 0,01.t^2 - 0,003.FS.t \quad (26)$$

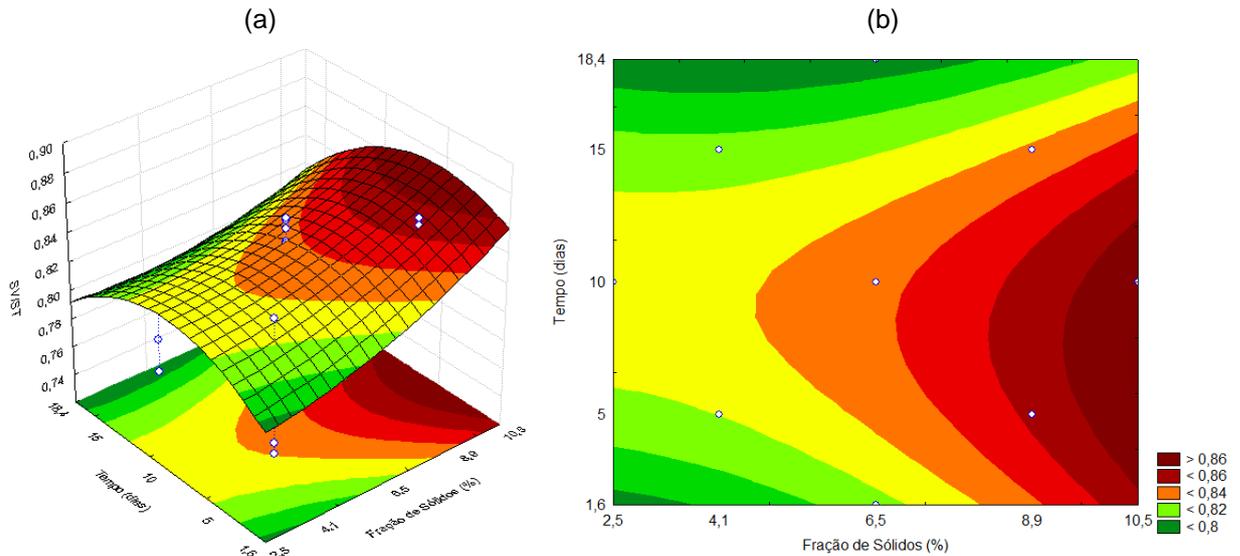


Figura 36 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada ao nível zero.

A razão SV/ST, indica a relação entre o teor de sólidos voláteis e sólidos totais presentes na amostra de dejetos tratados. Na análise das Figuras 35 e 36, observa-se certa semelhança entre as curvas de contorno apresentadas. Quando a variável fração de sólidos (FS) interage com o tempo (t) e a razão de mistura (RM), nota-se que há um aumento significativo na relação SV/ST acima de 6,5% em sólidos, para ambos os casos. Este aumento pode ser notado também para valores médios do tempo (próximos de 10 dias) e da variável razão de mistura (cerca de 50% na proporção de mistura), sendo analisado o contrário para quantidades menores e/ou maiores de tempo e razão de mistura.

A Equação 27 corresponde à Figura 37 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta SV/ST, variando-se o tempo e a razão de mistura, com a fração de sólidos sendo fixada no ponto central.

$$SV/ST = 0,84 + 0,002.RM - 0,02.RM^2 - 0,007.t - 0,01.t^2 - 0,02.RM.t \quad (27)$$

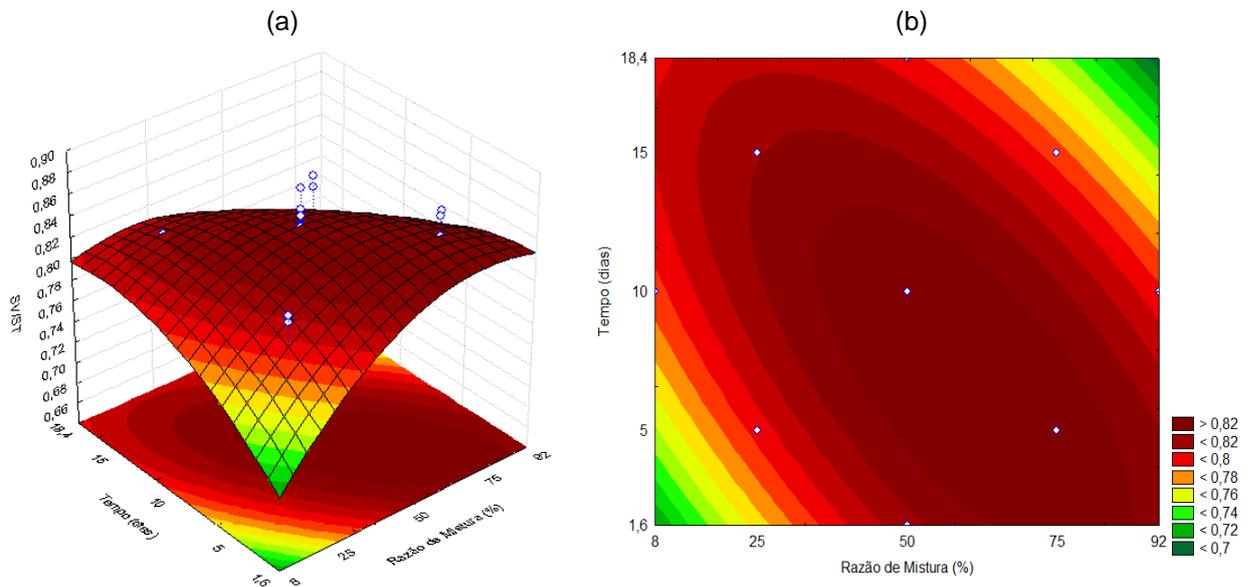


Figura 37 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão SV/ST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada ao nível zero.

Como se observa na Figura 37 ocorre um significativo aumento na relação SV/ST quando a interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM), estão próximas dos níveis centrais. Só ocorre diminuição desta relação na combinação dos valores extremos do tempo e da razão de mistura, ou seja, em tempo menor que cinco dias e razão de mistura menor que 25%. O outro extremo onde ocorre diminuição da relação SV/ST, é quando se tem a combinação do tempo acima de quinze dias e a razão de mistura acima de 75% em dejetos suíno.

5.3.2.5 Redução de Sólidos Totais (RST)

Na Tabela 29, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável Redução de Sólidos Totais (RST). Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 29 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t _{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	60,28	2,78	21,65	0,00*	60,28	2,78
FS (L)*	-18,32	3,69	-4,96	0,00*	-9,16	1,85
FS (Q)	3,23	3,60	0,90	0,38	1,62	1,80
RM (L)*	18,67	3,69	5,06	0,00*	9,34	1,85
RM (Q)	-2,04	3,60	-0,57	0,58	-1,02	1,80
t (L)	5,73	3,69	1,55	0,13	2,86	1,85
t (Q)	2,33	3,60	0,65	0,52	1,17	1,80
FS(L) x RM(L)	-4,14	4,83	-0,86	0,40	-2,07	2,41
FS(L) x t(L)	-4,31	4,83	-0,89	0,38	-2,15	2,41
RM(L) x t(L)	0,65	4,83	0,14	0,89	0,33	2,41

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se a Tabela 29, observa-se que o efeito linear (L) da variável fração de sólidos mostrou-se bastante significativo sobre a variável resposta RST ($p < 0,00$), o que não se observa para o efeito quadrático (Q) desta variável ($p > 0,05$). Também é significativo o efeito linear (L) da variável razão de mistura, com $p < 0,00$, variável esta, que não apresenta efeito quadrático (Q) sobre a resposta, portanto não a influenciando significativamente ($p > 0,05$). No entanto, os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da variável tempo também não foram significativos a ponto de alterar significativamente a resposta, com $p > 0,05$. O efeito linear (L) para as interações entre todas as variáveis mostrou-se estatisticamente insignificante quando ocorre interação entre estas, não provocando mudanças na redução do teor de sólidos totais ($p > 0,05$).

A Tabela 30 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução do teor de sólidos totais, RST, considerando-se o delineamento proposto no planejamento.

Tabela 30 – Análise de variância para a variável RST.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	5195,09	1	5195,09	70,61
Resíduo	2795,85	38	73,575	
Total	7990,94	39		

$R^2 = 0,6501$; $F_{\text{tab}, 0,05, 1, 38} = 4,098$

Ao nível de significância de 5%, considera-se que os resultados não são satisfatórios para esta análise, pois se obteve uma variação em torno da média sendo explicada de apenas 65,01%, sendo que o resíduo foi de 34,99%. Mas, o valor de F_{calc} foi maior que seu respectivo valor tabelado, sendo assim, há significância evidenciada entre as médias.

A Equação 28 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução de sólidos totais (RST). A Figura 38 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 60,28 - 9,16.FS + 1,62.FS^2 + 9,34.RM - 1,02.RM^2 - 2,07.FS.RM \quad (28)$$

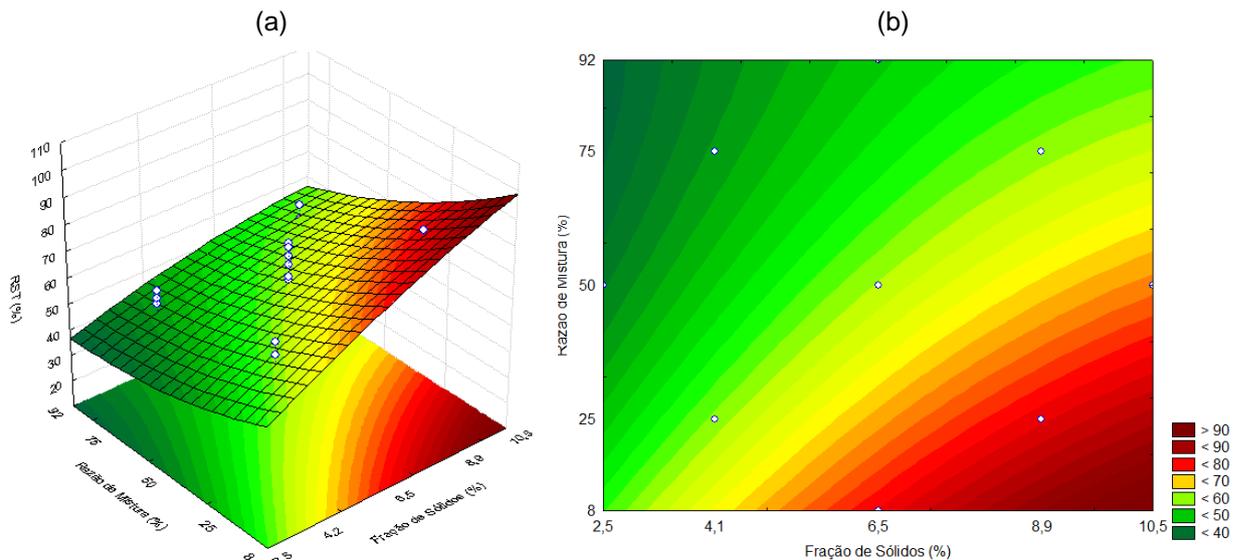


Figura 38 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.

Nota-se pela análise da Figura 38 que houve maior redução no teor de sólidos quando a fração de sólidos aumentou e a proporção de mistura diminuiu para níveis de dejetos suínos inferiores a 25%, dessa maneira, observou-se maior redução neste teor, evidenciando que o resíduo bovino apresentou maior degradabilidade das partículas sólidas nas condições estudadas.

A Equação 29 corresponde à Figura 39 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta redução de sólidos totais, RST,

variando-se o tempo e a fração de sólidos, com a razão de mistura sendo fixada no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 60,28 + 9,34.FS - 1,02.FS^2 + 2,86.t + 1,17.t^2 + 0,33.FS.t \quad (29)$$

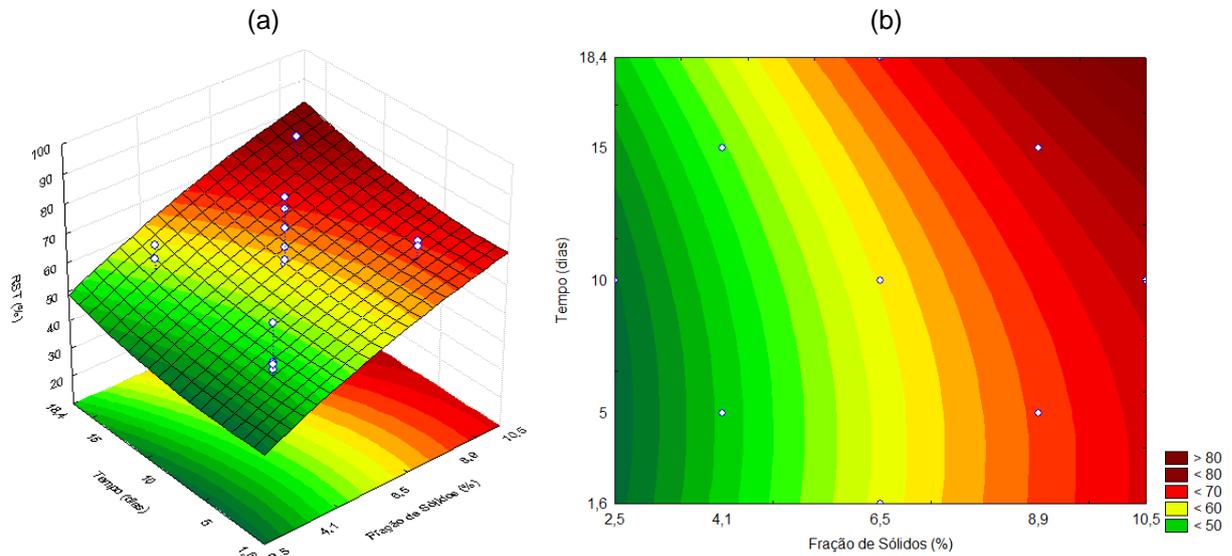


Figura 39 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.

Pela análise da Figura 39, nota-se que em fração de sólidos acima de 6,5% ocorre maior redução na porcentagem de sólidos totais após o processo de codigestão. O tempo não apresentou variações significativas para os intervalos estudados, porém em tempo maior se nota intensificação na redução de sólidos totais, devido ao tempo maior em que a amostra ficou condicionada ao processo de codigestão.

A Equação 30 representa a expressão numérica para a interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). Esta interação pode ser analisada na Figura 40, a qual representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para os parâmetros citados, considerando-se a variável fração de sólidos fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 60,28 - 9,16.\text{RM} + 1,62.\text{RM}^2 + 2,86.t + 1,17t^2 + 2,15.\text{RM}.t \quad (30)$$

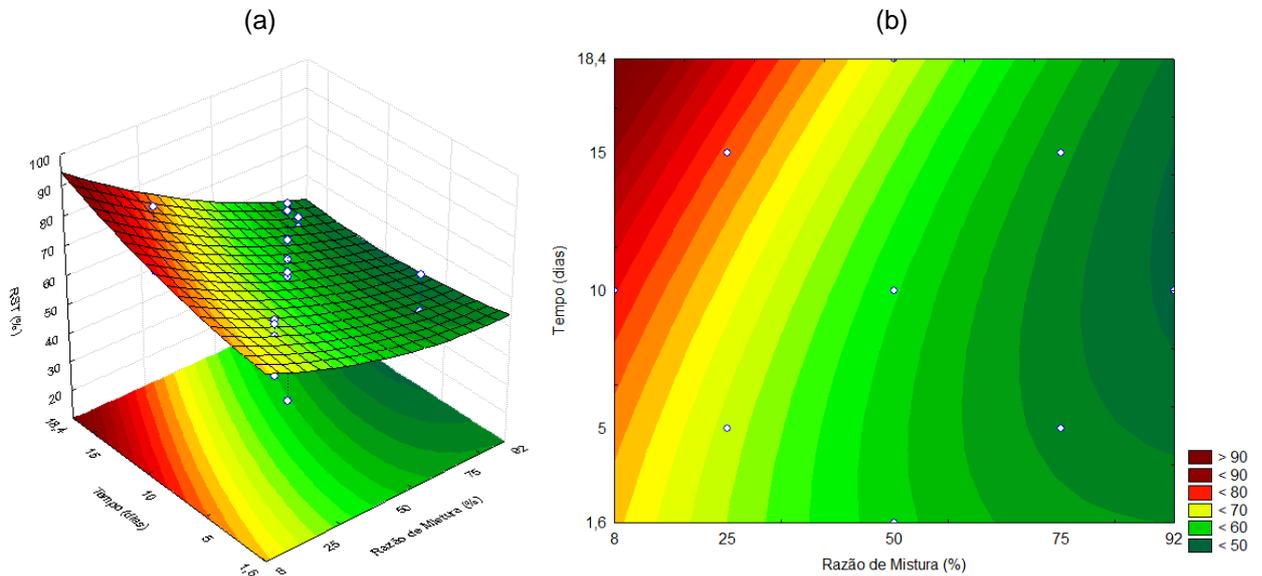


Figura 40 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.

Ao verificar a interação entre o tempo e a razão de mistura, e seu efeito sobre a variável resposta, percebe-se que há aumento na redução de sólidos totais quando a razão de mistura é diminuída, isto é, abaixo de 25% em dejetos suínos. O efeito contrário acontece com o tempo, pois acima de 10 dias de tratamento, como nas outras interações, ocorre maior redução de sólidos totais, indicando que este fator é determinante na codigestão da matéria orgânica.

5.3.3 Ensaio 3 – uso de inoculo isolado de dejetos bovino

Os resultados apresentados estarão dispostos de maneira a explicar a interação entre a razão de mistura, a fração de sólidos e o tempo utilizado no processo de biodigestão, para cada uma das cinco variáveis respostas em separado, quando se utilizou um inoculo isolado de dejetos bovino.

5.3.3.1 Nitrogênio Total (N)

Na Tabela 31, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 31 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável nitrogênio total.

Fatores	Efeitos	Erro Efeitos	$t_{\text{calc.}}$	p-valor	Coeficientes	Erro Coeficiente
Média*	1000,26	33,70	29,68	0,00*	1000,26	33,70
FS (L)*	927,50	44,72	20,74	0,00*	463,75	22,36
FS (Q)*	357,78	43,53	8,22	0,00*	178,89	21,77
RM (L)*	339,22	44,72	7,59	0,00*	169,61	22,36
RM (Q)*	122,67	43,53	2,82	0,01*	61,33	21,77
t (L)	74,32	44,72	1,66	0,11	37,16	22,36
t (Q)	85,54	43,53	1,97	0,06	42,77	21,77
FS(L) x RM(L)*	140,00	58,43	2,40	0,02*	70,00	29,21
FS(L) x t(L)	-17,50	58,43	-0,30	0,77	-8,75	29,21
RM(L) x t(L)	35,00	58,43	0,60	0,55	17,50	29,21

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se os fatores da Tabela 31, pode-se observar que muitos fatores apresentaram-se significativos. Os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da fração de sólidos, FS, foram muito significativos com $p < 0,00$ (L) e (Q). A variável razão de mistura, RM, também se mostrou altamente significativa, para ambos os efeitos, linear (L) e quadrático (Q), com $p < 0,00$ e $p < 0,01$, respectivamente. Observou-se também que o efeito linear (L) entre a fração de sólidos e a razão de mistura foi significativo, com $p < 0,02$ (L). O variável tempo, em ambos os efeitos não houve influência positiva sobre a resposta, assim como a interação deste com a razão de mistura e a fração de sólidos, com $p > 0,05$, em todos os casos.

Neto et. al. (2002) explicam que a maneira mais confiável para avaliar-se numericamente a eficiência do ajuste de um modelo é através da chamada análise de variância, conhecida como ANOVA. A Tabela 32 apresenta a análise de variância

resumida para a variável resposta nitrogênio total, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 32 – Análise de variância para nitrogênio total (N).

Fator	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	7772864,25	4	1943216,06	166,03
Resíduo	409645,75	35	11704,164	
Total	8182510,00	39		

$R^2 = 0,9499$; $F_{\text{tab } 0,05,4,35} = 2,65$

Como observa-se na análise de variância, os valores da regressão são elevados para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$). Isto evidencia uma eficiência na resposta média de aproximadamente 94,99%, sendo que 5,01% devem ser atribuídos aos resíduos. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi bastante superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

A Equação 31 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta nitrogênio total. A Figura 41 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 1000,26 + 463,75.FS + 178,89.FS^2 + 169,61.RM + 61,33.RM^2 + 70,00.FS.RM \quad (31)$$

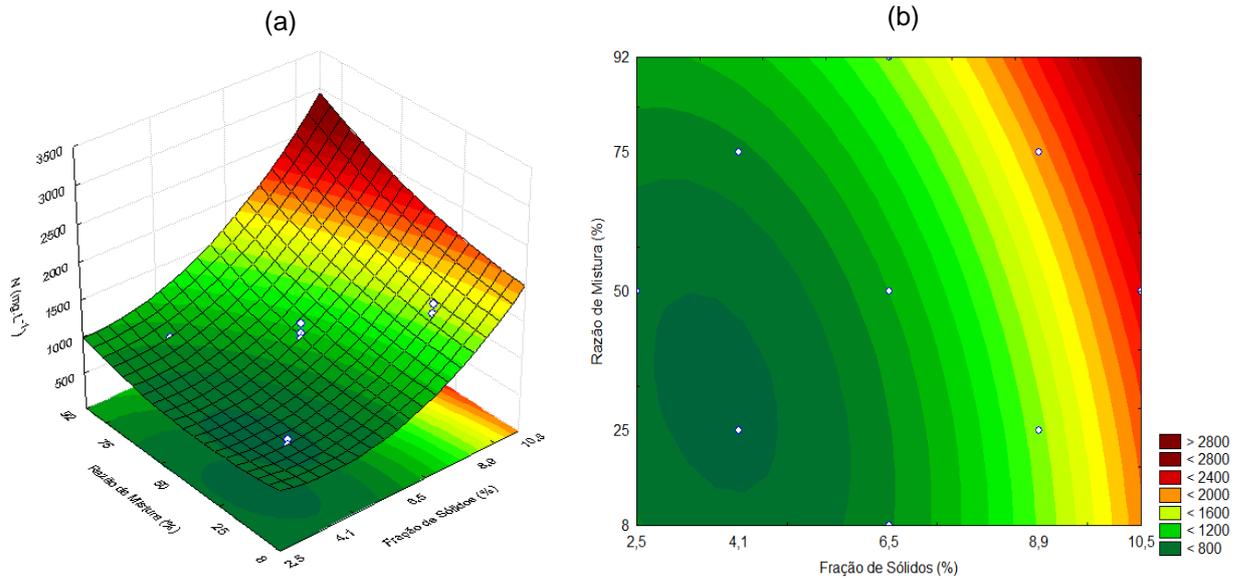


Figura 41 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo fixado no ponto central.

A Equação 32 nos traz a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 42 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) foi mantida fixa no ponto central.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 1000,26 + 463,75.FS + 178,89.FS^2 + 37,16.t + 42,77.t^2 - 8,75.FS.t \quad (32)$$

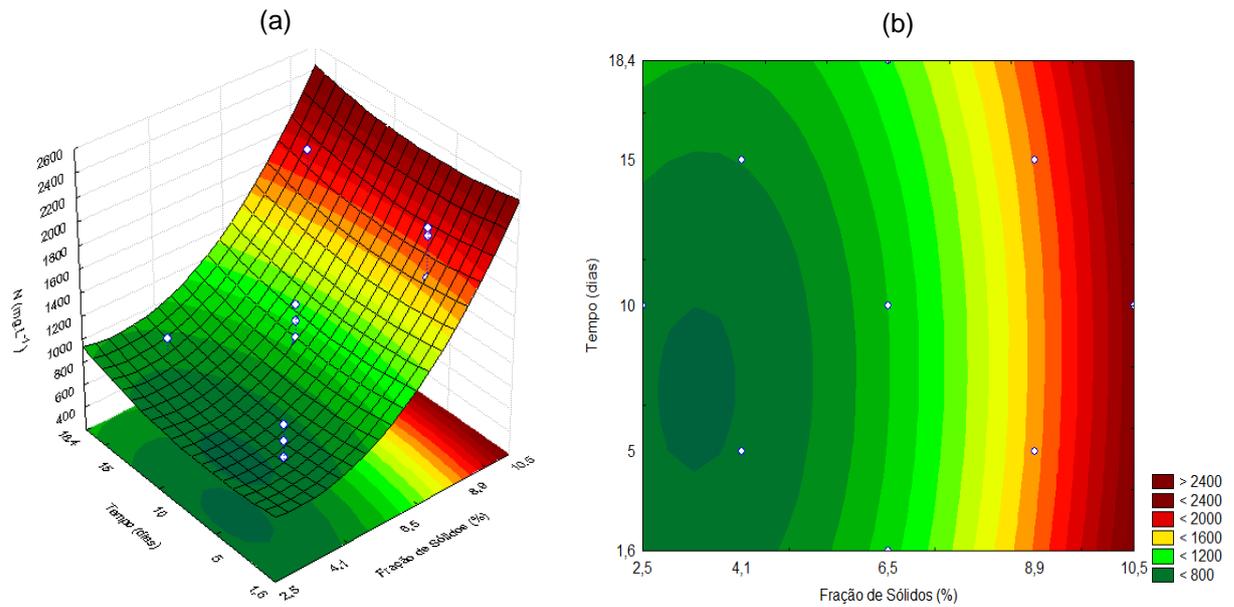


Figura 42 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura fixada no ponto central.

A análise das Figuras 41 e 42 indicam que as maiores concentrações de nitrogênio total são observadas para fração de sólidos (FS) superior a 8,9%, isso quando este fator está sendo analisado juntamente com a razão de mistura (RM) e o tempo (t), respectivamente.

Quando se associa a razão de mistura (RM) com a fração de sólidos (FS) há um significativo aumento na concentração de nitrogênio total à medida que esta razão aumenta, ou seja, há mais nitrogênio na amostra quando a porcentagem de dejetos suínos é aumentada na mistura. Para o caso do tempo, observa-se que em toda a faixa de tempo estudada, houve comportamento semelhante no teor de nitrogênio para sólidos acima de 8,9%. É importante destacar que teores de sólidos inferiores a 8,9% influenciaram negativamente na resposta.

A Equação 33 corresponde à expressão matemática para a concentração de nitrogênio total originária da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 43 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$N \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = 1000,26 + 169,61.RM + 61,33.RM^2 + 37,16.t + 42,77.t^2 + 17,50.RM.t \quad (33)$$

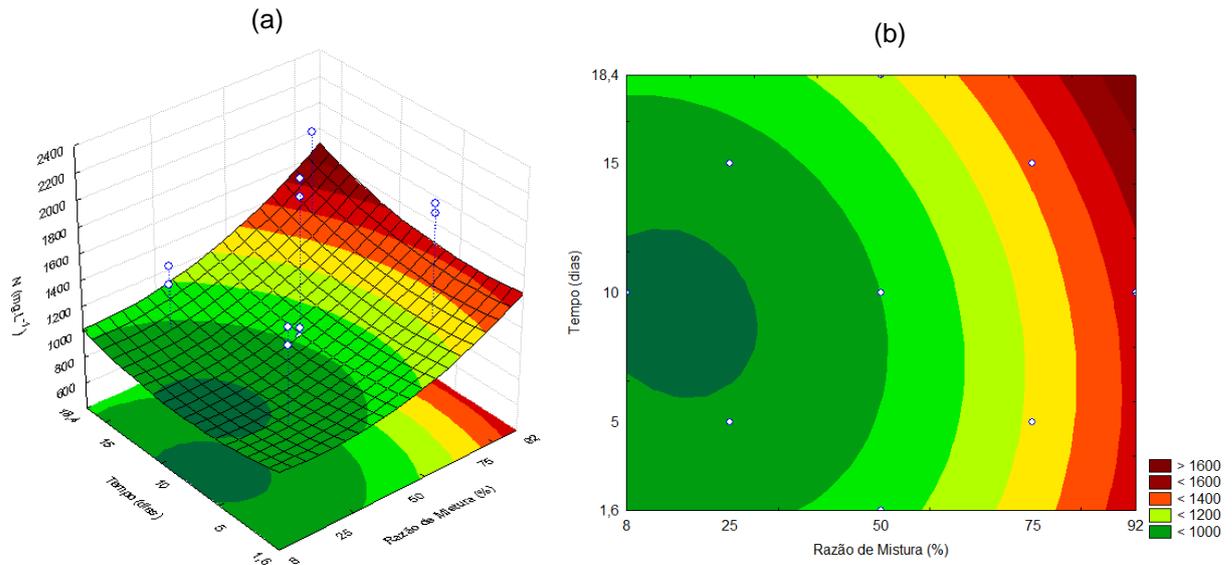


Figura 43 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a concentração de nitrogênio total em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos fixada no ponto central.

Através da análise da Figura 43, observa-se comportamento semelhante para as variáveis estudadas. Novamente observa-se aumento no teor de nitrogênio total em toda a faixa de tempo estudada, porém com aumento acentuado, em razão de mistura acima de 75%. Isso evidencia novamente que com maiores teores de dejetos suínos, há um aumento na produção de nitrogênio total, ao longo do tempo estudado. Este fato é comprovado ainda na análise de caracterização (Tabela 7), que indica maior teor de nitrogênio total em amostras contendo mais dejetos suínos.

5.3.3.2 Razão Acidez Volátil e Alcalinidade (AV/AL)

Na Tabela 33, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável em questão. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 33 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável AV/AL.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t _{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro Coeficiente
Média*	6,36	0,48	13,35	0,00*	6,36	0,48
FS (L)*	7,09	0,63	11,22	0,00*	3,54	0,32
FS (Q)*	2,51	0,62	4,08	0,00*	1,26	0,31
RM (L)*	-1,71	0,63	-2,70	0,01*	-0,85	0,32
RM (Q)	-1,71	0,62	-2,78	0,01*	-0,86	0,31
t (L)	0,91	0,63	1,44	0,16	0,45	0,32
t (Q)	-0,84	0,62	-1,37	0,18	-0,42	0,31
FS(L) x RM(L)	-1,62	0,83	-1,96	0,06	-0,81	0,41
FS(L) x t(L)	-0,22	0,83	-0,27	0,79	-0,11	0,41
RM(L) x t(L)	-0,78	0,83	-0,94	0,35	-0,39	0,41

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Ao analisar-se a Tabela 33, nota-se que os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da variável fração de sólidos foram muito significativos sobre a resposta, apresentando $p < 0,00$ (L) e (Q). Além deste, os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da razão de mistura se mostraram altamente significativos, a fim de alterar a resposta positivamente com $p < 0,00$ (L) e (Q). Os efeitos linear (L) e quadrático (Q) do tempo influenciaram negativamente sobre a razão AV/AL, bem como os efeitos lineares (L) das interações entre as três variáveis estudadas ($p > 0,05$).

A Tabela 34 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta razão acidez volátil e alcalinidade, AV/AL, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 34 – Análise de Variância para a variável AV/AL.

Fator	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	461,40	3	153,80	67,70
Resíduo	81,79	36	2,272	
Total	543,19	39		

$R^2 = 0,8494$; $F_{tab, 0,05,3,36} = 2,87$

Pela análise de variância, com intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 84,94%, sendo que o restante, 15,06% foi atribuído aos resíduos. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

Na Equação 34 pode-se observar a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta razão AV/AL. A Figura 44 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 6,36 + 3,54.FS + 1,26.FS^2 - 0,85.RM - 0,86.RM^2 - 0,81.FS.RM \quad (34)$$

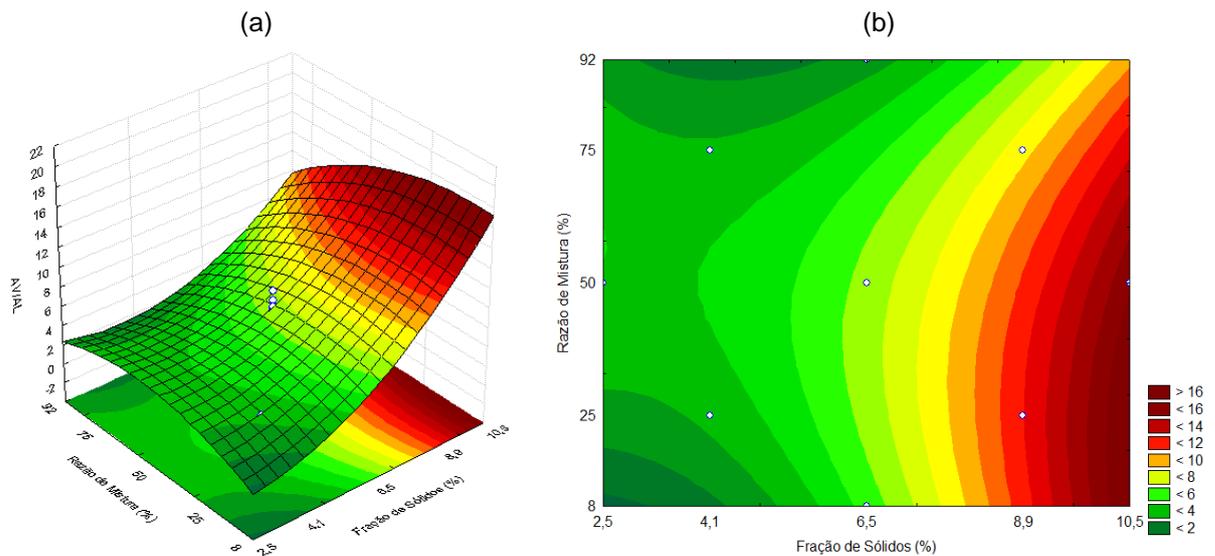


Figura 44 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

Na Equação 35 pode-se observar a expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS). Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 45 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$AV/AL = 6,35 + 3,54.FS + 1,26.FS^2 + 0,45.t - 0,42.t^2 - 0,11.FS.t \quad (35)$$

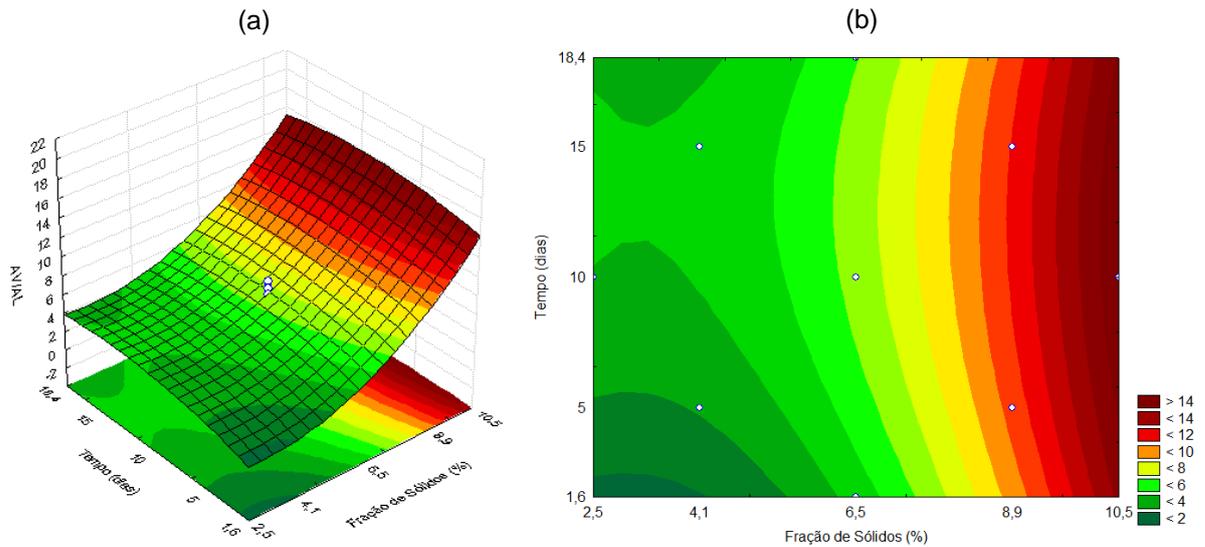


Figura 45 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida em nível zero.

Ao analisarem-se as Figuras 44 e 45, pode-se observar que em ambos os casos ocorre elevação na razão AV/AL, razão esta que indica a estabilidade do processo de codigestão anaeróbia, quando se aumenta o teor de sólidos. Na interação RM e FS se observa que na intersecção da razão de mistura menor e o teor de sólidos maior, há elevação na razão AV/AL, o que se julga não ser interessante. Quando se aumenta a quantidade de dejetos suínos na amostra, verifica-se certa estabilidade da razão AV/AL, para uma mesma faixa de sólidos estudada.

O tempo, ao longo de toda a faixa estudada não alterou a resposta sendo dependente apenas do teor de sólidos presentes na amostra. Sendo assim, com teores de sólidos abaixo de 8,9%, há maior estabilidade do processo de co-digestão. Dessa forma teores menores de sólidos, podem conferir uma estabilidade maior no processo.

A Equação 36 corresponde à expressão matemática para a relação AV/AL oriunda da interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). A Figura 46 diz respeito às curvas de superfície de resposta e contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros citados. Neste caso a variável fração de sólidos (FS) foi mantida em nível zero.

$$AV/AL = 6,35 - 0,85.RM - 0,86.RM^2 + 0,45.t - 0,42.t^2 - 0,39.RM.t \quad (36)$$

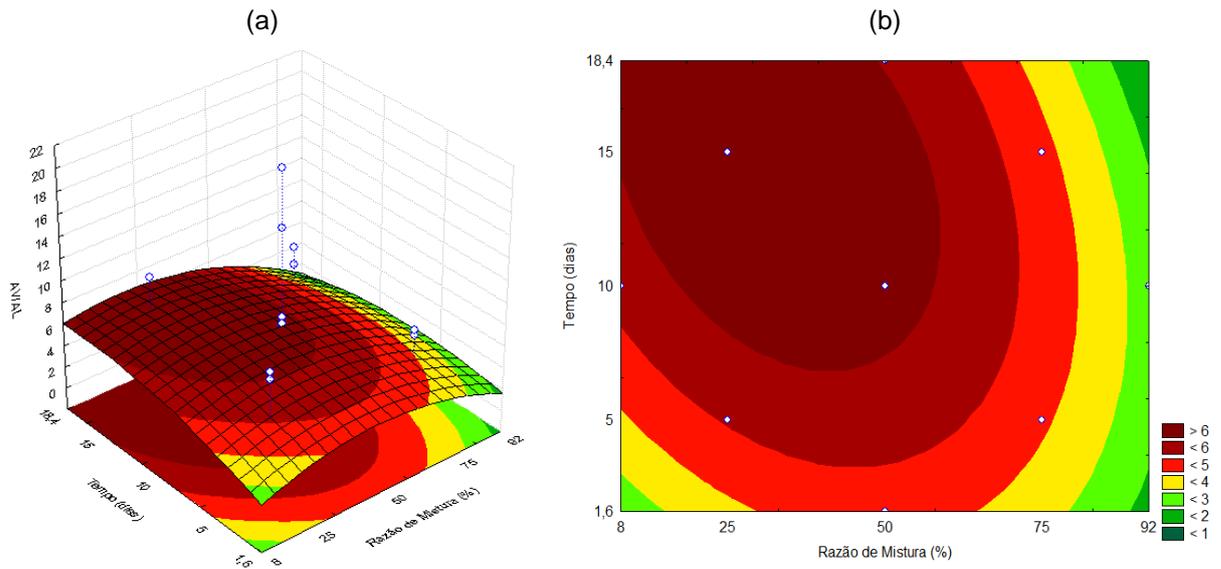


Figura 46 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta razão AV/AL em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida ao nível zero.

Como se observa na Figura 46 o aumento na relação AV/AL acontece em ampla faixa na interação do tempo e da razão de mistura. Desta maneira observa-se que ao longo de toda faixa de tempo estudada, há certo aumento na instabilidade do processo, sendo mais acentuada quando o tempo é superior a 10 dias. No caso da razão de mistura, isso ainda evidencia que em razão menor, há elevação da variável resposta AV/AL. Em frações maiores de dejetos suínos, observa-se que a estabilidade do processo é melhorada, ou seja, em menor porcentagem de dejetos suínos há também um aumento no teor ácido, que por sua vez eleva a razão AV/AL. Para uma menor porção de dejetos bovinos (razão de mistura maior), a relação entre a acidez e a alcalinidade é diminuída, e assim sendo o processo é mais estável.

5.3.3.3 Redução da Demanda Química de Oxigênio (RDQO)

Na Tabela 35, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o

nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável RDQO. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 35 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável RDQO.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t_{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	79,74	1,47	54,27	0,00*	79,74	1,47
FS (L)	-2,70	1,95	-1,38	0,18	-1,35	0,97
FS (Q)*	10,77	1,90	5,67	0,00*	5,39	0,95
RM (L)	-0,40	1,95	-0,20	0,84	-0,20	0,97
RM (Q)	3,08	1,90	1,62	0,11	1,54	0,95
t (L)	-8,08	1,95	-4,14	0,00*	-4,04	0,97
t (Q)	2,60	1,90	1,37	0,18	1,30	0,95
FS(L) x RM(L)*	-5,67	2,55	-2,23	0,03*	-2,84	1,27
FS(L) x t(L)*	-8,94	2,55	-3,51	0,00*	-4,47	1,27
RM(L) x t(L)	0,50	2,55	0,20	0,85	0,25	1,27

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Na análise da Tabela 35, tem-se observado que o efeito quadrático (Q) da fração de sólidos foi muito significativo sobre a redução da DQO, com $p < 0,00$ (Q). Além deste, o efeito linear (L) do tempo se mostrou significativo com $p < 0,00$ (L). Os efeitos lineares (L) da fração de sólidos e da razão de mistura, bem como os efeitos quadráticos (Q) da razão de mistura e do tempo não influenciaram significativamente na resposta, não sendo capaz de provocar mudanças na resposta redução da DQO da amostra, com $p > 0,05$. Ainda observa-se que as interações entre a fração de sólidos com a razão de mistura e com o tempo, foram bastante significativas sobre a resposta, com efeito linear (L), apresentado respectivamente, $p < 0,03$ e $p < 0,00$. A razão de mistura em interação com o tempo, apresentou efeito linear insignificante sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 36 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO, considerando-se o delineamento proposto.

Tabela 36 – Análise de variância para a variável RDQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F_{calc}
Regressão	1824,66	3	608,22	28,12
Resíduo	778,74	36	21,632	
Total	2603,40	39		

$R^2 = 0,7009$; $T_{\text{tab}, 0,05, 3, 36} = 2,87$

Analisando a Tabela 36, com análise de variância no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) pode-se notar que a eficiência na resposta média foi de aproximadamente 70,09%, sendo que o resíduo foi de 29,91%. A significância entre as médias é ainda comprovada pelo valor de F_{calc} , que neste caso foi superior ao valor tabelado, evidenciando a diferença significativa entre as médias.

A Equação 37 expressa a equação numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução da demanda química de oxigênio, RDQO. A Figura 47 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática, para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 79,74 - 1,35 \cdot \text{FS} + 5,39 \cdot \text{FS}^2 - 0,20 \cdot \text{RM} + 1,54 \cdot \text{RM}^2 - 0,84 \cdot \text{FS} \cdot \text{RM} \quad (37)$$

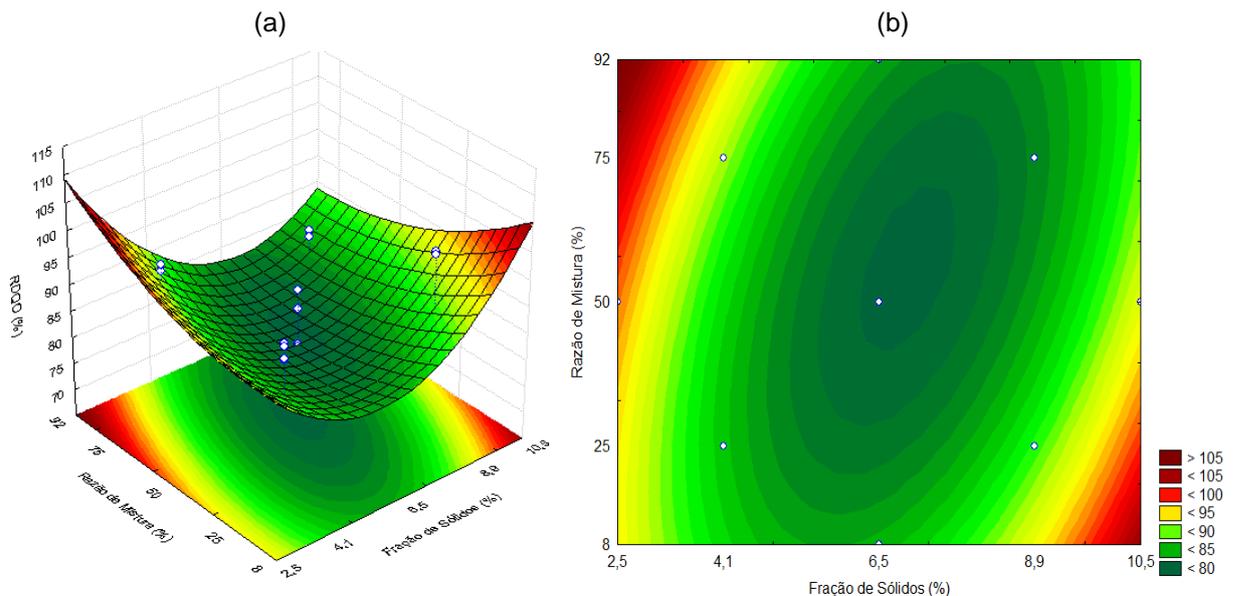


Figura 47 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido em nível zero.

A expressão numérica oriunda da variação do tempo (t) e da fração de sólidos (FS) pode ser observada na Equação 38. Esta interação pode também ser evidenciada na Figura 48 através dos gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno para a expressão matemática, considerando os parâmetros já citados. Neste caso a variável razão de mistura (RM) ficou mantida fixa no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 79,74 - 1,35.FS + 5,39.FS^2 - 4,04.t + 1,30.t^2 - 4,46.FS.t \quad (38)$$

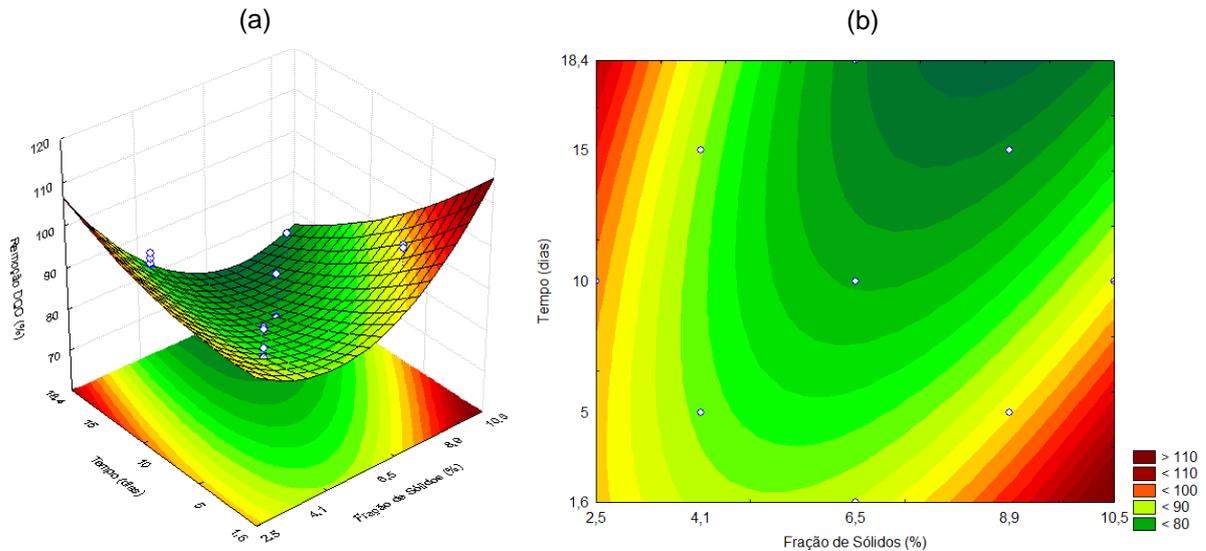


Figura 48 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida no ponto central.

Pela análise das Figuras 47 e 48, nota-se certa semelhança entre os gráficos apresentados. Isto ocorre, pois em ambos a variável fração de sólidos encontra-se no mesmo eixo, evidenciando sua importância no processo. Em interação entre a razão de mistura e a fração de sólidos, observam-se dois extremos. A redução da DQO é aumentada quando a razão de mistura em maiores percentagens interage com a fração de sólidos em quantidades menores. O outro extremo ocorre quando razão de mistura menor interage com fração de sólidos maior, indicando maior redução na DQO. Pode-se afirmar ainda que em proporções médias da razão de mistura e da fração de sólidos não há redução significativa, quando comparada aos extremos já citados.

Em outro caso apresentado, os extremos são observados na interação do tempo com a fração de sólidos. Dessa forma, em tempo maior e fração de sólidos menor, há maior redução da DQO. Quando se tem tempo menor e fração de sólidos maior em interação, observa-se também um aumento na redução da DQO. Novamente, em níveis médios de sólidos e em valores intermediários de tempo, não há redução significativa da DQO.

A Equação 39 corresponde à Figura 49 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta RDQO, variando-se o tempo e a razão de mistura, com a fração de sólidos sendo fixada no ponto central.

$$\text{RDQO (\%)} = 79,74 - 0,20.RM + 1,54.RM^2 - 4,04.t + 1,30.t^2 + 0,25.RM.t \quad (39)$$

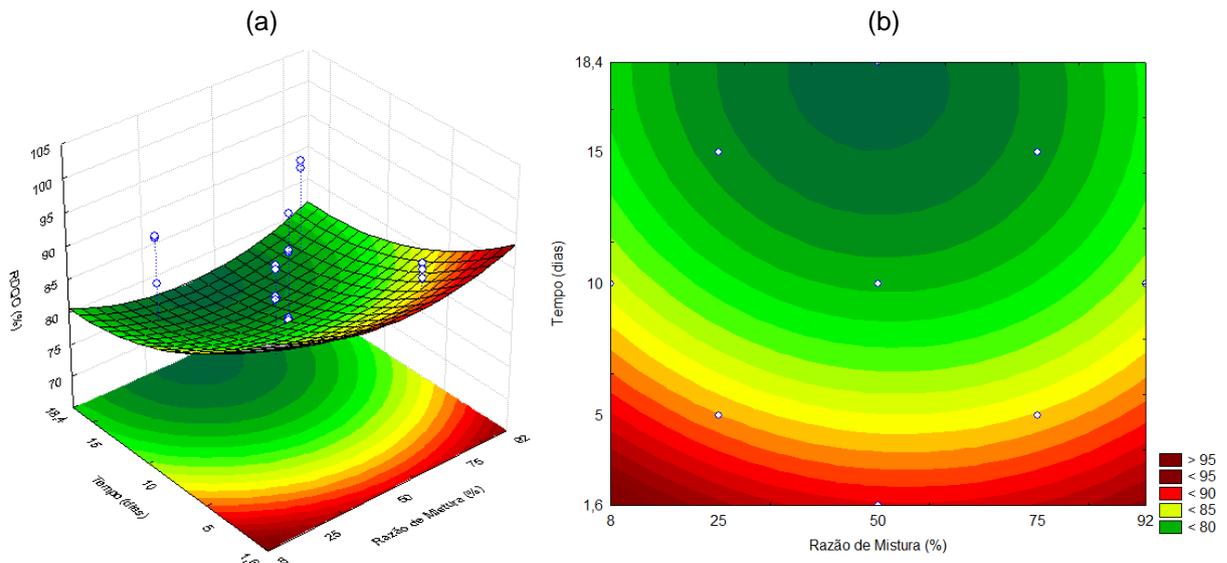


Figura 49 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RDQO em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida no ponto central.

A variável RDQO indica a porcentagem de redução na demanda química de oxigênio para os dejetos antes e depois do processo de biodigestão. Analisando-se a Figura 49, observa-se que há aumento na redução da DQO, quando o tempo de codigestão é menor. Além disso, em qualquer faixa da razão de mistura há maior redução da DQO, com redução mais acentuada nos dois extremos, ou seja, em razão de mistura baixa e alta. Isso não se observa quando o tempo aumenta, pois não há aumento na redução da DQO da amostra.

5.3.3.4 Razão Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST)

Na Tabela 37, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável SV/ST. Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 37 – Efeitos, coeficiente de regressão e interações para a variável SV/ST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t _{calc}	p-valor	Coefficientes	Erro coeficientes
Média*	0,82	0,01	87,47	0,00*	0,82	0,01
FS (L)	0,01	0,01	0,81	0,42	0,01	0,01
FS (Q)	0,01	0,01	0,65	0,52	0,00	0,01
RM (L)	0,00	0,01	0,05	0,96	0,00	0,01
RM (Q)	-0,01	0,01	-0,87	0,39	-0,01	0,01
t (L)	-0,02	0,01	-1,43	0,16	-0,01	0,01
t (Q)	-0,02	0,01	-1,55	0,13	-0,01	0,01
FS(L) x RM(L)*	0,05	0,02	2,79	0,01*	0,02	0,01
FS(L) x t(L)	0,01	0,02	0,62	0,54	0,01	0,01
RM(L) x t(L)	0,02	0,02	1,28	0,21	0,01	0,01

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Pela análise da Tabela 37, observa-se que apenas o efeito linear (L) da interação entra as variáveis, fração de sólidos e razão de mistura se mostrou significativa sobre a variável resposta, razão SV/ST, com $p < 0,02$. Os efeitos lineares (L) e quadráticos (Q), das demais variáveis e interações, não foram significativamente importantes sobre a variável resposta, não a alterando ($p > 0,05$).

Como já citado, apenas um termo (interação entre fração de sólidos e razão de mistura) foi significativo, sendo assim tem-se zero graus de liberdade no cálculo. Com zero graus de liberdade não se pode calcular o valor de F_{calc} , então não se pode afirmar que as médias são significativas. Portanto não há diferença entre os tratamentos empregados neste processo, e não havendo diferenças, não houve a necessidade de demonstrar as superfícies de resposta e curvas de contorno para as interações entre o tempo, a razão de mistura e a fração de sólidos.

5.3.3.5 Redução de Sólidos Totais (RST)

Na Tabela 38, podem-se observar os valores dos efeitos estimados, coeficientes de regressão, as interações com parâmetros significativos e não significativos, além do erro associado aos efeitos e aos coeficientes, bem como o nível de significância atribuído a cada parâmetro para a variável Redução de Sólidos Totais (RST). Na análise das estimativas dos efeitos foram considerados os fatores significativos para o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 38 – Efeitos, coeficientes de regressão e interações para a variável resposta RST.

Fatores	Efeitos	Erros efeitos	t _{calc}	p-valor	Coeficientes	Erro coeficientes
Média*	56,78	2,98	19,04	0,00*	56,78	2,98
FS (L)*	-35,16	3,96	-8,88	0,00*	-17,58	1,98
FS (Q)	-7,57	3,85	-1,96	0,06	-3,78	1,93
RM (L)*	18,80	3,96	4,75	0,00*	9,40	1,98
RM (Q)*	-8,48	3,85	-2,20	0,04*	-4,24	1,93
t (L)	1,74	3,96	0,44	0,66	0,87	1,98
t (Q)	2,12	3,85	0,55	0,59	1,06	1,93
FS(L) x RM(L)	2,15	5,17	0,42	0,68	1,08	2,59
FS(L) x t(L)	-2,64	5,17	-0,51	0,61	-1,32	2,59
RM(L) x t(L)	-3,12	5,17	-0,60	0,55	-1,56	2,59

* Fatores estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Analisando-se a Tabela 38, observa-se que a variável fração de sólidos mostrou-se significativa sobre a variável resposta para o efeito linear (L) com $p < 0,00$ (L). Mostrou-se também significativo sobre a variável resposta os efeitos linear (L) e quadrático (Q) da razão de mistura com $p < 0,00$ (L) e $p < 0,04$ (Q). Os efeitos, linear (L) e quadrático (Q) para o tempo e linear (L) para a fração de sólidos, incluindo-se os efeitos lineares (L) das interações, mostraram-se insignificantes sobre a variável resposta ($p > 0,05$).

A Tabela 39 apresenta a análise de variância com valores resumidos para a variável resposta redução do teor de sólidos totais, RST, considerando-se o delineamento proposto no planejamento.

Tabela 39 – Análise de variância para a variável RST.

Fonte de Variação	SQ	GL	QM	F _{calc}
Regressão	11899,53	2	5949,77	68,61
Resíduo	3208,80	37	86,724	
Total	15108,33	39		

$R^2 = 0,7876$; $T_{tab, 0,05,2,37} = 3,29$

Ao nível de significância de 5%, considera-se satisfatório os resultados desta análise, pois se obteve uma variação em torno da média sendo explicada de aproximadamente 78,76%, sendo que o resíduo foi de 21,24%. Além disso, o valor de F_{calc} foi maior que seu respectivo valor tabelado, sendo assim, há significância evidenciada entre as médias.

A Equação 40 representa a expressão numérica matemática entre os parâmetros razão de mistura (RM) e fração de sólidos (FS) para a variável resposta redução de sólidos totais (RST). A Figura 50 apresenta os gráficos de superfície de resposta e curvas de contorno oriundo da expressão matemática para os parâmetros citados. Neste caso a variável tempo (t) foi mantida fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 56,78 - 17,58 \cdot \text{FS} - 3,78 \cdot \text{FS}^2 + 9,40 \cdot \text{RM} - 4,24 \cdot \text{RM}^2 + 1,08 \cdot \text{FS} \cdot \text{RM} \quad (40)$$

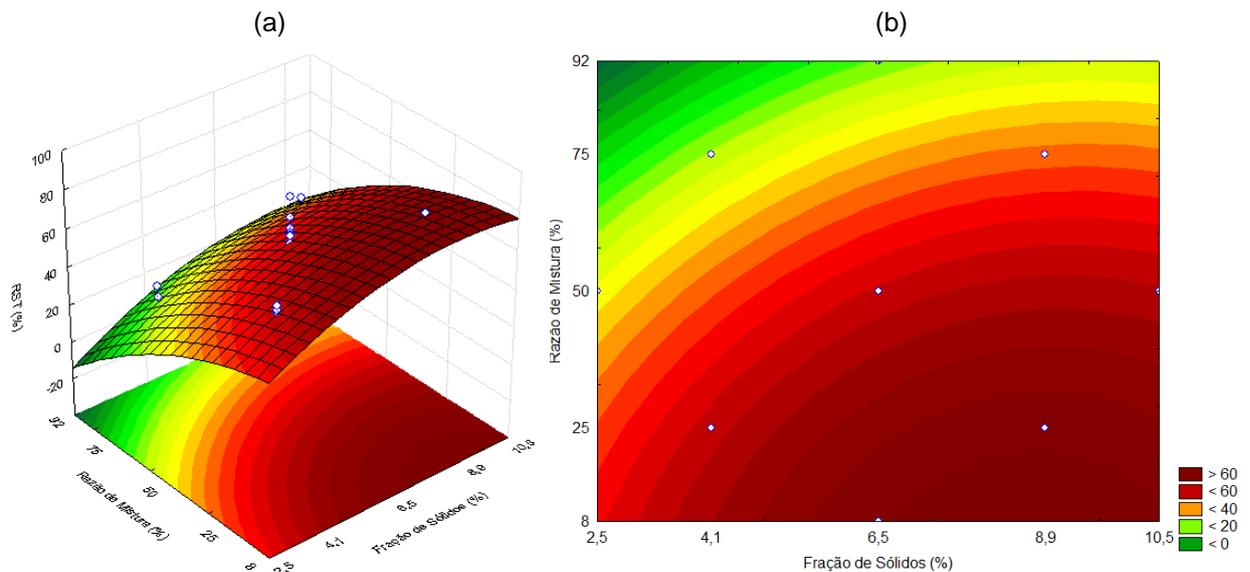


Figura 50 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função da razão de mistura e fração de sólidos, com o tempo mantido fixo no ponto central.

Na análise da Figura 50 nota-se maior redução no teor de sólidos totais quando a razão de mistura é inferior a 50% em dejetos suínos. Em relação à fração de sólidos se observa que houve comportamento semelhante em toda a faixa estudada, porém a interação com uma maior porção de dejetos bovinos (menos dejetos suínos) provocou maior redução neste teor.

A Equação 41 corresponde à Figura 51 e representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para a variável resposta redução de sólidos totais, RST, variando-se o tempo e a fração de sólidos, com a razão de mistura sendo fixada no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 56,78 + 9,40.FS - 4,24.FS^2 + 0,87.t + 1,06.t^2 - 1,56.FS.t \quad (41)$$

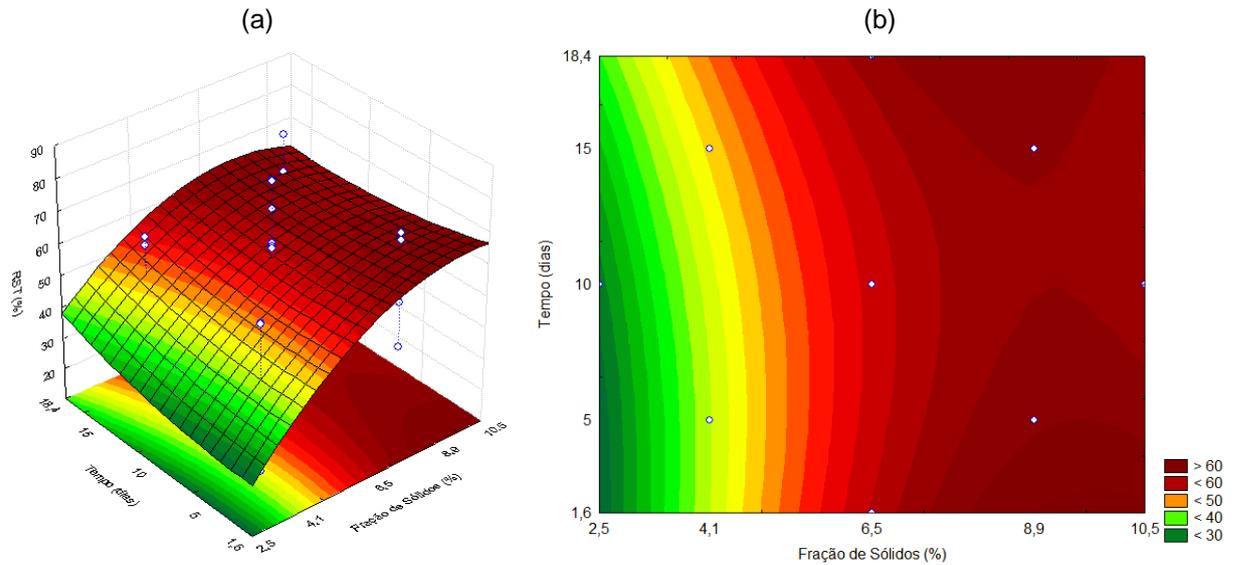


Figura 51 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e fração de sólidos, com a razão de mistura mantida fixa no ponto central.

Pela análise da Figura 51, nota-se que a variável fração de sólidos em interação com o tempo apresenta maior redução de sólidos totais, na faixa que varia desde os valores médios até os valores máximos, para qualquer faixa de tempo estudada, evidenciando ainda significativo aumento na redução de sólidos totais.

A Equação 42 representa a expressão numérica para a interação entre o tempo (t) e a razão de mistura (RM). Esta interação pode ser analisada na Figura 52, a qual representa a superfície de resposta e as curvas de contorno para os parâmetros citados, considerando-se a variável fração de sólidos fixa no ponto central.

$$\text{RST (\%)} = 56,78 - 17,58.RM - 3,78.RM^2 + 0,86.t + 1,06.t^2 - 1,32.RM.t \quad (42)$$

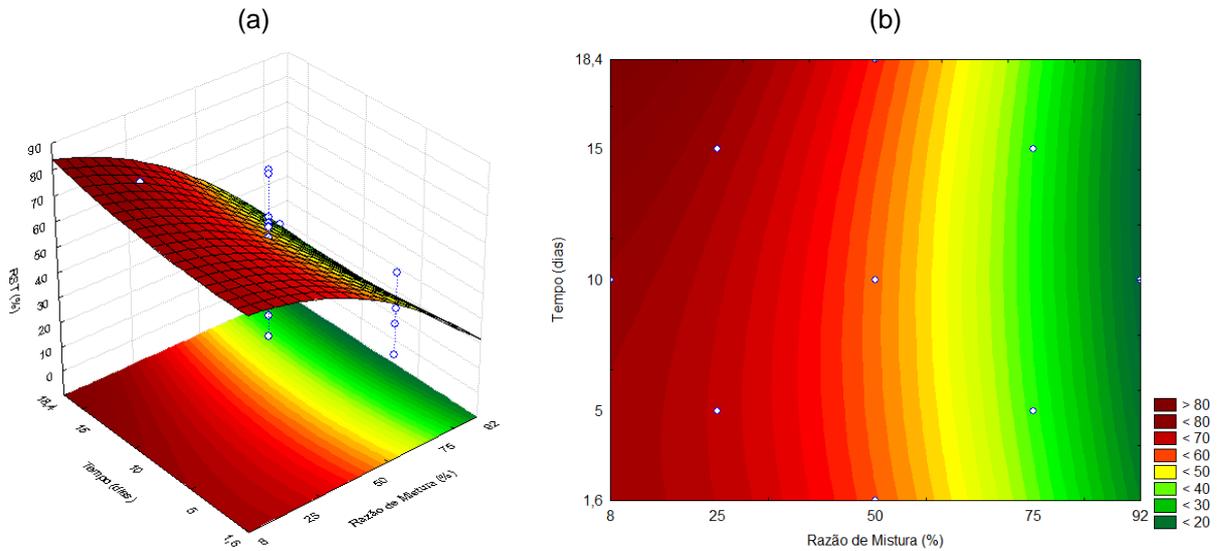


Figura 52 – Superfície de resposta (a) e curva de contorno (b) para a variável resposta RST em função do tempo e razão de mistura, com a fração de sólidos mantida fixa no ponto central.

Ao verificar a interação entre o tempo e a razão de mistura, e seu efeito sobre a variável resposta, percebe-se que há aumento na redução de sólidos totais em grande faixa desta interação, a qual se estende desde os valores mínimos atingindo os valores médios para a razão de mistura, ou seja, até próximo de 50% de dejetos suínos. O tempo, porém apresenta a mesma redução em todos os intervalos estudados para este caso onde se utilizou o inoculo isolado de dejetos bovino com um possível melhorador da eficiência do processo de codigestão.

5.4 ANÁLISE DE TUKEY

Conforme descrito anteriormente, após as análises estatísticas se realizou o teste de comparação das médias, teste de Tukey, com o propósito de verificar a eficiência dos ensaios realizados, mediante os resultados obtidos e assim evidenciar qual dos três ensaios (sem inoculo, uso de inoculo da rede de saneamento básico e inoculo isolado de bovino) é mais satisfatório, quanto aos parâmetros de resposta estudados (nitrogênio total, redução DQO, razão AV/AL, razão SV/ST e redução de sólidos totais).

A Tabela 40 apresenta a análise de Tukey com as cinco variáveis respostas utilizadas nas análises estatísticas. Fez-se a média de cada resposta em cada ensaio, pois se considerou que dentro de cada ensaio, as respostas estavam sujeitas aos mesmos tratamentos (tratamentos de 1 a 20).

Tabela 40 – Análise de Tukey para as variáveis respostas dos ensaios realizados de 1 a 3.

Variável	Ensaio 1 (sem inoculo)	Ensaio 2 (inoculo da rede de Saneamento Básico)	Ensaio 3 (inoculo isolado de dejetos bovinos)
N (mg.L ⁻¹)	134,25±85,68 ^a	805,00±380,51 ^b	1050,00±459,81 ^c
AV/AL	1,85±1,67 ^a	5,17±4,01 ^b	6,24±3,92 ^b
RDQO (%)	98,42±1,93 ^a	90,57±4,15 ^b	86,32±8,03 ^c
SV/ST	0,78±0,09 ^a	0,82±0,04 ^b	0,81±0,03 ^b
RST (%)	35,90±15,80 ^a	59,47±14,31 ^b	57,75±19,68 ^c

Através do teste de Tukey observa-se que o teor de nitrogênio total nas amostras dos três ensaios é estatisticamente diferente entre si. Nota-se maior teor deste nutriente nos ensaios usando os inoculos: da Rede de Saneamento Básico e isolado de dejetos bovinos, sendo que no ensaio sem uso de inoculo o teor de nitrogênio foi menor.

Sabe-se que o nitrogênio é o macro nutriente mais importante no desenvolvimento de cultivares de milho. Assim sendo, muitos dados encontrados na literatura (item 3.6), provenientes de diferentes estudos citam que dependendo do solo onde o milho é plantado as doses deste nutriente podem variar de 40 à 240 kg de nitrogênio por hectare. Porém a faixa considerada ideal é em torno de 120 e 140 kg/ha. Portanto o uso de nitrogênio em grandes quantidades, não é necessário, visto que a planta absorve até certo limite, ocasionando perdas e até mesmo arraste deste fertilizante via lixiviação.

Analisando-se a variável resposta redução de DQO, se observa que existe diferença estatística significativa entre as médias dos três ensaios realizados. Porém o ensaio que apresentou a maior redução da DQO, foi o ensaio sem uso de inoculo, por isso, verificou-se maior eficiência neste experimento, mediante esta resposta, pois quanto maior for à redução deste parâmetro, indica-se que houve diminuição na quantidade de matéria orgânica do efluente líquido, o que por sua vez, indica que houve maior degradação desta, garantindo a estabilidade do biofertilizante após

aplicado em cultura. Por isso optou-se em utilizar o ensaio onde se teve a maior eficiência na resposta.

No caso da razão AV/AL, nota-se que não há diferença significativa entre as respostas médias dos ensaios dois e três. Apenas o ensaio um mostra-se estatisticamente diferente dos demais.

É importante salientar que a razão AV/AL indica a estabilidade do processo de codigestão anaeróbia. Dessa forma, quando um processo mantém a estabilidade entre a acidez e a alcalinidade, a necessidade do uso de substâncias para aumentar ou diminuir o pH do processo torna-se menor ou desnecessária, evitando assim variações bruscas no pH do processo de biodigestão. Por isso, o ensaio um além de ser diferente dos demais, apresentou a menor relação AV/AL, sendo, portanto mais estável, indicando maior estabilidade em relação ao pH do biofertilizante em codigestão anaeróbia.

Para a razão SV/ST, sólidos voláteis e sólidos totais, é importante citar que quanto menor for esta razão, menor também é a quantidade de sólidos voláteis presentes na amostra. Dessa forma o teor de sólidos fixos é maior, indicando maior estabilidade do processo de codigestão, graças à redução no teor de matéria orgânica. Por isso quanto maior a redução da DQO, menor a quantidade de matéria orgânica e assim sendo o teor de sólidos voláteis diminui, diminuindo também a relação SV/ST. Na análise da Tabela 40, nota-se que o ensaio um além de ser estatisticamente diferente dos demais, é o que apresenta menor valor nesta razão, sendo, portanto mais estável. Em contrapartida, os ensaios dois e três não apresentam diferenças significativas entre si.

Outro fator importante está relacionado com a redução de sólidos totais dos dejetos iniciais. Se o teor de sólidos totais for alto, indica baixa degradação das partículas sólidas dos dejetos em biofertilizante líquido. Sendo assim se a redução destes resíduos sólidos for maior, indica que houve melhores condições ao longo do processo de codigestão. No comparativo entre os três ensaios, se observou que houve maior redução de sólidos nos ensaios onde se utilizaram os inoculos da Rede de Saneamento Básico e inoculo isolado de dejetos bovino. Estatisticamente comparando-se as médias observou-se que todos os ensaios são diferentes.

Após a análise da importância de cada uma das cinco variáveis respostas já citada e observando os resultados obtidos pelo Teste de Tukey, optou-se em utilizar o ensaio um, o qual foi realizado sem uso de inoculo. Verificou-se, porém, que nem

todas as cinco variáveis estão completamente adequadas ao que se considera ideal segundo a literatura. Utilizou-se, portanto o ensaio onde o maior número de variáveis respostas foi considerado satisfatório, como razão AV/AL, razão SV/ST e redução da DQO. O teor de nitrogênio total como já mencionado anteriormente não necessita ser o maior, desde que seja fornecido em quantidade adequada à planta. A variável resposta RST no ensaio escolhido apresentou a menor redução entre os três realizados, porém se acredita que melhorando condições operacionais o potencial reducional de sólidos seja melhorado.

5.5 ESTUDO CINÉTICO

Como já citado na descrição metodológica nesta etapa do estudo utilizaram-se de dois reatores com capacidade de 20 litros cada contendo aproximadamente $\frac{3}{4}$ da capacidade em dejetos, com fração de mistura de 75% dejetos suínos e 25% dejetos bovinos, com 8,9% de sólidos, como se nota na Figura 53. Os resultados observados apresentam-se em gráficos, para que se observe o efeito de um parâmetro resposta sobre outro também analisado.



Figura 53 – Biodigestores estudo cinético da codigestão anaeróbia de dejetos suínos e bovinos em batelada para o Biodigestor 1 (a) e Biodigestor 2 (b).

Durante a realização do experimento a temperatura manteve-se próxima aos 25° C, com variações entre 22° C e 28° C. O experimento foi realizado durante a estação do verão, com temperaturas mais elevadas e com menos variações térmicas, de um dia para outro. Houve alguns episódios de precipitações que fizeram com que a temperatura sofresse um decréscimo em determinados dias, por isso houve esta variação de aproximadamente 6° C na temperatura apresentada ao longo do estudo.

Torna-se importante frisar que o experimento foi realizado em laboratório, e por isso, mesmo em dias quentes a temperatura não apresentou elevação acima dos 30° C.

Observam-se na Figura 54 os resultados das variáveis respostas: temperatura, pH, RDQO, RST, SV/ST, AV/AL e volume de biogás em função do tempo para o Biodigestor 1, considerando-se o processo em batelada.

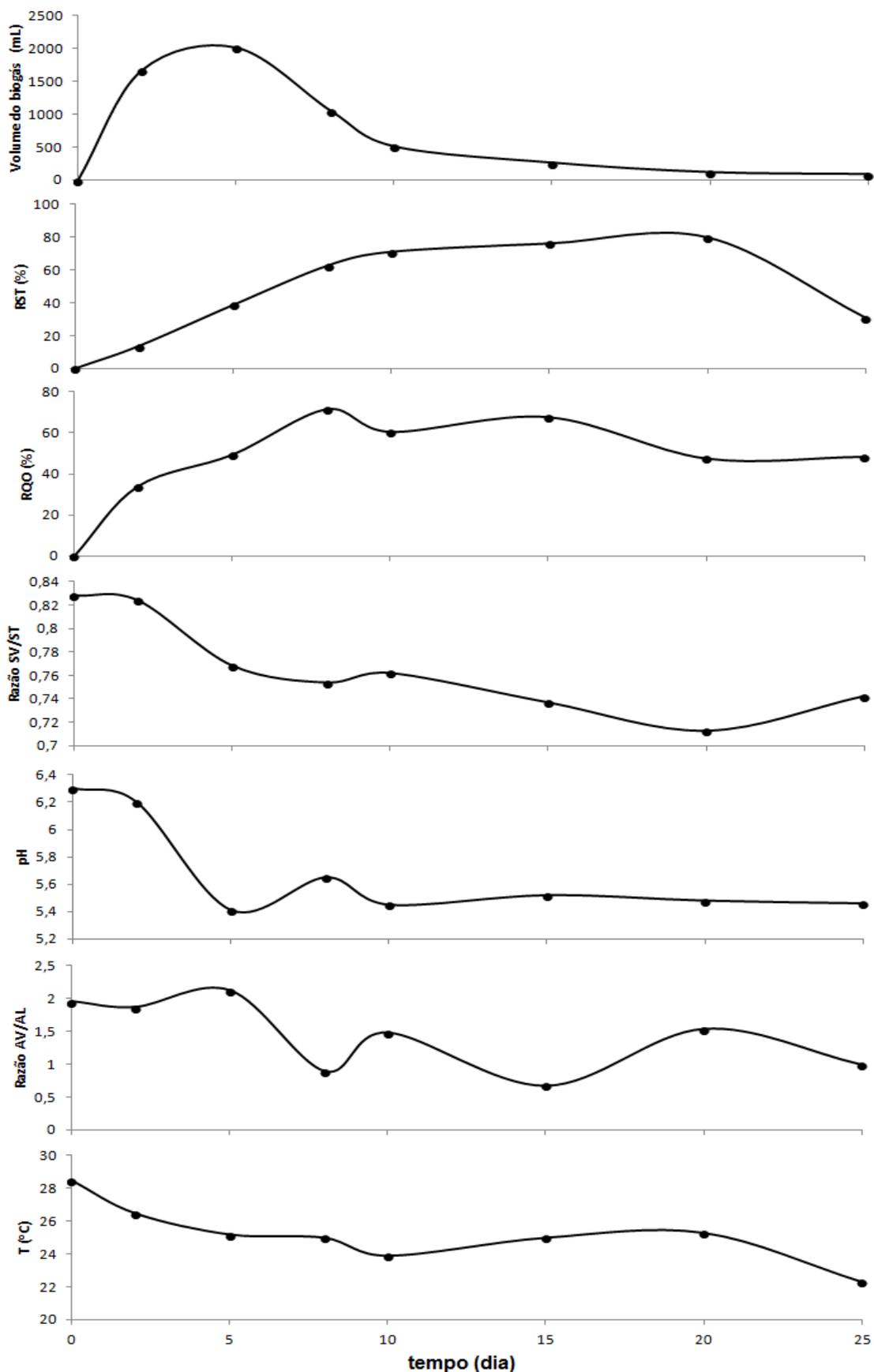


Figura 54 – Comportamento da temperatura, razão AV/AL, pH, razão SV/ST, RDQO, RST e volume de biogás em função do tempo durante o Estudo Cinético do Biodigestor 1.

A temperatura é um fator importante para o processo de biodigestão. Durante o estudo cinético esta foi determinante para o bom êxito do processo. Passos et. al. (2013) citam a importância de controlar a temperatura nos processos de biodigestão, a fim de se obterem bons resultados durante a decomposição de materiais orgânicos, em especial dejetos, pois variações bruscas na temperatura afetariam todo o processo, influenciando no desenvolvimento das bactérias responsáveis pela decomposição dos dejetos.

Pela análise da Figura 54, nota-se que próximo ao vigésimo dia do tratamento o volume de biogás apresenta-se praticamente constante, indicando uma possível estabilidade da matéria orgânica estudada. Isso também pode ser notado para a variável redução de sólidos que até este intervalo de tempo apresenta-se crescente. Também neste dia, o volume de biogás formado praticamente extingue-se, evidenciando que a decomposição da matéria orgânica e conversão desta em gases esta sendo finalizada.

Em relação à variável resposta razão AV/AL, se verifica que houve influencia desta sobre a RDQO, sobre a razão SV/ST e sobre o pH, no tempo de oito dias. Isso ocorre, pois valores menores nessa razão são indicativos de processo mais estabilizado, ou seja, apresentando quantidade de íons H^+ (ácido) e íons OH^- (base) muito próximas, além de conferir características menos ácidas evidenciadas pelo aumento do pH e da RDQO, neste ponto específico.

Próximo a dez dias de tratamento se observa determinada redução na temperatura, e conseqüentemente, redução da RDQO e do pH. Isto ocorre, pois em temperaturas mais baixas a eficiência do processo em termos de decomposição é diminuída, e, portanto a redução da demanda química de oxigênio também é retardada.

A Figura 55 apresenta os resultados das variáveis respostas: temperatura, pH, RDQO, RST, SV/ST, AV/AL e volume de biogás em função do tempo para o Biodigestor 2, considerando-se o processo em batelada.

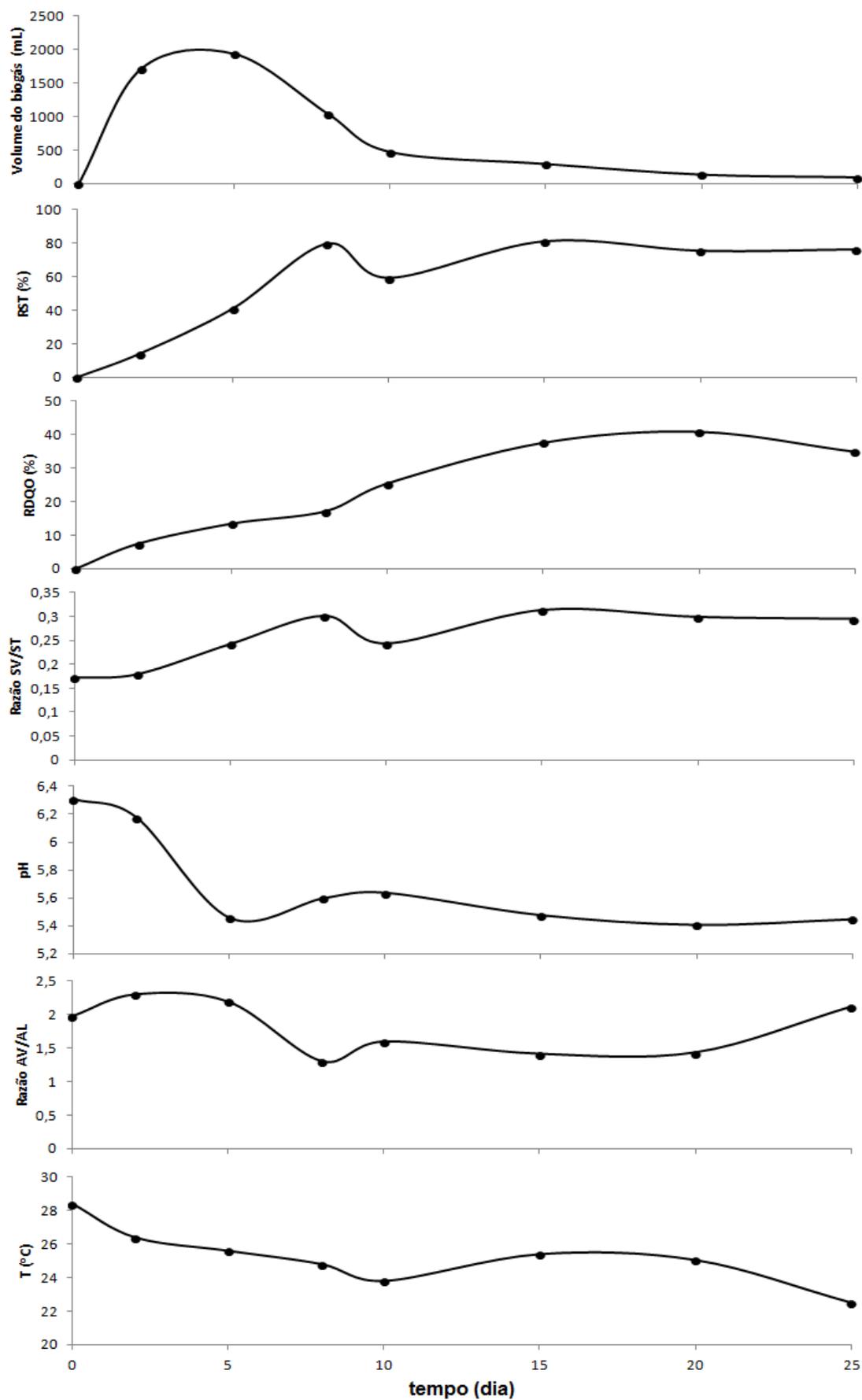


Figura 55 – Comportamento da temperatura, razão AV/AL, pH, razão SV/ST, RDQO, RST e volume de biogás em função do tempo durante o Estudo Cinético do Biodigestor 2.

O comportamento das variáveis respostas para o segundo biodigestor é muito semelhante para as respostas do primeiro caso estudado. Nota-se, porém que no segundo biodigestor a razão AV/AL é maior, mantendo-se entre 2 e 2,5 (entre 1 e 1,5 para o biodigestor 1), indicando simultaneamente uma redução na RDQO do processo de codigestão, se comparado com o primeiro biodigestor.

A partir do décimo dia de tratamento, há certa tendência de estabilização, como ocorreu no caso anterior, e isso vai se intensificando, até ser mais bem evidenciada no vigésimo dia de tratamento.

Comparando-se os resultados para ambos os biodigestores, pode-se afirmar que no segundo caso houve maior estabilidade orgânica da matéria se comparado com o primeiro, porém, em ambos pode-se verificar que para o tratamento deste tipo de material orgânico vinte dias são necessários, desde o início até a obtenção do biofertilizante orgânico.

É importante salientar que o biogás não cessou por completo a partir do vigésimo quinto dia. Deixaram-se os dois biodigestores em processo de digestão por mais alguns dias para se observar o comportamento destes, porém notou-se que o volume de gás formado era muito pequeno, não chegando a 50 mL.dia^{-1} , o que mais uma vez informa a baixa degradação da matéria orgânica devido à estabilização desta.

Outra fonte de resposta, porém que não mede a eficiência do processo é o teor de nitrogênio total. Para o primeiro biodigestor o teor de nitrogênio observado foi de $1822,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e para o segundo foi de 1540 mg.L^{-1} . De acordo com a resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, (BRASIL, 2011), os teores de nitrogênio a serem lançados no ambiente são de no máximo 20 mg.L^{-1} . Portanto este dejetos mesmo recebendo o tratamento adequado jamais deve ser utilizado puro na adubação de plantas. Antes, porém, de ser aplicado em plantações de gramíneas é necessário que este biofertilizante seja diluído a cerca de 30 mg.L^{-1} , teor utilizado no desenvolvimento do milho, garantindo assim a eficiência no crescimento das plantas (BEZARRA et. al., 2008). Ainda de acordo com o autor, qualquer quantidade acima deste valor, se tornaria resíduo e assim sendo, poluente ambiental.

5.6 APLICAÇÃO DO FERTILIZANTE EM CULTURA DE MILHO

Como já descrito na metodologia, o último passo realizado neste projeto de pesquisa, objetivou testar o biofertilizante produzido aplicando-o em plantas de milho cultivadas em canteiros experimentais. A Figura 56 apresenta imagens das mudas de milho no início do processo, ou seja, antes de qualquer aplicação de fertilizante (ureia, biofertilizante).



Figura 56 – Mudanças de milho ao início do processo representando respectivamente: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d). Nesta etapa ainda não se adicionaram as doses desejadas.

É importante ressaltar que na Figura 56, as mudas de milho ainda não receberam nenhuma dose de fertilizante, seja este ureia ou biofertilizante natural. Como se pode observar ainda na figura citada as plantas apresentam aspectos semelhantes, como a altura e o diâmetro de colmo. É notório ainda que as plantas estejam com coloração amarelada, indicando a falta de nutrientes essenciais ao seu desenvolvimento, em especial o nitrogênio. Vale lembrar que não se adicionaram quantidades de fertilizantes no momento do plantio.

Ao atingir o estágio de desenvolvimento apresentado na Figura 56, as mudas de milho receberam então as doses iniciais de fertilizantes ($40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ureia; $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ biofertilizante; $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ biofertilizante), exceto a muda controle. Após sete dias desta aplicação observou-se que o desenvolvimento das plantas foi bem significativo, com exceção apenas do controle, o qual apresentou baixo crescimento. Pela análise da Figura 57, se pode notar o que foi citado.

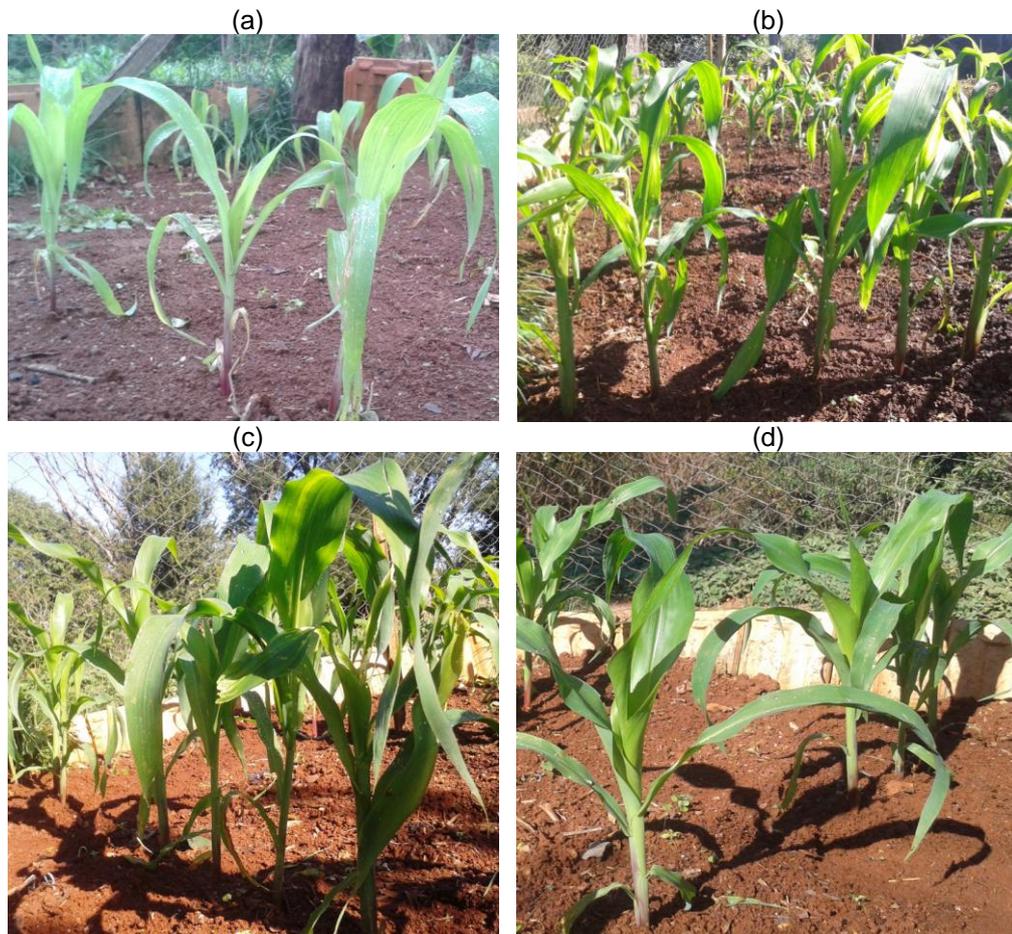


Figura 57 – Mudanças de milho sete dias após a primeira aplicação, onde respectivamente, representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d).

Apenas o canteiro controle não apresentou características indicativas de desenvolvimento, quando comparado aos demais canteiros. Por esta simples análise visual denota-se uma possível comparação entre a ureia e o biofertilizante quando utilizados nas mesmas concentrações, pois as mudas apresentam desenvolvimento semelhante na altura e também no colmo, sê bem observado. O canteiro que recebeu menor teor de biofertilizante (Figura 57d) também apresenta plantas com aspecto saudável e com bom crescimento, porém menor se comparado à ureia e o biofertilizante adicionado em maior quantidade.

Nesta etapa do estudo se adicionou uma segunda dose de ureia e biofertilizante nas mesmas concentrações já utilizadas. Passados catorze dias da primeira aplicação, fez-se uma nova medição da altura e do diâmetro do colmo e observou-se um aumento significativo do crescimento das plantas como se pode observar na Figura 58.

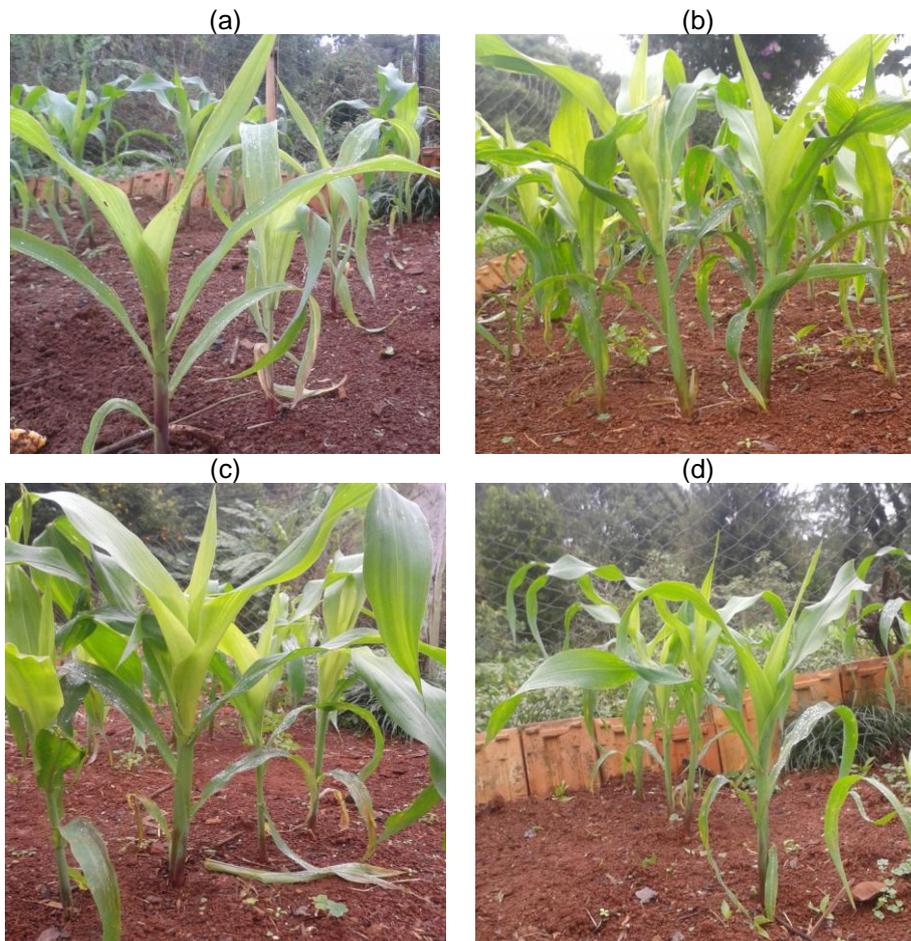


Figura 58 – Mudanças de milho catorze dias após a primeira aplicação. Representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d).

Ao se analisar a cultura de milho (Figura 58), novamente se pode notar que as plantas que receberam ureia apresentam comportamento semelhante às que receberam maiores doses de biofertilizante. Isso é mais facilmente notado quando se verifica o diâmetro do colmo, o qual se apresenta com maior circunferência nas plantas das Figuras 58c e 58d.

Neste período de catorze dias não se adicionaram mais doses de biofertilizante. Porém deixaram-se as plantas mais sete dias para observar possíveis comportamentos referentes ao crescimento destas. Então, vinte e um dias após a primeira aplicação ocorreu uma nova medição das características de desenvolvimento das plantas e mais uma vez verificou-se que o crescimento foi mais intenso para a ureia e o biofertilizante em concentrações iguais. Isso pode ser mais bem visualizado na Figura 59.

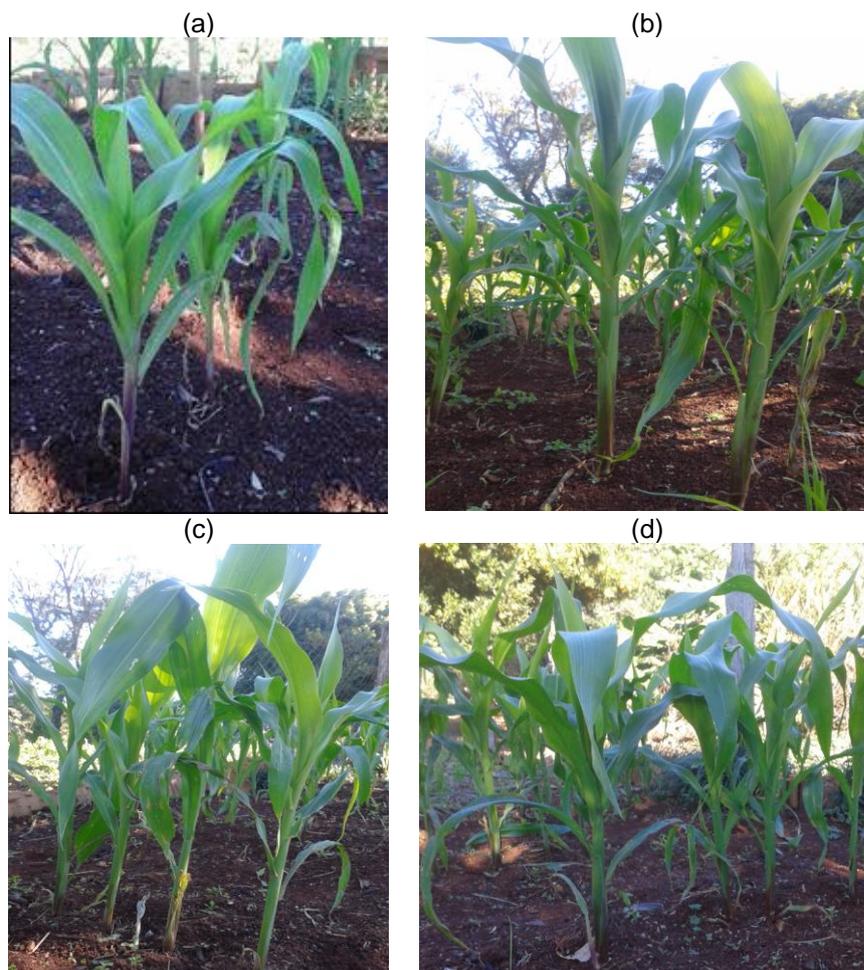


Figura 59 – Mudas de milho vinte e um dias após a primeira aplicação. Representam: canteiro controle (a), canteiro com ureia (b), canteiro com mais biofertilizante (c) e canteiro com menos biofertilizante (d).

Este crescimento nítido mostrado pelas plantas de milho, quando submetidas a diferentes tratamentos com fertilizantes (Figuras 56 a 59), é comprovado pelas medições realizadas com as plantas em relação a sua altura e seu diâmetro de colmo. Os valores das medições foram submetidos ao teste de Tukey para verificar possíveis semelhanças ou diferenças entre os tratamentos (doses de fertilizantes) empregados. A Tabela 41 apresenta os valores médios de crescimento de planta para altura e para o diâmetro de colmo, juntamente com a análise de Tukey.

Tabela 41 – Teste de Tukey para medições de altura e diâmetro de colmo em mudas de milho sujeitas à diferentes tratamentos.

Variável	Tempo (dias)	Canteiro 1 ureia (40 kg.ha ⁻¹)	Canteiro 2 biofertilizante (40 kg.ha ⁻¹)	Canteiro 3 Biofertilizante (20 kg.ha ⁻¹)	Canteiro 4 (controle)
Altura (cm)	0	14,3±1,55 ^a	15,0±1,44 ^a	14,0±1,61 ^a	10,8±2,03 ^b
	7	24±3,71 ^a	24,0±3,38 ^a	23,0±3,42 ^a	15,0±2,24 ^b
	14	33,5±3,41 ^a	32,0±3,29 ^a	30,5±4,52 ^a	18,0±3,03 ^b
	21	40,5±4,24 ^a	39±3,59 ^a	37,5±5,27 ^a	18,5±3,91 ^b
Colmo (mm)	0	5,7±1,33 ^a	5,6±1,29 ^{ab}	5,0±0,99 ^b	3,7±0,34 ^c
	7	11,1±2,44 ^a	9,8±1,58 ^{ab}	8,9±1,82 ^b	4,2±1,53 ^c
	14	13,0±3,11 ^a	12,1±1,66 ^{ab}	11,4±2,50 ^b	5,9±0,91 ^c
	21	15,3±2,53 ^a	13,0±1,85 ^{ab}	13,6±2,32 ^b	6,2±2,01 ^c

Pela análise da Tabela 41 se verifica que há uma correlação interessante entre as variáveis estudadas. Para a altura, nota-se que independente do fertilizante utilizado, seja este, ureia ou biofertilizante em dosagens diferenciadas, não há diferença significativa entre as médias, e isso foi evidenciado à medida que as mudas de milho sofriam alteração no crescimento. Ocorre distinção apenas quando se comparam estas médias com o canteiro controle, o qual apresenta características de crescimento menores que os demais estudados.

Mediante a análise do colmo do milho, verifica-se que não há diferença estatística entre as médias para os tratamentos com ureia e com maior teor de biofertilizante (40 kg.ha⁻¹), indicando que estes dois fertilizantes apresentam características nutricionais semelhantes e quando aplicados em dosagens iguais (ou muito próximas) apresentam efeitos muito próximos.

Os resultados para a ureia se diferem dos demais (controle e menor teor de biofertilizante), pois as médias são consideradas estatisticamente diferentes, ou seja, a ureia ainda apresenta melhores resultados no crescimento do milho se

comparado com as dosagens de 20 kg.ha⁻¹ de biofertilizante e a ausência deste (controle). Quando se compara dosagens distintas do mesmo biofertilizante nas plantas se nota que não existe diferença significativa entre as médias, variando apenas para o controle, que é considerado estatisticamente diferente de todos os demais tratamentos.

Outra análise proposta para verificar a viabilidade nutricional do biofertilizante esta relacionada com a percentagem em matéria seca presente na amostra. A Tabela 42 apresenta os valores determinados experimentalmente.

Tabela 42 – Teor em Matéria Seca para os diferentes tratamentos.

Tratamento	Matéria Seca (%)	Umidade (%)
Canteiro 1 (ureia)	12,17	87,83
Canteiro 2 (mais biofertilizante)	11,68	88,32
Canteiro 3 (menos biofertilizante)	12,79	87,21
Canteiro 4 (controle)	11,46	88,54

Como se observa na Tabela 42, o teor de matéria seca (MS) não apresentou variações muito distintas entre todos os tratamentos estudados. Embora muito próximos, os valores evidenciam que na ausência de fertilizantes o milho apresenta menor teor em MS. No entanto, a maior percentagem em MS é identificada nas plantas do canteiro 3, onde se utilizou menor teor de biofertilizante.

O experimento foi realizado em período de outono, o qual é caracterizado por temperaturas mais amenas, se comparado ao verão, estação na qual o milho apresenta um desenvolvimento mais rápido. Devido a isso, pode ser que não se tenha alcançado todo o potencial de crescimento do milho, através do uso destes fertilizantes, o que poderia ser mais bem avaliado em estação adequada.

Em suma, se pode afirmar através dos resultados aqui apresentados que o biofertilizante é considerado uma excelente fonte de nutrientes para a cultura do milho, visto que seu crescimento foi muito similar quando comparado com a adubação comercial. Porém, não se pode dizer que este biofertilizante possa substituir a ureia vendida comercialmente. Para que isso aconteça seria necessário verificar mais detalhadamente o efeito do biofertilizante sobre a planta e seu desenvolvimento posterior, através de análises como: número de grãos por espiga,

número de fileiras por espiga, massa produzida (em grãos), altura de planta, diâmetro de colmo (planta adulta), entre outros critérios.

6 CONCLUSÃO

Conhecendo a realidade e a problemática que envolve o lançamento indevido de resíduos agropecuários diretamente ao solo ou em corpos hídricos, se propôs estudar a eficiência do processo de codigestão anaeróbia destas matrizes residuais. Observou-se que a metodologia empregada no tratamento destes resíduos foi adequada, pois se obtiveram inúmeros resultados indicativos de excelente tratamento da biomassa.

Durante o planejamento fatorial ao efetuar-se a análise de Tukey, considerando ainda a importância de algumas variáveis respostas (nitrogênio total, RDQO, RST, razão AV/AL e razão SV/ST) se concluiu que o ensaio *in natura* apresentou as melhores condições operacionais, pois se teve o maior número de variáveis respostas sendo consideradas satisfatórias, como razão AV/AL, razão SV/ST e redução da DQO. No entanto, a concentração de nitrogênio total e a redução de sólidos totais se apresentou mais interessante em outros ensaios. Teor de nitrogênio total não necessita ser alto, desde que seja fornecido em quantidades suficientes à planta de milho. A redução dos sólidos totais pode ainda ser melhorada, melhorando-se as condições experimentais.

Mediante estes resultados se fez o estudo cinético e neste observou-se que a biomassa em estudo se estabilizou próximo aos vinte dias de tratamento, indicando que para degradar biologicamente estes resíduos não se necessita de longos períodos de tempo. Nesta etapa notou-se ainda que a produção do biogás, um coproduto do processo, é formado em maior quantidade nos primeiros dias, evidenciando a rápida degradação dos dejetos em meio anaeróbio.

Ao se analisar a eficiência do biofertilizante no crescimento de mudas de milho, verificou-se que o crescimento das plantas e o diâmetro do colmo destas, foram muito significativos, pois em comparação com a ureia (fertilizante inorgânico mais comercializado) e aplicados em dosagens iguais observou-se que o crescimento foi semelhante. Diante disso, se pode afirmar que o biofertilizante produzido pode ser uma possível alternativa de substituição do fertilizante inorgânico, que apresenta entre outras características grande quantidade de matéria orgânica, facilitando a incorporação do nitrogênio pelas plantas, neste caso o milho.

Pode-se dizer, no entanto que este processo de biodigestão anaeróbia é uma excelente forma de tratamento da biomassa orgânica, podendo ser utilizado em inúmeros tratamentos de resíduos, tais como: agrícolas, agroindustriais, de laticínios, de frigoríficos, esgoto doméstico, saneamento básico urbano, e em especial o tratamento de dejetos animais, como os suínos e os bovinos.

Em suma, a estabilização destes resíduos trazem inúmeros benefícios socioambientais, pois além de reduzir a DQO, de diminuir microrganismos patogênicos, o biofertilizante quando lançado ao solo como fonte de nitrogênio à gramíneas como o milho, apresenta baixo teor de nitrogênio amoniacal e maior estabilidade química se comparado ao dejetos antes do processo. Além disso, se diminui a possibilidade de contaminação dos recursos hídricos nas proximidades de onde o dejetos é gerado, bem como onde é lançado posteriormente.

7 SUGESTÕES

Como todo trabalho de pesquisa, este não pretendia ser totalmente conclusivo, e sim abrir caminhos para que novas pesquisas fossem realizadas, permitindo o maior conhecimento a cerca da codigestão anaeróbia de resíduos de bovinos e suínos, além do uso do biofertilizante em cultura de milho. Neste sentido, algumas sugestões para a continuação da pesquisa, são elencadas a seguir:

- Estudar novas frações de mistura para os dejetos de suínos e bovinos, além de outros valores para fração de sólidos, mediante a caracterização da biomassa (dejeito) inicial, com o propósito de verificar a eficiência do processo anaeróbio.
- Fazer uso de outros inoculos alternativos durante o planejamento fatorial, buscando avaliar o potencial de redução de sólidos, redução da DQO, entre outros.
- Produzir um biofertilizante mediante codigestão anaeróbia de outros resíduos e/ou frações de resíduos, testando na cultura de milho, verificando o efeito deste biofertilizante, no número de espigas, número de fileiras por espiga, produção em massa de grãos de milho, entre outros.
- Aplicar o biofertilizante em outras culturas gramíneas, tais como, o trigo, aveia, cevada, e em forrageiras utilizadas na alimentação de bovinos.

REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ, J. A. OTERO, L. LEMA, J.M. A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1153-1158, 2010.
- ALVAREZ, R. LIDÉN, G. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, v. 33, p. 726-734, 2008.
- AMARAL, C. M. C. AMARAL, L. A. JÚNIOR, J. L. NASCIMENTO, A. A. FERREIRA, D. S. MACHADO, M. R. F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Revista Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, Brasil, 2004.
- AMON, T. AMON, B. KRYVORUCHKO, V. BODIROZA, V. PÖTSCH, E. ZOLLITSCH, W. Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: effects of dairy systems and of glycerine supplementation. **International Congress Series**, v.1293, p. 217-220, 2006.
- ANAMI, M.H. SAMPAIO, S.C. SUSZEK, M. GOMES, S.D. QUEIROZ, M.M.F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 75–80, 2008.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard Methods for the Examinations for Water and Wastewater**. Whashington, D.C: 21th Centennial Edition, 2005.
- APPELS, L. BAEYENS, J. DEGRÈVE, J. et. al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v.34, p. 755-781, 2008.
- BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unesc & Ciência**, v. 2, n. 1, p. 87-96, 2011.
- BEZERRA, L. L. FILHO, J. H. S. FERNANDES, D. ANDRADE, R. MADALENA, J. A. S. Avaliação da aplicação de biofertilizantes na cultura do milho: crescimento e produção. **Revista Verde**, v. 3, n. 3, p. 131-139, 2008.
- BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357**, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.
- BRASIL Lei nº 9.605. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente**. Brasil, 12/02/1998.
- BRASIL, Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). **Manual Técnico de Suinocultura**, Brasília, 1999.
- BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE/IPARDES – Censo Agropecuário 2011**. Brasília/DF, 2011.

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE – Estatística da Produção Pecuária 1º Trimestre de 2012**. Brasília/DF, 2012.

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE – Produção Brasileira de Grãos**. Brasília/DF, 2012.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Produção Vegetal: cultura do milho**. Brasília/DF, 2013.

BRIGANÓ, M. V. PACHECO, G. D. BRIDI, A. N. OBA, A. FONSECA, N. A. N. SILVA, C. A. Desempenho e características de carcaça de suínos submetidos a diferentes programas de restrição alimentar na fase dos 30 aos 118 kg. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1398-1404, 2008.

CATAPAN, A. CATAPAN, D. C. CATAPAN, E. A. Formas alternativas de geração de energia elétrica a partir do biogás: uma abordagem do custo de geração da energia. **Revista Online Custos e Agronegócio**, v. 7, n. 1, 2011.

CASTRO, R. S. GODON, J. J. DELGENÈS, J. P. DABERT, P. Characterisation of the microbial diversity in a pig manure storage pit using small subunit rDNA sequence analysis. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, p 229–242, 2005.

CERVI, R. G. ESPERANCINI, M. S. T. BUENO, O. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 831-844, 2010.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. Vol. 5, Ed. SEGRAC, Belo Horizonte/MG: 1997.

CUETOS, M. J. GÓMEZ, X. OTERO, M. MORÁN, A. Anaerobic digestion and co-digestion of, slaughterhouse waste (SHW): influence of heat and pressure pre-treatment in biogas yield. **Waste Management**, v. 30, p. 1780-1789, 2010.

DECHRUGSA, S. KANTACHOTE, D. CHAIPRAPAT, S. Effects of inoculum to substrate ratio, substrate mix ratio and inoculum source on batch co-digestion of grass and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 101-108, 2013.

DINUCCIO, E. BALSARI, P. GIOELLI, F. MENARDO, S. Evaluation of the biogás productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 3780-3783, 2010.

DUAN, N. DONG, B. WU, B. DAI, X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 150-156, 2012.

FAO. Food and Agriculture Organization of United Nations. **Perspectivas de colheitas e Situação Alimentar**, 2009.

GARFÍ, M. GELMAN, P. COMAS, J. CARRASCO, W. FERRER, I. Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. **Wast Management**, v. 31, p. 2584-2589, 2011.

GERBENS-LEENES, P. W. HOEKSTRA, A. Y. VANDERMEER, T. The water foot print of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. **Ecological Economics**, v. 68, p. 1052–1060, 2009.

HARTMANN, H. AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. **Water Research**, v. 39, p. 1543-1552, 2005.

HORI, T. HARUTA, S. UENO, Y. ISHII, M. IGARASHI, Y. Dynamic transition of a methanogenic population in response to the concentration of volatile fatty acids in a thermophilic anaerobic digester. **Applied and Environmental Micro-biology**, v. 72, n. 2, p. 1623-1630, 2006.

IZUMI, K. OKISHIO, Y. NAGÃO, N. NIWA, C. YAMAMOTO, S. TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, p. 601-608, 2010.

KIM, J. K. OH, B. R. CHUN, Y. N. KIM, S. W. Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, n. 4, p. 328–332, 2006.

KINNUNEN, V. CRAGGS, R. RINTALA, J. Influence of temperature and pretreatments on the anaerobic digestion of wastewater grown microalgae in a laboratory-scale accumulating-volume reactor. **Water Research**, v. 57, p.247-257, 2014.

KOMEMOTO, K. LIM, Y. G. NAGÃO, N. ONOUE, Y. NIWA, C. TODA, T. Effect of Temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v. 29, p. 2950-2955, 2009.

LANSING, S. MARTIN, J. F. BOTERO, R. B. SILVA, T. N. SILVA, E. D. Wastewater transformations and fertilizer value when co-digesting differing ratios of swine manure and used cooking grease in low-cost digesters. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, p. 1711-1720, 2010.

LINDMARK, J. LEKSELL, N. SCHNURER, A. THORIN, E. Effects of mechanical pre-treatment on the biogas yield from ley crop silage. **Applied Energy**, v. 97, p. 498-502, 2012.

LOPES, A. C. ROCHA, R. D. C. DIEDRICH, C. Estabilização anaeróbia da mistura de cama de aviário e soro de leite. **Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR**. Curitiba, 2012.

MADSEN, M. NIELSEN, J. B. H. ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion process: a review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 15, p. 3141-3155, 2011.

MAGHANAKI, M. GHOBADIANA, B. NAJAFI, G. JANZADEH GALOGAH, R. Potential of biogas production in Iran. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1153-1158, 2013.

MEHNAZ, S. KOWALIK, T. REYNOLDS, B. LAZAROVITS, G. Growth promoting effects of corn (*Zea mays*) bacterial isolates under greenhouse and field conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1848-1856, 2010.

MIAO, H. WANG, S. ZHAO, M. HUANG, Z. REN, H. YAN, Q. RUAN, W. Codigestion of Taihu blue algae with swine manure for biogas production. **Energy Conversion and Management**, v. 77, p. 643-649, 2014.

MIYAZAWA, M. BARBOSA, G.M.C. PARRA, M.S. Lixiviação de nitrogênio no solo pela aplicação de dejetos de suíno. **Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais**, v. 1, p. 143-147, 2009.

MURTO, M. BJÖRNSSON, L. MATTIASSON, B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. **J. Environ Manage**, v. 70, p. 101-107, 2004.

NETO, Benício B.; SCARMÍNIO, Ieda S.; BRUNS, Roy E.; **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 2ª ed. Editora UNICAMP: Campinas/SP, 2002.

NIU, Q. HOJO, T. QIAO, W. QIANG, H. LI, Y. Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure. **Chemical Engineering Journal**, v. 244, p. 587-596, 2014.

OLIVEIRA, V. FIALHO, E. LIMA, J. F. FREITAS, R. F. SOUZA, R. V. BERTECHINI, A. G. desempenho e composição corporal de suínos alimentados com rações com baixos teores de proteína bruta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 12, p. 1775-1780, 2006.

PALMA, C. F. Characterisation, kinetics and modelling of gasification of poultry manure and litter: An overview. **Energy Conversion and Management**, v. 53, p. 92-98, 2012.

PARANÁ, Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Geografia Paranaense – Mesorregião Sudoeste**. IPARDES, BRDE, Curitiba, 2004.

PARK, N. D. HELLE, S. S. THRING, R. W. Combined alkaline and ultrasound pre-treatment of thickened pulp mill waste activated sludge for improved anaerobic digestion. **Biomass & Energy**, v. 46, p. 750-756, 2012.

PASSOS F. GARCÍA, G. FERRER, I. Impact of low temperature pretreatment on the anaerobic digestion of microalgal biomass. **Bioresource Technology**, 138, p. 79-86, 2013.

PUPA, J.M.R. ORLANDO, U.A D. HANNAS, M.I. LIMA, I. L. Níveis nutricionais utilizados nas dietas de suínos no Brasil. **Simpósio Internacional sobre exigências nutricionais de Aves e Suínos**, v. 2, p. 349-374, 2005.

RISK, M. C. BERGAMASCO, R. TAVARES, C. R. G. Evaluation of the effects of dilution of waste fruits and greens in anaerobic digestion. **Magazine Tópos**, v. 2, n. 2, p. 153-165, 2008

RODRIGUES, L. S. SILVA, I. J. OLIVEIRA, P. R. CAMPOS, C. M. M. SILVA, F. L. Avaliação *in vitro* da eficiência de inoculos no tratamento anaeróbio de efluentes líquidos de suinocultura. **Arquivo Brasileiro Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.56, n. 5, p. 647-652, 2004.

RODRÍGUEZ, J. PÉREZ, M. ROMERO, L. I. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solidwaste: Optimisation of the semicontinuous process. **Chemical Engineering Journal**, v. 194, p. 10-15, 2012.

ROMANO, R. T. ZHANG, R. **Co-digestion of onion juice and wastewater sludge using na anaerobic mixed biofilm reactor**. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 631-637, 2007.

ROSSOL, C. FILHO, H. C. BERTÉ, L. N. JANDREY, P. SCHWANTES, D. GONGALVES, A. Characterization, classification and disposition of waste from agriculture. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 11, n. 4, p.33-43, 2012.

SCHIEVANO, A. D'IMPORZANO, G. ADANI, F. Substituting energy crops with organic wastes and agro-industrial residues for biogas production. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2537-2541, 2009.

SLIMANE, K. FATHYA, S. ASSIA, K. HAMZA, M. Influence of inoculums/substrate ratios (ISRs) on the mesophilic anaerobic digestion of slaughterhouse waste in batch mode: Process stability and biogas production. **Energy Procedia**, v. 50, p.57-63, 2014.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. Análise de alimentos (métodos químicos e biológicos). **Viçosa: Imprensa Universitária da UFV**, 3ª Ed, 235p. 2002.

USA, Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. **Relatório sobre o setor pecuário brasileiro**. USA, 2012.

VIVAN, M. KUNZ, A. STOLBERG, J. PERDOMO, C. TECHIO, V.H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WANG, F. CHEN, L. ZHAO, L. N. REN, C. The progress and prospects of rural biogas production in China. **Energy Policy**, v. 51, p. 58-63, 2012.

WANG, X. CHEN, Y. SUI, P. GAO, W. QIN, F. WU, X. XIONG, J. Efficiency and sustainability analysis of biogas and electricity production from a large-scale biogas project in China: an emergy evaluation based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 234-245, 2013.

WARD, A. J. HOBBS, P. J. HOLLIMAN, P. J. JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **BioresourceTechnology**, v. 99, p. 7928-7940, 2008.

WHITNEY, M. H. SHURSON, G. C. SPIEHS, M. J. KNOTT, J. S. MOLD, D. E. Economic evaluation of nutritional strategies that affect manure volume, nutrient content, and odor emissions. **Department of Animal Science**, University of Minnesota, 45 p., 2001.

WONG, J. H. MARX, D. B. WILSON, J. D. BUCHANAN, B. B. LEMAUX, P. G. PEDERSEN, J. F. Principal component analysis and biochemical characterization of protein and starch reveal primary targets for improving sorghum grain. **Plant Science**, v. 179, p. 598-611, 2010.

ZHOU, Y. TAKAOKA, M. WANG, W. LIU, X. OSHITA, K. Effect of thermal hydrolysis pre-treatment on anaerobic digestion of municipal biowaste: a pilot scale study in China. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 116, p. 101-105, 2013.