



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS**

MARIANA BARROS TEIXEIRA

**ANÁLISE DO IMPACTO AMBIENTAL DE UNIDADES
AGROPECUÁRIAS. Estudo de caso: microbacia do rio Pinhal, Santa
Catarina.**

Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez

ORIENTADOR

Sandra Furlan Nogueira

CO-ORIENTADORA

CAMPINAS, 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
CLAUDIA AP. ROMANO DE SOUZA – CRB8/5816 - BIBLIOTECA DA FACULDADE DE
ENGENHARIA DE ALIMENTOS – UNICAMP

T235a Teixeira, Mariana Barros.
Análise do impacto ambiental de unidades
agropecuárias. Estudo de caso: microbacia do rio Pinhal,
Santa Catarina / Mariana Barros Teixeira. -- Campinas,
SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Enrique Ortega Rodriguez.
Coorientador: Sandra Furlan Nogueira.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de
Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos.

1. Avaliação emergética. 2. Balanço de nutrientes.
3. Fósforo. 4. Nitrogênio. 5. Sistemas de informação
geográfica. I. Ortega Rodriguez, Enrique. II. Nogueira,
Sandra Furlan. III. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia de Alimentos. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em inglês: Analysis of the environmental impact of agribusiness units.
Case study: Pinhal river watershed, Santa Catarina.

Palavras-chave em inglês (Keywords): Energy Analysis,
Nutrient Balance,
Phosphorus
Nitrogen

Geographic information systems

Área de concentração: Engenharia de Alimentos

Titulação: Mestre em Engenharia de Alimentos

Banca examinadora: Enrique Ortega Rodríguez [Orientador]
Julio Cesar Pascale Palhares
Luiz Alberto Ambrosio

Data da defesa: 16/03/2012

Programa de Pós Graduação: Engenharia de Alimentos



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS**

MARIANA BARROS TEIXEIRA

**ANÁLISE DO IMPACTO AMBIENTAL DE UNIDADES
AGROPECUÁRIAS. Estudo de caso: microbacia do rio Pinhal, Santa
Catarina.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO APRESENTADA À
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS
UNICAMP PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE
EM ENGENHARIA DE ALIMENTOS

Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez

ORIENTADOR

Sandra Furlan Nogueira

CO-ORIENTADORA

Este exemplar corresponde à versão final da dissertação defendida por Mariana Barros Teixeira aprovada pela comissão julgadora em 16/03/2012 e orientada pelo Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez.

Assinatura do orientador

CAMPINAS, 2012

Esta dissertação foi julgada e aprovada para a obtenção do título de MESTRADO EM ENGENHARIA DE ALIMENTOS no Curso de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas.

Campinas, ____ de _____ de 2012.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Enrique Ortega Rodríguez
(Orientador)

Dr. Julio Cesar Pascale Palhares
(Membro Titular – EMBRAPA/São Carlos)

Dr. Luiz Alberto Ambrosio
(Membro Titular – IZ/Campinas)

Dr. José Maria Gusman Ferraz
(Membro Suplente – UFSCar)

Dra. Silvia Helena Bonilla
(Membro Suplente – UNIP)

*“O verdadeiro homem mede a sua força, quando
se defronta com o obstáculo.”*

Antoine de Saint-Exupéry

Dedico este trabalho a uma pessoa muito especial, minha mãe, Maria Eterna. Esta pessoa que com muita dedicação esteve sempre ao meu lado me encorajando nas horas difíceis e me aplaudindo nos momentos de glória. Obrigada por todo o carinho, apoio e por estar sempre comigo em todas as etapas desta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai, José Luiz, pelo amor e confiança que depositou em mim.

As minhas irmãs, Ruth e Luiza por todo o apoio e amizade.

A toda minha família, pela confiança, carinho, paciência e todo suporte oferecido durante meus estudos.

A Faculdade de Engenharia de Alimentos (FEA) – UNICAMP, pela oportunidade e pela estrutura oferecida para a realização deste trabalho.

A Capes pela bolsa de Mestrado.

Ao Prof. Dr. Enrique Ortega pela orientação, ensinamento e oportunidade de trabalho.

A Dr. Sandra Furlan pela coorientação, por todo empenho, sabedoria, compreensão, exigência e, acima de tudo, pela amizade.

Ao Osvaldo Tadatomo Oshiro e a Embrapa Monitoramento por Satélite pelas imagens, espaço cedido e ao suporte à pesquisa.

A Dr. Júlio Palhares e à Embrapa Suínos e Aves pelos dados disponibilizados.

A todos os membros da banca, que usaram de seu precioso tempo para corrigir essa dissertação e sugerir mudanças para melhorar o trabalho.

Ao Pedro pelo companheirismo, carinho e pela paciência durante esses anos.

Aos amigos do Laboratório de Engenharia Ecológica (LEIA/UNICAMP), pelos cafezinhos intermináveis e pelas horas de descontração.

As amigas da FEA (Mariana, Tina, Aline, Luana, Marcela, Bruna, Meire...) pela ajuda, paciência, conselhos nos momentos difíceis e pela grande amizade.

A todos os meus amigos de longa data por, apesar da distância, estarem sempre presentes na minha vida.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS	xvii
ÍNDICE DE TABELAS	xix
RESUMO	xxi
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Abordagem crítica da sustentabilidade	5
3.2. O uso do Sistema de Informação Geográfica em análise ambiental.....	8
3.3. Dinâmica do nitrogênio.....	10
3.4. Dinâmica do fósforo	16
3.5. Utilização de áreas úmidas na absorção de nutrientes	18
3.6. Avaliação Emergética	21
3.7. Diagrama sistêmico.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1. Área de estudo.....	25
4.2. Obtenção do mapa de uso e cobertura da terra	27
4.3. Balanço de nutrientes	28
4.3.1. Balanço do nitrogênio	28
4.3.1.1. Determinação da entrada de nitrogênio na fertilização inorgânica	29
4.3.1.2. Determinação da entrada de nitrogênio proveniente da deposição atmosférica ..	30
4.3.1.3. Determinação da entrada de nitrogênio na forma de alimento para os animais ...	30
4.3.1.4. Determinação da saída de nitrogênio por volatilização da amônia	33
4.3.1.5. Determinação da saída de nitrogênio proveniente por desnitrificação	36

4.3.1.6. Determinação de nitrogênio proveniente da exportação de alimentos.....	38
4.3.2. Balanço do fósforo.....	40
4.3.2.1. Determinação da entrada de fósforo pela fertilização inorgânica.....	41
4.3.2.2. Determinação da entrada de fósforo proveniente da deposição atmosférica.....	41
4.3.2.3. Determinação da entrada de fósforo na forma de alimento para os animais.....	42
4.3.2.4. Determinação da saída de fósforo proveniente da exportação de alimentos.....	43
4.4. Cálculo da área necessária de terras úmidas na absorção do impacto do excesso de nutrientes.....	45
4.5. Cálculo da Avaliação Emergética.....	46
4.5.1. Elaboração do diagrama sistêmico.....	47
4.5.2. Elaboração das tabelas.....	47
4.5.3. Obtenção dos índices emergéticos.....	48
4.6. Cálculo da área de suporte através da abordagem emergética.....	50
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
5.1. Mapa de uso e cobertura do solo.....	53
5.2. Delimitação e caracterização das propriedades.....	58
5.3. Balanço de nutrientes.....	61
5.4. Área de terras úmidas necessárias para a absorção do impacto do excesso de nutrientes.....	70
5.5. Avaliação Emergética.....	71
5.5.1. Tabelas de Avaliação Emergética.....	73
5.5.1.1. Propriedade 1.....	73
5.5.1.2. Propriedade 2.....	76
5.5.1.3. Propriedade 3.....	79
5.5.1.4. Propriedade 4.....	82
5.5.2. Indicadores de desempenho emergético.....	85
5.6. Obtenção da área de suporte da microbacia.....	93
6. CONCLUSÃO.....	97

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
8. APÊNDICES	117
APÊNDICE A. Obtenção da Transformidade da ração de aves.....	117
APÊNDICE B. Obtenção da Transformidade da ração de suínos.....	119
APÊNDICE C. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 1.....	121
APÊNDICE D. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 2.	123
APÊNDICE E. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 3.....	127
APÊNDICE F. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 4.	131

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização da microbacia do rio Pinhal, Concórdia, SC.....	25
Figura 2. Diagrama sistêmico com os índices emergéticos.....	48
Figura 3. Carta imagem da microbacia do rio Pinhal obtidos do satélite ASTER.....	53
Figura 4. Carta de classificação do uso e cobertura do solo da área de estudo.....	54
Figura 5. Espacialização do uso e cobertura do solo da microbacia: (a) área agrícola; (b) pastagem.....	56
Figura 6. Espacialização da área de mata nativa da microbacia.....	57
Figura 7. Delimitação das 17 propriedades estudadas da microbacia do Rio Pinhal.....	58
Figura 8. Balanço de nitrogênio (a) e fósforo (b) em $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$	64
Figura 9. Balanço de Nitrogênio para a microbacia do rio Pinhal.....	68
Figura 10. Balanço de Fósforo para a microbacia do rio Pinhal.....	69
Figura 11. Diagrama sistêmico da área de estudo.....	72
Figura 12. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos emergéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 1.....	75
Figura 13. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos emergéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 2.....	78
Figura 14. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos emergéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 3.....	81
Figura 15. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos emergéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 4.....	84
Figura 16. Gráficos dos indicadores emergéticos para as quatro propriedades.....	86
Figura 17. Gráficos dos indicadores emergéticos em comparação ao EIR para as quatro propriedades.....	87
Figura 18. Gráficos dos indicadores emergéticos em comparação ao EIR considerando as externalidades negativas.....	92
Figura 19. Gráfico dos indicadores emergéticos para as quatro propriedades considerando as externalidades negativas.....	93
Figura 20. Gráficos da área de suporte para as quatro propriedades por hectare.....	95
Figura 21. Diagrama sistêmico na produção de ração de aves.....	117
Figura 22. Diagrama sistêmico na produção de ração de suínos.....	119

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Balanço de nitrogênio para a região de Esperança – PA.	16
Tabela 2. Símbolos da linguagem dos fluxos de energia.	23
Tabela 3. Atividades pecuárias e agrícolas desenvolvidas na microbacia.	27
Tabela 4. Valores estimados da produção total de dejetos produzidos por animais.	31
Tabela 5. Valores recomendados para fatores de volatilização.	34
Tabela 6. Valores recomendados para fatores de desnitrificação.	37
Tabela 7. Remoção do nitrogênio pela cultura do milho em função da produtividade.	39
Tabela 8. Remoção do fósforo pela cultura do milho em função da produtividade.	44
Tabela 9. Exemplo de tabela de Avaliação Emergética.	47
Tabela 10. Detalhamento da área de estudo quanto ao uso do solo.	55
Tabela 11. Quantidade de UA e cabeças nas propriedades entre os anos de 2008-2010.	59
Tabela 12. Levantamento do uso do solo da microbacia no período de 2008-2010.	60
Tabela 13. Balanço do nitrogênio para as 17 propriedades estudadas e para a microbacia (kg.ano ⁻¹).	62
Tabela 14. Balanço do fósforo para as propriedades e para a microbacia (kg ano ⁻¹).	63
Tabela 15. Avaliação Emergética da propriedade 1 (produção de bovinos de leite).	74
Tabela 16. Avaliação Emergética da propriedade 2 (produção de suínos).	77
Tabela 17. Avaliação Emergética da propriedade 3 (produção de aves).	80
Tabela 18. Avaliação Emergética da propriedade 4 (produção de suínos e uso de biodigestor).	83
Tabela 19. Comparação dos Indicadores Emergéticos das propriedades 1, 2 e 3.	85
Tabela 20. Comparação dos Indicadores Emergéticos das propriedades 2 e 4.	90
Tabela 21. Comparação dos Indicadores Emergéticos considerando as externalidades negativas.	91
Tabela 22. Obtenção da área de suporte da microbacia.	94
Tabela 23. Tabela do cálculo da Transformidade da ração de aves.	117
Tabela 24. Tabela do cálculo da Transformidade da ração de suínos.	119

RESUMO

O objetivo deste trabalho de pesquisa foi avaliar a sustentabilidade ambiental da microbacia hidrográfica do rio Pinhal através do uso combinado do Sistema de Informações Geográficas (SIG), Balanço de nutrientes e Avaliação Emergética auxiliando na compreensão do sistema de produção pecuário atual e fornecendo subsídios potenciais à gestão da microbacia. Para tanto, primeiramente foram analisadas todas as propriedades com atividade pecuária da microbacia para quantificar os excedentes de nutrientes no solo (nitrogênio e fósforo) existentes e avaliar o seu risco ambiental. Em seguida, foram comparadas propriedades com atividades pecuárias distintas (bovinocultura, suinocultura, avicultura e suinocultura com utilização de biodigestores no tratamento de dejetos animais) para avaliar qual dentre estas tem maior influência nesses valores e qual causa maior impacto ao meio ambiente. E por último foram realizados cálculos de áreas necessárias de florestas, por meio da metodologia SANPP, e áreas necessárias de terras úmidas, considerando o excedente de nutrientes, para quantificar o impacto ocasionado pelas atividades pecuárias. Os resultados mostram que há um excesso de nitrogênio e fósforo na microbacia, cerca de 15 e 26 $\text{Mg}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente, ocasionado principalmente pelo excesso de fertilizantes e adubos orgânicos aplicados no solo. Estes excedentes podem contaminar rios e lençóis freáticos devido ao processo de escoamento superficial e lixiviação. Além disso, a análise dos indicadores emergéticos indicou a suinocultura como a atividade pecuária com mais influência na contaminação ambiental da região, sendo a atividade menos sustentável dentre as quatro analisadas. Esta atividade utiliza menos recursos renováveis (Renovabilidade = 5,24%), requer mais energia (Transformidade = 588,477 $\text{seJ}\cdot\text{J}^{-1}$), apresenta menor potencial para exportação dos recursos locais com maior emergência investida (EYR = 1,0), possui maior dependência dos recursos da economia (EIR = 101,98) e apresenta alta carga ambiental (ELR = 18,08). Em contrapartida, a bovinocultura apresentou como a atividade mais sustentável, com maior Renovabilidade (17,45%) e EYR (1,22), menor Transformidade (184,942 $\text{seJ}\cdot\text{J}^{-1}$), EIR (3,13) e ELR (4,73). Em relação à utilização de biodigestores no tratamento de dejetos animais, os indicadores mostram que a incorporação deste levou a uma melhora do sistema do ponto de vista ambiental. A Transformidade do sistema foi diminuída, houve uma produção maior de energia pelo sistema diluindo a energia requerida, uma diminuição do valor do EIR e ELR, aumento da Renovabilidade e o pequeno aumento do EYR. O balanço econômico dos quatro sistemas mostrou que todas as atividades são lucrativas aos produtores apresentando valores de EER menores que 1, sendo que a incorporação do biodigestor diminuiu o valor do EER, diminuindo a lucratividade do sistema. Assim, a área adicional de floresta calculada através da abordagem SANPP foi de 957 hectares enquanto que a área necessária de terras úmidas de florestas considerando o excedente de nutrientes foi de 6.000 hectares. Portanto, medidas mitigatórias no intuito de diminuir o uso de fertilizantes no solo e melhorar o uso de fontes não renováveis nos sistemas pecuários se fazem necessárias.

Palavras-chave: Avaliação Emergética, Balanço de nutrientes, Fósforo, Nitrogênio, SIG.

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the environmental sustainability of the Pine River watershed through the integrated use of Geographical Information System (GIS), Balance of nutrients and Emergy Analysis, assessment and through this understanding of subsidizing livestock production system and current provide potential benefits to the management of the watershed. Initially, we analyzed all properties with cattle ranching as the watershed to excess nutrients (nitrogen and phosphorus) and assess their environmental risk. Properties were then compared with different livestock activities (cattle, swine, poultry and swine with the use of digesters to treat manure) to evaluate which reported the highest surplus and which cause greater impact to the environment. And last estimates were made necessary areas of forests, using the methodology SANPP and necessary areas of wetlands, considering the surplus of nutrients, to mitigate the impact caused by cattle ranching. The results showed excess nitrogen and phosphorus in the watershed, about 15 and 26 mg year⁻¹, respectively, caused mainly by the use of fertilizers and organic fertilizers applied to the soil. Such surpluses can contaminate rivers and groundwater as preprocessed runoff and leaching. Furthermore, analysis of emergy indicators showed the pig as the cattle industry with the greatest influence on environmental contamination in the region, being less sustainable the activity of the four analyzed. This activity uses less renewable resources (Renewability = 5.24%), requires more energy (Transformity = 588.477 seJ.J⁻¹), has less potential for export of local resources with greater invested emergy (EYR = 1.0), higher depending on the resources of the economy (EIR = 101.98) and has a high environmental load (ELR = 18.08). In contrast, cattle represented the activity more sustainable. This activity has increased Renewability (17.45%) and EYR (1.22), lower value of Transformity (184.942 seJ.J⁻¹), EIR (3.13) and ELR (4.73). Regarding the use of digesters to treat manure, the indicators showed that the incorporation of this technology has improved the system of the environmental point of view. The Transformity of the system was decreased, there was a greater production of the emerging system emerged diluting required, a decrease in the value of the index EIR, Renewability increased, ELR decreased and the small increase in EYR. The economic balance of the four systems showed that all activities are profitable for producers presenting EER values smaller than 1, and the incorporation of the digester decreased profitability due to decrease in value of the EER. Thus, the additional area calculated using the approach SANPP was 957 hectares while the area required for wetland forests considering the surplus of nutrients was 6,000 hectares. Therefore, mitigation measures in order to reduce the use of fertilizers in the soil and improve the use of non-renewable sources in livestock systems are needed.

Key words: Emergy Analysis, GIS, Nitrogen, Nutrient Balance, Phosphorus.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a preocupação com o impacto ambiental das atividades pecuárias vem gerando grande discussão a respeito da importância no desenvolvimento sustentável no manejo animal.

Em 1992, na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, o manejo animal passou a ser um importante componente nessa discussão devido ao atual modelo de produção intensiva e concentrada de animais, visto hoje como um modelo de insustentabilidade. A criação intensiva de animais tem uma participação relativamente grande nas emissões de amônia, óxido nitroso e metano na atmosfera. Além disso, estes sistemas também contribuem para a eutrofização das águas subterrâneas e superficiais como resultado do enriquecimento de nitrogênio e fósforo.

No Brasil, em destaque a região Oeste de Santa Catarina, existem diversas áreas com concentração elevada de criação intensiva de animais, as quais geralmente dispõem no solo grandes quantidades de dejetos muitas vezes de forma errônea e excessiva. A quantidade aplicada excede a capacidade natural dos solos e plantas em reservar nutrientes, como nitrogênio e o fósforo, ocasionando a saída destes por vias indesejadas. Processos como percolação, escoamento superficial e erosão podem carrear nitrogênio e fósforo para corpos d'água, resultando em eutrofização e contaminação dos mesmos. Este é um fator que certamente mostra a importância do problema a ser estudado.

Para que o dejetos animal seja utilizado de forma correta é necessário a integração das produções vegetal e animal, de forma controlada. A capacidade dos sistemas agrícolas em reciclar estes nutrientes define a quantidade de dejetos que podem ser aplicados no solo. Esta avaliação deve levar em consideração a área disponível para a sua disposição e a quantidade máxima de animais que podem ser criados nessa área sem ocasionar problema ao meio ambiente.

Porém, a diversidade dos sistemas agropecuários e das interações entre a agricultura e a pecuária faz com que a manutenção da produção animal e a conservação do meio ambiente sejam questões complexas. A grande carência de dados e informações sobre as variáveis dos

sistemas produtivos e a dimensão continental do Brasil dificulta a tomada de decisões, principalmente em relação aos problemas rurais e ambientais.

Estudos com o objetivo de caracterizar e monitorar o meio físico juntamente com a obtenção de dados que permitam estimar os déficits ou excedentes de nutrientes produzidos aliados a ferramentas capazes de analisar e avaliar a sustentabilidade ambiental da produção pecuária são necessários. Tais avaliações darão suporte à execução de ações voltadas à recuperação dessas áreas.

Neste contexto, surge o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e a Avaliação Emergética como metodologias que têm impulsionado, nos últimos anos, a análise ambiental de microbacias.

O SIG permite a investigação sistemática das propriedades e as relações posicionais dos eventos e entidades representados em uma base de dados georreferenciados, transformando dados em informação destinada ao apoio à tomada de decisão. Além disso, o uso do sensoriamento remoto como forma de se obter uma base de dados para o cálculo do balanço de nutrientes pode representar uma forma de melhorar a qualidade da interpretação dos dados e obtenção de resultados mais precisos, sendo ferramentas capazes de avaliar e monitorar o impacto ambiental de áreas rurais.

Não obstante, a Avaliação Emergética, criada por H. T. Odum é uma metodologia capaz de identificar e quantificar a contribuição dos recursos naturais permitindo a compreensão dos limites em cada ecossistema, possibilitando o estabelecimento de metas para garantir a capacidade de suporte e, portanto, a sustentabilidade de microbacias.

Assim, este trabalho teve como hipótese: o balanço de nutrientes de unidades agropecuárias e a organização de informações em SIG juntamente com os índices emergéticos constituem ferramentas eficazes para avaliar o impacto ambiental de atividades agropecuárias visando o desenvolvimento sustentável em microbacias hidrográficas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O trabalho objetivou avaliar o impacto ambiental de atividades pecuárias da microbacia hidrográfica do rio Pinhal através do uso combinado do Sistema de Informações Geográficas, do Balanço de Nutrientes e da Avaliação Emergética auxiliando na compreensão da ocupação agropecuária atual e fornecendo subsídios potenciais à gestão da microbacia.

2.2. Objetivos específicos

- Estimar o balanço de nitrogênio e fósforo da região de estudo e caso exista excesso, estimar a área necessária de área úmida para absorver esse excesso;
- Realizar o diagnóstico emergético de cada uma das diferentes atividades pecuárias (suinocultura, avicultura de corte e bovinocultura de leite) e do desempenho de biodigestores;
- Realizar o diagnóstico emergético da absorção de impacto na região a partir de resíduos da produção animal;
- Estimar a Área de Suporte (AS) para a microbacia através da Avaliação Emergética e estimar a capacidade de absorção de nutrientes pela cobertura vegetal nativa existente na região;
- Avaliar aspectos ambientais da integração da produção pecuária com a produção agrícola e da incorporação de biodigestores à criação de suínos na região de estudo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Abordagem crítica da sustentabilidade.

Como as questões relacionadas ao meio ambiente sempre foram pouco consideradas na área de produção animal, em 1992, a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizado no Rio de Janeiro, colocou em pauta a importância do desenvolvimento sustentável da atividade agropecuária. A agenda 21 mostrou o desejo social da utilização de práticas pecuárias que conservem os recursos naturais e forneçam alimento sem comprometer o meio ambiente.

A agenda 21 ressalta que a sustentabilidade da agricultura é dependente do manejo de toda a unidade produtiva ou do agroecossistema e não apenas da substituição de práticas convencionais por práticas mais "limpas". Além disso, este novo sistema econômico deve ser baseado em recursos renováveis havendo ciclos de produção lenta e pulsos de consumo (ORTEGA, 2002a).

O processo de mudança necessário para a implementação de práticas para o desenvolvimento sustentável que tenha por princípio a sustentabilidade ambiental deve analisar todas as dimensões envolvidas. Analisando isso, Sachs (2000) considera e denomina cinco dimensões da sustentabilidade: a social, a econômica, a ecológica, e territorial, a cultural e a política.

Como principal objetivo da sustentabilidade social está à equidade na distribuição da riqueza. Para isso seria necessário a igualdade no acesso aos recursos e serviços disponíveis na sociedade por meio de uma gestão mais eficiente, possibilitando a sustentabilidade econômica. Neste critério inclui-se a necessidade de equilíbrio no desenvolvimento entre setores e capacidade de modernização dos meios de produção. A sustentabilidade ecológica seria alcançada pela limitação no uso dos recursos não renováveis e mudanças no padrão de consumo da sociedade (SACHS, 2000).

Conforme Sachs (2000), a sustentabilidade territorial seria viabilizada pelo equilíbrio entre as regiões urbanas e rurais juntamente com igualdade nas alocações do investimento

público. Em relação à sustentabilidade cultural, há um desafio em igualar o respeito à tradição e a busca de inovações.

Assim, o desenvolvimento sustentável decorre necessariamente de um conjunto de mudanças voltados a superar o modelo econômico, social e produtivo atual objetivando a utilização adequada dos recursos naturais e a melhoria e/ou manutenção da qualidade de vida.

A recuperação e preservação dos recursos naturais, como solo, a água e a biodiversidade, a diversificação de cultivos agrícolas, a rotação de culturas e a integração da produção animal e vegetal; o aproveitamento dos processos biológicos, a economia dos insumos, o cuidado com a saúde dos agricultores e a produção de alimentos com elevada qualidade nutritiva e em quantidades suficientes para atender à demanda global, entre outras, podem ser práticas para a obtenção de uma atividade agropecuária mais sustentável (EHLERS, 1996).

3.2. Aspectos ambientais da produção pecuária

Sistemas de produção mais (intensivo) de animais pode ter importantes implicações ambientais e sociais. Sistemas de produção animal tem um participação relativamente grande nas emissões de amônia (NH₃), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) na atmosfera (BOUWMAN, et al., 1997; OENEMA; TAMMINGA, 2005; TAMMINGA, 2003). Sistemas de produção animal também contribuem para a eutrofização das águas subterrâneas e superficiais como resultado do enriquecimento de nitrogênio e fósforo.

Nas regiões de produção pecuária é comum a utilização dos dejetos animais como adubo devido a sua disponibilidade, baixo custo e capacidade de fertilização por possuírem nutrientes como o fósforo, o nitrogênio e alguns minerais, como zinco e cobre. Mas quando utilizado em excesso, estes se tornam uma fonte de poluição ambiental. O excesso de nutrientes excede a capacidade natural dos solos em absorver os minerais, provocando a contaminação dos lençóis freáticos e corpos d'água, prejudicando a qualidades dos rios e lagos, além da eutrofização de lagoas e emissão de gases de efeito estufa, provocando, assim, uma série de problemas à saúde humana e ao ecossistema (GASPAR, 2003; BERTO, 2004, MIRANDA, 2005).

Além disso, existe uma quantidade crescente de evidências que sugerem que estes desequilíbrios, mudaram de escala passando de problema local para o que hoje é um dos maiores problemas regionais e até mesmo de dimensões continentais. Interferência humana no ciclo de nutrientes foi aumentada em escala e intensidade durante o último século (SMALING; OENEMA; FRESCO, 1999).

O excesso de fósforo e nitrogênio podem causar grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície já que este excesso favorece ao crescimento desordenado de algas. Estas quando se decompõem, consomem o oxigênio dissolvido nas águas impedindo o crescimento de espécies aquáticas. Além disso, o fósforo em excesso acumula-se no solo e somente é dissolvido nas águas dos rios quando a capacidade de retenção desse solo fica prejudicada podendo também contaminar a água subterrânea quando lixiviado (MERTEN; MINELLA, 2002; MIRANDA, 2005). A presença de minerais, mesmo em pequenas quantidades, pode levar a morte de peixes, algas e fungos (GASPAR, 2003) além da contaminação humana.

Apesar de não se constituir na única fonte de poluição de regiões pecuárias, foi a partir da atividade suinícola que se desenvolveram os debates e sobre ela concentraram-se os maiores esforços para a melhora da qualidade da água nessas regiões (BERTO, 2004). Isto se deve a carga poluidora dos dejetos de suínos. Os suínos produzem cerca de 1,9 e 1,3 vezes mais dejetos em comparação ao bovinos de corte e o leiteiro, respectivamente (ENSMINGER et al., 1990). Segundo Lucas Jr. (1994), a quantidade diária de dejetos produzida pelos suínos varia entre 4,9 e 8,5% de seu peso corporal.

Outro dado relevante diz respeito emissão de GEE gerada pela bovinocultura. Com o aumento da preocupação mundial com o aquecimento global, esse assunto tem tomado destaque na mídia. Devido ao grande número de animais existentes no mundo todo, estimativas mostram que o rebanho bovino emite cerca de 9% do total desses gases gerados por ação humana. Essa participação é maior que setores visto como poluidores, como é o caso do setor de transportes. No Brasil, por exemplo, – se forem excluídas as emissões de GEE geradas pelas queimadas e desmatamentos – a pecuária (considerando gado de corte e de leite) torna-se a maior fonte emissora, com mais de 260 mil Gg de CO₂eq., o que equivale a mais de 42% das emissões de GEE (DE ZEN et al., 2008)

Além disso, a pecuária é considerada como uma das atividades agropecuárias mais impactantes ao meio ambiente devido o seu avanço sobre áreas de floresta da Amazônia brasileira, contribuindo para o desmatamento da região. A pecuária é assim apontada como um dos principais vetores de expansão da fronteira agrícola no Brasil. Os principais problemas apontados pelos pesquisadores são degradação dos sistemas ambientais, degradação do solo, emissão de gases efeito estufa e poluição dos recursos hídricos. Com exceção dessa última, a subutilização dos recursos naturais (baixa concentração animal) é a principal responsável pelas externalidades negativas da atividade (DE ZEN et al., 2008)

3.3. O uso do Sistema de Informação Geográfica em análise ambiental

A grande carência de dados adequados sobre as variáveis dos sistemas produtivos, a dimensão continental do Brasil e a diversidade dos sistemas agropecuários e a complexidade da produção animal e da conservação do meio ambiente (FAO, 2006) dificultam a tomada de decisões, principalmente em relação aos problemas rurais e ambientais (CAMPANA; EID, 2001). Neste contexto surge o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o sensoriamento remoto como metodologias que têm impulsionado, nos últimos anos, a análise ambiental de microbacias.

Lillesand e Kiefer (1987) definem o sensoriamento remoto como sendo "... a ciência e arte de receber informações sobre um objeto, uma área ou fenômeno pela análise dos dados obtidos de uma maneira tal que não haja contato direto com este objeto, esta área ou este fenômeno...". De uma forma geral, o sensoriamento remoto pode ser definido como a aquisição de dados sobre um objeto sem estar no local (JENSEN, 2009).

A principal característica do geoprocessamento é permitir a investigação sistemática das propriedades e as relações posicionais dos eventos e entidades representados em uma base de dados georreferenciados, transformando dados em informação destinada ao apoio à tomada de decisão (SILVA; ZAIDAN, 2004).

O uso do sensoriamento remoto juntamente com as técnicas de geoprocessamento (SIG) como formas de se obter uma base de dados para o cálculo do balanço de nutrientes pode melhorar a qualidade da interpretação dos dados primários e a obtenção de resultados do

processamento de dados mais precisos. Estas ferramentas são capazes de monitorar e planejar o controle ambiental das áreas rurais, além de auxiliarem no gerenciamento racional das atividades agrícolas (RESENDE et al., 1995; CAMPOS et al., 2004; XAVIER et al., 2004).

O SIG constitui uma importante ferramenta para monitorar espaços geográficos, pela facilidade de armazenar, espacializar e analisar grandes quantidades de dados referentes aos recursos naturais e as atividades antrópicas, além de avaliar ou simular as consequências dessas atividades sobre a superfície terrestre (MORTON et al., 2006). Os levantamentos de dados agropecuários juntamente com as técnicas de geoprocessamento permitem uma maior rapidez na obtenção e análise dos dados, precisão e baixo custo quando utilizados em larga escala (IPPOLITI-RAMILO et al., 1999).

As possibilidades de análise pelo SIG são limitadas somente pela imaginação dos analistas e pela disponibilidade de dados adequados (DAHL; YOUNG; CALDWELL, 1996). As análises em ambiente SIG, quando há dados e instrumentos adequados, podem ocorrer desde níveis mais abrangentes como grandes áreas (BOJORQUESTAPIA et al., 1995) até os detalhados como as microbacias hidrográficas e propriedades rurais (HILL et al., 1996).

As áreas de aplicação são bastante diversificadas podendo citar o manejo florestal, seleção de áreas prioritárias à conservação, gerenciamento de recursos hídricos, zoneamentos agrícolas e agroecológicos, mapeamentos de risco, diagnóstico de impactos ambientais, obtenção de informações do uso e a ocupação do solo em escalas multitemporais, diagnóstico de áreas susceptíveis à erosão, caracterização e análise de bacias hidrográficas e na utilização dos modelos digitais do terreno em análises geomorfológicas, entre outras (GREEN et al. 1993; ROOY; SLUIS; TOLKAMP, 1995; VERRISIMO et al., 1998, PANIGRAHY; CHAKRABORTY, 1998; ROY; TOMAR, 2000; MOE et al., 2000; TEMESGEN; MOHAMMED; KORME, 2001; OSTWALD, 2002; CARVALHO et al., 2004; FARINASSO et al., 2006; SCHEER; ROCHA, 2006; ORALIETA et al., 2008; MAEDA et al., 2008).

3.4. Dinâmica do nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais abundantes no planeta. Na litosfera ele está contido em rochas, no fundo dos oceanos e nos sedimentos, compreendendo 98% do nitrogênio existente. O nitrogênio na forma gasosa (N_2) ocorre na concentração de 78% do ar atmosférico (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Na biosfera, 96% do total de nitrogênio orgânico terrestre encontram-se na matéria morta e apenas 4% nos organismos vivos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Geralmente as formas disponíveis de nitrogênio para a nutrição dos seres vivos incluem a amônia (NH_3), íon nitrato (NO_3^-) ou formas orgânicas ($R-NH_2$) que são metabolizadas visando à conversão em biomassa (JACKSON; JACKSON, 1995; BOTKIN; KELLER, 1995).

O nitrogênio apresenta um ciclo bastante diversificado que incluem o ciclo elementar (desnitrificação e fixação biológica de N_2), autotrófico (processos nas plantas como fotossínteses e formação de compostos orgânicos nitrogenados) e o ciclo heterotrófico (mineralização, dissipação de energia da matéria orgânica e produção de formas inorgânicas de nitrogênio no solo) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Entre todos os nutrientes, o nitrogênio é o que tem maior efeito no crescimento das plantas. Sua disponibilidade estimula o desenvolvimento e a atividade radicular, incrementa a sua absorção e também de outros nutrientes (OLSON; KURTZ, 1982; YANAI et al., 1996). Ele atua na planta como constituinte de moléculas de proteínas, enzimas, coenzimas, ácidos nucleicos e citocromos, além de possuir importante função como integrante da molécula de clorofila (BULL; CANTARELLA, 1993).

O aumento dos estoques totais de N no solo poderá ocorrer através da fixação biológica atmosférica, pelas chuvas ou pela adubação orgânica e mineral. Já as perdas podem ocorrer devido à exportação pelas culturas, lixiviação e volatilização da amônia e do óxido nitroso (SCHULTEN; SCHNITZER, 1998), além de perdas por erosão e escoamento superficial.

As plantas assimilam o nitrogênio somente na forma inorgânica, como amônio (NH_4^+) ou preferencialmente na forma de nitrato (NO_3^-). A fonte primária de nitrogênio no solo é a matéria orgânica, que apresenta o nitrogênio na forma de $R-NH_2$ formando complexos orgânicos. No solo cerca de 95% do nitrogênio encontra-se complexado na forma orgânica

(CERETTA, 1995; SCHULTEN; SCHNITZER, 1998), sendo somente uma pequena parte mineralizada pela microbiota do solo durante o ciclo de uma determinada cultura (STEVENSON, 1982; CAMARGO et al., 1999), a qual poderá ser diretamente disponível às plantas (KEENEY, 1982). Por isso, a mobilização ou mineralização do nitrogênio orgânico (N-org) constitui o primeiro passo para a disponibilidade do nitrogênio para as plantas e microrganismos do solo, pois este processo converte o nitrogênio orgânico (N-org) em íon amônio (NH_4^+) por meio de microrganismos heterotróficos do solo (NOVAIS et al., 2007).

O processo de fixação biológica de nitrogênio é o processo essencial para transformação do nitrogênio atmosférico (N_2) em amônia (NH_3) por microrganismos denominados fixadores de nitrogênio ou diazotróficos. Assim, o nitrogênio em forma de amônia pode ser convertido em forma reativas orgânicas e inorgânicas vitais para os sistemas biológicos (NOVAIS et al., 2007).

Segundo Paul e Clark (1996), a principal fonte de adição de N no sistema solo-planta é por meio da fixação de N_2 pelos microrganismos diazotróficos, correspondendo a 56% das adições totais, contribuindo com mais do dobro em relação ao nitrogênio aplicado via fertilização mineral (26%). No mesmo estudo os autores estimaram valores para a fixação biológica de N que corresponderam de 50 a 500 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, a mineralização correspondeu de 2 a 5% do N-orgânico e a reposição pelas chuvas entre 5 e 20 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

O nitrogênio na forma amoniacal geralmente sofre um processo de nitrificação, processo em que o íon amônio (N-NH_4^+) é transformado no íon nitrato (N-NO_3^-). Esta transformação depende necessariamente da ação de bactérias nitrificadoras e da presença de oxigênio (O_2) no sistema. Este processo pode ser dividido em duas etapas, inicialmente as bactérias do gênero *Nitrossomonas* transformam o íon amônia em NO_2^- (íon nitrito), posteriormente as do gênero *Nitrobacter* transformam o íon nitrito em NO_3^- (íon nitrato) (NOVAIS et al., 2007). Esta última forma de N pode ser facilmente perdida do sistema solo em condições de alta umidade e fluxo de água descendente tornando-os suscetíveis à lixiviação pela água que percola através do perfil do solo devido a grande mobilidade desses íons.

A reação global da nitrificação pode ser assim representada:



A desnitrificação consiste na reação inversa da nitrificação. É um processo onde o nitrato (NO_3^-) sofre redução formando óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2) que se perdem para a atmosfera. Esta reação ocorre somente em solos com baixa disponibilidade de oxigênio, pois os microrganismos anaeróbios utilizam o oxigênio do nitrato como receptor de elétrons na cadeia respiratória (FIRESTONE, 1982; BREMNER, 1997).



Várias são as condições necessárias para que ocorra o processo de desnitrificação, entre elas: condições anaeróbicas do solo ou restrição do fornecimento de oxigênio, presença de bactérias desnitrificadoras, disponibilidade ou presença de nitrato, compostos de carbono orgânico (matéria orgânica, adubos orgânicos) e compostos de enxofre ou hidrogênio molecular (FIRESTONE, 1982; PARKIN, 1987).

O processo de volatilização de amônia é um processo químico que consiste na liberação do íon amônio (NH_4^+) presente no solo para a atmosfera (DIEST, 1988), conforme a seguinte relação:



O NH_3 perdido por volatilização é proveniente da mineralização da matéria orgânica ou do fertilizante aplicado no solo, sendo esse fenômeno dependente do pH do solo (acelerado mediante aumento no pH) (MELO, 1978), da temperatura (perdas maiores com o aumento desta), da capacidade de troca iônica (CTC), a perda por volatilização aumenta com o solo com baixa CTC, presença de nitrogênio orgânico (perdas maiores com elevadas quantidades de nitrogênio orgânico como uréia e adubos orgânicos) (STEVENSON, 1986).

Em áreas agrícolas, a maior parte da volatilização é resultante da aplicação de dejetos de animais no solo e a aplicação da uréia. Vários trabalhos mostram que a perda de amônia pode ser pequena ou até superior a 90% do total de nitrogênio aplicado (GORDON et al., 1988; THOMPSON et al., 1990; BLESS et al., 1991; SOMMER et al., 1997). Moal et al. (1995) e Sommer e Hutchings (2001) relataram em seus estudos perdas de nitrogênio por

volatilização de amônia na faixa de 5% a 75% do nitrogênio presente nos dejetos. Essa grande variação nos valores encontrados se deve às condições climáticas e às características físico-químicas dos dejetos e do solo (SOMMER; HUTCHINGS, 2001). Basso et al. (2004) obtiveram perdas acumuladas de nitrogênio por volatilização de NH_3 de 19 a 39% nos meses de fevereiro, outubro e dezembro durante seis dias após a aplicação do dejetos.

Independentemente das perdas de amônia serem grandes ou pequenas, a maioria dos trabalhos mostram que essas ocorrem nas primeiras horas após a aplicação do esterco. No trabalho de Moal et al. (1995), 75% das perdas de N-NH_3^- ocorreram 15 horas após aplicação do esterco. Thompson et al. (1990) obtiveram nas primeiras 24 horas seguintes à aplicação dos dejetos no solo, perdas de 57% a 77% do total de nitrogênio perdido por volatilização de amônia.. Chadwick et al. (1998) obtiveram perdas de 59% em relação ao total volatilizado nas primeiras horas. Rochette et al. (2001) verificaram que 60% da emissão total de amônia ocorreu nas primeiras 11 horas após a aplicação de dejetos de suínos sobre os resíduos culturais de colza.

A lixiviação de nitrato é um fenômeno físico, favorecido pela baixa energia envolvida na sua adsorção às partículas do solo e também porque é extremamente solúvel em água (CERETTA; FRIES, 1998). Este processo consiste na descida do nitrogênio no perfil do solo até profundidades abaixo daquelas exploradas pelas raízes. O seu movimento no solo funciona do mesmo modo que o movimento da água, ou seja, o nitrato acompanha os movimentos descendentes durante grandes precipitações e ascendentes durante a evaporação e evapotranspiração (CERETTA; FRIES, 1998) sendo esta a reação mais importante que ocorre com o nitrogênio em áreas com alta precipitação pluviométrica.

A significância da lixiviação depende da quantidade do nutriente na solução do solo e da percolação da água. A lixiviação também é responsável pela inexistência do efeito residual de nitrogênio no solo (ERNANI, 2003). Durante o crescimento, as plantas absorvem o nitrato, reduzindo sua concentração deste no solo (WIETHÖLTER, 1996).

Quando a precipitação pluviométrica é bem distribuída durante o ano, a lixiviação pode não acarretar um problema ambiental, porém se há ocorrência de precipitações intensas e concentradas em um curto período de tempo, a lixiviação torna-se preocupante. O nitrogênio

lixiviado pode atingir o lençol freático e contaminar as águas subterrâneas, deixando-as impróprias para o consumo humano e animal. O nível crítico de nitrato na água potável é de 10 mg.L^{-1} (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

Ernani et al. (2002) mostraram que quando há percolação de água no solo, as perdas de nitrogênio por lixiviação são altas, independentemente do manejo da adubação nitrogenada. Quando o pH do solo é baixo e quando o fertilizante nitrogenado é aplicado sobre a superfície do solo, a lixiviação é retardada, e isso facilita a absorção do nitrogênio pelas plantas.

Wiethölter (1996) demonstrou que durante os períodos de pousio, no caso da soja, as perdas são maiores em comparação com época de plantio, podendo variar de 19 (baixa precipitação) a 73 kg N ha^{-1} (alta precipitação). Isto evidencia que a contínua cobertura verde do solo é um fator importante em termos de preservação do nitrogênio no sistema de produção, fazendo com que este seja reciclado e mantido na camada superficial do solo ao invés de se perder para camadas fora do alcance das raízes.

Segundo estudo feito por Paul e Clark (1996), a principal fonte de adição de nitrogênio no sistema solo-planta é via fixação de nitrogênio pelos microorganismos e as perdas por desnitrificação e lixiviação são os principais processos de perdas de nitrogênio do solo e juntos contribuem com 72% das perdas. Os autores estimam também que as perdas por volatilização/desnitrificação variam de 10 a 80% e a imobilização no solo varia de 25 a 30% do N aplicado via fertilização.

De acordo com Yamada e Abdalla (2000), as perdas mais significativas são creditadas a liberação de nitrogênio na forma gasosa, por volatilização da amônia e por desnitrificação, assumindo valores de 10 a 80% de perdas.

Já o escoamento superficial é o processo de desprendimento e arraste pela água de partículas do solo que carrega também nutrientes, patógenos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas promovendo o empobrecimento dos solos, como também o desencadeamento de processos de assoreamento, eutrofização e poluição de corpos d'água (DAL BOSCO, 2007).

Este escoamento pode ocorrer devido às altas quantidades de nutrientes aplicados no solo somadas aos relevos acidentados, ou mesmo devido à ocorrência de precipitação em solos com pouca cobertura e baixa permeabilidade (CERETTA et al., 2005).

Há uma grande preocupação em relação à poluição difusa acarretada pelo escoamento superficial de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo: a eutrofização de corpos d'água. A eutrofização leva a quebra do equilíbrio ecológico, pois há uma maior concentração de matéria orgânica e o sistema não é capaz de decompor esse excesso. As principais alterações decorrentes da eutrofização diz respeito às condições físico-químicas do meio (aumento da concentração de nutrientes, alterações de pH, aumento da produção de gases como metano e gás sulfídrico) e biológicas (alterações na diversidade e densidade de organismos) acarretando na diminuição da potabilidade da água e comprometendo a sua qualidade para outros usos (COSMAN, 2010).

Como o nitrogênio é um dos fatores limitantes do crescimento das plantas, ele se tornou um dos principais fertilizantes utilizados hoje na agricultura. Devido sua importância para a produtividade agrícola, os produtores acabam excedendo a quantidade de nitrogênio aplicada no solo por meio de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos originando problemas ambientais como a contaminação de lençóis freáticos, eutrofização, liberação de grande quantidade de amônia para a atmosfera, entre outros (MALTA, 2009).

Para o cálculo do balanço de nitrogênio é necessário o conhecimento detalhado de cada processo existente na dinâmica do nitrogênio, como as entradas (aportes de nitrogênio no solo) e saídas (remoção pela cultura, perdas para a atmosfera e corpos hídricos) do sistema.

Galvão et al. (2008) realizaram o balanço entre entradas e saídas de nitrogênio no solo com aplicação de esterco em culturas de batata e feijão para a região de Esperança, Estado da Paraíba e obtiveram os dados mostrados na Tabela 1. Neste trabalho, os autores concluíram que ocorre um excesso de nitrogênio na região de 68 kg de N por hectare por ano.

Tabela 1. Balanço de nitrogênio para a região de Esperança – PA.

Elemento	Entrada ¹ (kg/ha/ano)	Saída ² (kg/ha/ano)	Perdas estimadas (kg/ha/ano)	Saldo Anual (kg/ha/ano)
Nitrogênio	171	98	5	68

¹ Dosagem média de 8,7 kg N/kg de dejetos de bovinos e aplicação média 16 ton./ha. ² Cultura de batata (produtividade de 6.000 kg/ha) e feijão (produtividade de grãos de 500 kg/ha e palha de 285 kg/ha). Fonte: Adaptado de Galvão et al. (2008).

3.5. Dinâmica do fósforo

Como o nitrogênio, o fósforo é um elemento essencial para o crescimento de plantas. Ele faz parte das estruturas dos ésteres de carboidratos, fosfolipídeos das membranas celulares, ácidos nucleicos e coenzimas (MARSCHNER, 1995; MALAVOLTA et al., 1997). Os organismos vivos absorvem o fósforo na forma de ortofosfato solúvel, que no caso das plantas e organismos do solo é obtido por meio da solução presente no solo onde a concentração deste é muito pequena (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Apesar do teor total de fósforo no solo se situar, de modo geral, entre 200 a 3.000 mg de fósforo por Kg, menos de 0,1% encontra-se na solução do solo (FARDEAU, 1996).

Os grandes reservatórios de fósforo são as rochas fosfáticas e outros depósitos formados durante as eras geológicas. Esses reservatórios, devido ao intemperismo, pouco a pouco fornecem o fósforo para os ecossistemas. O fósforo retorna ao meio na forma de composto solúvel ou na forma particulada devido à ação de bactérias fosfolizantes. A fração de fósforo ligada às partículas pode estar disponível para a absorção dos organismos ou não, dependendo da força de ligação. Desta forma, as chuvas facilmente carregam o fósforo para lagos e rios, podendo ir para os mares, de forma que o fundo do mar passa a ser um grande depósito de fósforo solúvel. (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Quando o sedimento contendo o fósforo é depositado em lagos e mares, ele é submetido a processos bioquímicos diferentes daqueles ocorrentes no solo, alterando a relação entre o fosfato adsorvido e o solúvel, sendo este então liberado para a coluna de água (SONDERGAARD, 2003).

Vários são os fatores que influenciam a liberação de nutrientes ligados ao sedimento para o ambiente aquático (KATSEV et al., 2006; LAKE et al., 2007), podendo citar a fonte

originária desse sedimento, a carga externa do elemento, a temperatura, o pH, o potencial de oxidação-redução e o revolvimento das partículas sedimentadas, a presença de óxidos de ferro e manganês e de outros compostos redutores (KLEEBERG; KOZERSKI, 1997; PERKINS; UNDERWOOD, 2001; GAO, 2005).

As transformações do fósforo representam, portanto, um sistema complexo controlado por reações químicas e biológicas tais como a mineralização, imobilização e absorção, processos estes que controlam a dinâmica das transformações e os fluxos do fósforo no ambiente. Além disso, a reciclagem do fósforo no solo tem uma relação estreita com os ciclos de outros elementos. Na imobilização do carbono e nitrogênio em sistemas biológicos, o acúmulo de carbono, nitrogênio e potássio na matéria orgânica depende do acúmulo de fósforo no material de origem exercendo assim influência na fertilidade do solo (STEVENSON, 1986).

Devido à sua alta exigência pelas plantas e a sua baixa disponibilidade no solo, o fósforo é um macronutriente que normalmente limita o crescimento e desenvolvimento das plantas (RHEINHEIMER, 2000). Como as plantas e os microorganismos absorvem o fósforo na sua forma solúvel presente no solo, os processos químicos abióticos e bióticos que controlam as transformações e absorção desse elemento são os fatores importantes para o ciclo e produtividade da atividade agrícola (RHEINHEIMER, 2000).

Na produção agrícola brasileira, o fósforo, juntamente com o nitrogênio, são os nutrientes que mais limitam a produção. O fósforo depois de aplicado no solo é inicialmente adsorvido na superfície e difunde-se, com o tempo, para o interior do solo (NYE; STAUNTON, 1994; LINQUIST et al., 1997). Este é um processo lento e responsável pela diminuição da disponibilidade de fósforo no solo (NOVAIS et al., 2007).

Como esse elemento é absorvido pelas plantas em pequenas quantidades, o fósforo quando aplicado em excesso, além de não interferir no aumento da produtividade da planta, reduz a capacidade de adsorção de outros elementos no solo (TOOR et al., 2004). O excesso no solo juntamente com a grande mobilidade das formas orgânicas deste elemento pode ocasionar grandes impactos ambientais (HU et al., 2007). O processo de escoamento superficial auxilia no carreamento do fósforo para os corpos hídricos levando ao aumento

deste elemento na coluna de água (CORRELL, 1998) favorecendo assim o crescimento de algas. As algas podem produzir toxinas e desencadear o processo de eutrofização levando a diminuição da qualidade da água criando problemas para o consumo humano (NOVAIS et al., 2007).

3.6. Utilização de áreas úmidas na absorção de nutrientes

As terras úmidas ou zonas úmidas são ecossistemas complexos que desempenham uma variedade de funções de grande importância ao meio ambiente e a sociedade. São áreas onde o solo, ao menos periodicamente, é inundado por camadas relativamente rasas de água. Estas áreas podem ser denominadas pântanos, brejos, mangues, alagados e meandros. Regulam o fluxo de água reduzindo os efeitos dos picos de inundação; protegendo a margem dos lagos e zonas costeiras contra ação erosiva da água (WELSCH, 2004). Além disso, desempenham um papel importante na produtividade biológica e na biogeoquímica do ambiente, agindo nos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e outros minerais, na preservação da fauna e flora, no controle de enchentes e sedimentos e como um sistema atenuante de cargas poluidoras (RICHARDSON, 1996).

As plantas existentes nestas áreas são adaptadas aos picos de inundação utilizando os nutrientes dissolvidos para o seu desenvolvimento anual, sendo consideradas como filtros biológicos. Em época de seca, as plantas estagnam o seu desenvolvimento e utilizam os nutrientes absorvidos em épocas de inundação para a sua manutenção e produção de biomassa (AERTS; CHAPIN III, 2000).

Por reterem matéria orgânica e inorgânica disponível nos recursos hídricos, além dos metais pesados, as áreas úmidas podem ser utilizadas no tratamento de efluentes industriais, domésticos e efluentes das atividades agrícolas, contribuindo na melhoria da qualidade da água.

A utilização de áreas úmidas naturais pode diminuir o custo com o tratamento de resíduos além da alternativa para recuperação de áreas degradadas. De acordo com Ko et al. (2004), a utilização de áreas úmidas florestadas para tratamento de águas residuárias no lugar

dos tratamentos convencionais, além de oferecer os mesmos serviços que os métodos convencionais (melhora a qualidade da água), apresentam melhor custo-benefício. A utilização de áreas úmidas de florestas diminui a relação custo-benefício em 6 vezes e eleva a eficiência energética em 22 vezes (KO et al., 2004). As áreas úmidas tratam mais água residuária por unidade de energia e menor custo financeiro do que o método convencional, pois utilizam energias de fontes renováveis como sol, vento e chuva, enquanto os métodos convencionais dependem da importação de energias não renováveis (KO et al., 2004).

De acordo com Odum et al. (1976) e Breaux (1992), os nutrientes presentes na água residuária são utilizados pelas árvores permitindo uma maior taxa de crescimento. A conversão de biomassa vegetal em uma área úmida pode aumentar sete vezes com a aplicação de dejetos; além disso, este processo pode diminuir a porcentagem de nutrientes na água; a concentração de P na água residuária pode ser reduzida em 98% e a de N em quase 90%, taxas de redução similares às obtidas por tratamentos de águas residuárias convencionais.

O aumento de nutrientes na água devido à aplicação de efluentes de suinocultura pode resultar no crescimento acelerado das espécies de plantas existentes na região, sendo que este processo pode acontecer tanto em áreas úmidas construídas com macrófitas quanto em áreas úmidas de florestas, mas com diferentes taxas de crescimento, sendo mais lento em florestas (MITSCH, 1975). Devido a uma maior taxa de crescimento, as áreas úmidas com macrófitas absorvem 18% e 37% de nitrogênio e fósforo a mais que as áreas úmidas de florestas (MITSCH, 1975).

Day et al. (2004), estudando o tratamento de águas residuárias por meio da aplicação de efluentes em áreas úmidas florestais, observou o melhoramento da qualidade da água, aumento da taxa de produção de plantas, aumento da matéria orgânica no solo e substancial diminuição dos custos financeiros e energéticos em relação aos tratamentos convencionais. Os autores reportam uma redução de mais de 90% da carga de nitrogênio (N) e de fósforo (P) em águas superficiais em áreas úmidas florestais na Louisiana (EUA) alimentadas com água residuária durante 50 anos e concluem que em baixo fluxo de alimentação de efluentes a remoção de nutrientes é alta, geralmente maior que 80%.

De acordo com Poach et al. (2003), a utilização de áreas alagáveis com macrófitas no tratamento de efluentes de suinocultura apresenta valores de remoção de nitrogênio total entre 64% e 78%. A associação de áreas úmidas construídas em série também possui uma boa taxa de redução de nitrogênio (entre 37% e 51%) e fósforo (entre 13% e 26%) em efluentes de suinocultura (POACH et al., 2004).

Hunter et al. (2009) avaliaram a vegetação e a qualidade em uma área úmida de florestas em “Breaux Bridge”, Louisiana. Este sistema trata o efluente da cidade desde o início dos anos 1950. Os autores concluíram que a composição das espécies não se alterou significativamente durante o tempo de acompanhamento (50 anos) e as eficiências de remoção de nitrogênio total e fósforo são semelhantes a outras zonas úmidas florestadas, variando entre 65% e 90% de remoção. Estes resultados demonstram que estas zonas úmidas assimilam os nutrientes mesmo após 50 anos de funcionamento, estimulando a produtividade das plantas existentes na região em 57%. Além disso, a aplicação de efluentes não ocasionou nenhum impacto mensurável para as áreas úmidas ou para o rio em que a água flui eventualmente (HUNTER et al., 2009).

A biomassa das plantas pode ser utilizada como fonte de energia renovável além do que, a recuperação de florestas degradadas oferece serviços ambientais como manutenção da biodiversidade, fixação de carbono e regulação climática (microclima) dentre outros. Um fator importante e positivo é a capacidade de fixação de carbono pelas árvores existentes nas áreas úmidas e de outros gases do efeito estufa. De acordo com Brix et al. (2001) áreas úmidas naturais e construídas podem afetar o equilíbrio global da emissão de gases do efeito de estufa (GEE). No entanto, estas áreas úmidas podem também ser fontes de emissões de CH₄ e N₂O pois funcionam como sumidouros de CO₂ devido à fotossíntese e a deposição de matéria orgânica no solo.

Logo, a manutenção da vegetação da zona ripária e a construção ou recuperação de terras úmidas podem auxiliar na retenção de nutrientes de efluentes da pecuária. Após esta etapa, o efluente pode chegar aos corpos d'água causando menor impacto ambiental, além de ajudar a manter a capacidade do solo de absorver água e auxiliar na qualidade das águas e seu abastecimento.

3.7. Avaliação Emergética

A Avaliação Emergética é uma metodologia utilizada para análise ambiental de sistemas agrícolas proposta por Odum (1996). Tem como objetivo analisar os fluxos de energia e materiais nos sistemas dominados pelo homem, para mostrar a dependência das fontes de energia renováveis e não renováveis e identificar as formas de interação entre os sistemas da economia humana e os ecossistemas.

A Avaliação Emergética é uma metodologia termodinâmica capaz de avaliar os recursos utilizados em diferentes tipos de sistemas. Ela é uma ferramenta poderosa na determinação de escoamentos de energia através de sistemas biológicos e para determinação de valores econômicos sustentáveis no campo da economia ecológica (TIEZZI et al., 1996). Além disso, esta metodologia permite contabilizar valores das energias naturais incorporadas aos processos geralmente não contabilizados na economia clássica e na análise de energia incorporada.

Esta metodologia contabiliza todos os fluxos em termos de energia agregada em cada recurso utilizado e considera a energia a partir das fontes primárias da natureza e do trabalho humano. Além disso, como esta metodologia identifica e quantifica a contribuição dos recursos naturais, ela permite a compreensão dos limites em cada ecossistema, possibilitando o estabelecimento de metas para garantir a capacidade de suporte e, portanto, a sustentabilidade (CAVALETT, 2004).

A Avaliação Emergética é usada principalmente no planejamento regional, cuidando da alocação de áreas para cultivos, preservação de recursos naturais e absorção de impactos, identificando prioridades para o desenvolvimento numa escala adequada à realidade cultural, sócio-econômica da população e à capacidade de suporte dos agroecossistemas (COMAR, 1998).

Por meio de indicadores (índices emergéticos), esta abordagem desenvolve uma imagem dinâmica dos fluxos anuais dos recursos naturais e dos serviços ambientais providenciados pela natureza na geração de riqueza e também permite medir o impacto das atividades antrópicas nos ecossistemas (COMAR, 1998).

Os relacionamentos entre os componentes de sistemas produtivos são avaliados numa base comum denominada energia. Energia é definida como a energia potencial que foi utilizada em transformações diretas ou indiretas para produzir um produto ou serviço (ODUM, 1996).

A relação entre a energia do produto e energia útil produzida é chamada de Transformidade, definida como sendo a energia solar necessária para produzir um joule de um serviço ou produto, e sua unidade é seJ/J (joules de energia solar por joule) (ODUM, 1996). Quanto maior o número de transformações de energia necessárias para a execução de um processo ou elaboração de um produto, maior será o valor da sua transformidade, sendo assim maior a importância que o recurso pode ter para os ecossistemas e para os seres humanos (COMAR, 1998).

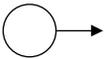
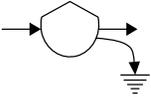
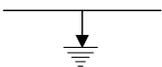
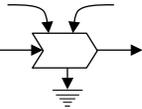
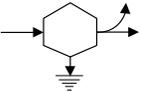
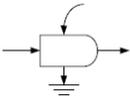
$$\text{Transformidade (seJ.J}^{-1}\text{)} = \text{Energia (seJ)} / \text{Energia Disponível de um item (J)} \quad [1]$$

3.8. Diagrama sistêmico

A primeira etapa para aplicação da Avaliação Emergética é a construção do diagrama sistêmico. Os diagramas de fluxos de energia mostram os elementos mais importantes para o funcionamento do sistema, desde os fluxos simples ou de menor intensidade aos maiores e mais complexos. A energia disponível é transformada, em um processo iterativo, em uma energia de quantidade menor, porém de maior qualidade, a qual será aproveitada em uma próxima etapa do sistema. Para isso, Odum (1996) desenvolveu símbolos com diferentes significados para serem utilizados na elaboração do diagrama sistêmico. Na Tabela 2 estão descritos os principais símbolos que serão utilizados nesse trabalho.

A proposta do diagrama sistêmico é conduzir um inventário crítico dos processos, estoques e fluxos que são importantes para o sistema em estudo, os quais serão então valorados. Os componentes e fluxos do diagrama são ordenados da esquerda para a direita, de maneira que à esquerda estão representados os fluxos com maior energia disponível; para a direita existe um decréscimo deste fluxo com cada transformação sucessiva de energia (ODUM et al., 2000).

Tabela 2. Símbolos da linguagem dos fluxos de energia.

Símbolo	Nome	Descrição
	Fluxo	Utilizado para determinar um fluxo de energia, informações, organismos, materiais, etc.
	Fonte	Fonte de energia externa que supre força ou fluxo.
	Estoque	Representa uma reserva energética dentro do sistema, um compartimento de energia, material, informação etc.
	Sumidouro de Energia	Representa a energia degradada durante um processo a qual sai do sistema como de energia de baixa intensidade. De acordo com a 2ª Lei da Termodinâmica, é energia dispersada não pode mais realizar trabalho (perde utilidade).
	Interação	Processo que combina diferentes tipos de energias e materiais para produzir uma ação ou um recurso diferente, isto é, uma transformação que utiliza dois ou mais fluxos de diferentes estoques necessários para um processo de produção produzindo uma saída de um novo recurso.
	Consumidor	Unidade que consome e transforma matéria ou qualidade da energia produzida por outros elementos do sistema armazenando parte e, retroativamente, alimentando-os.
	Interruptor ou Ação de desvio	Indica forças que ativam uma grande mudança na trajetória de um fluxo de energia ou matéria. Requer entradas de controle.
	Produtor	Unidade que coleta e transforma energia de baixa qualidade (baixa intensidade) em energia com qualidade superior, através de interações do sistema.

Fonte: Adaptado de Odum (1996).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área estudada foi o terço superior da microbacia hidrográfica do rio Pinhal ($27^{\circ} 12' 12,8''$ N, $51^{\circ} 54' 54,6''$ W) que está localizada no município de Concórdia, Estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 1). A microbacia possui 1.400 hectares e se localiza na região Hidrográfica 3 do Estado fazendo parte da bacia hidrográfica do rio Jacutinga.

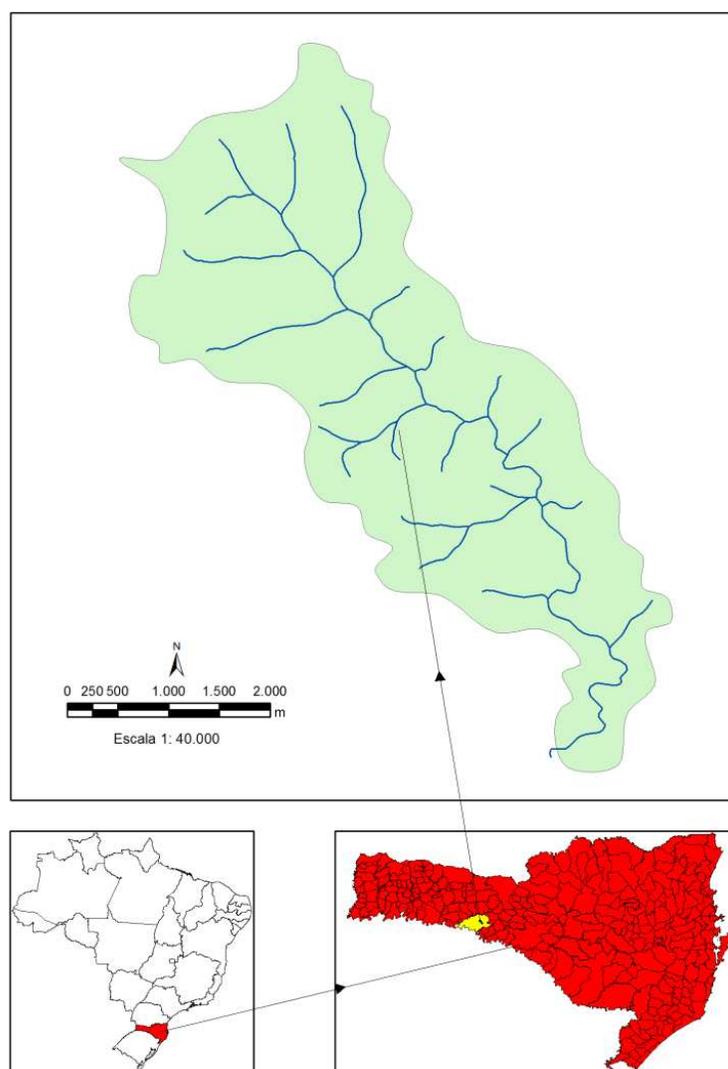


Figura 1. Localização da microbacia do rio Pinhal, Concórdia, SC.

Geologicamente, a microbacia pertence à chamada Zona Basáltica do Planalto Ocidental, com a ocorrência de afloramentos rochosos e pedras. Há uma predominância de solos rasos minerais suscetíveis à erosão. Estes solos são moderadamente ácidos, com altos teores de minerais primários, conseqüentemente, com elevadas concentrações de nutrientes para as plantas. Em áreas onde o declive é moderado a acentuado, os solos são moderadamente drenados, susceptíveis à erosão e sua fertilidade natural variam de baixa a alta de acordo com os materiais naturais e, em sua maioria, têm restrições agrícolas, especialmente devido à profundidade insuficiente. Há na região também solos profundos, no entanto, esses também são suscetíveis à erosão. Estes solos são bem drenados e ácidos, na maioria dos casos, com elevados índices de alumínio. Devido a pequenas quantidades de elementos essenciais para as plantas, estes solos são considerados de baixa de fertilidade agrícola (CONCÓRDIA, 2011).

O relevo compreende o Planalto Sul e consiste em muitas planícies estruturais que descem em direção ao leito do rio Uruguai. A área tem uma topografia suavemente ondulada. Os pontos mais altos de morros da região atingem altitudes de 750 m, enquanto as partes mais baixas estão a cerca de 550 m. A flora é composta basicamente por florestas tropicais e plantações perenes e anuais.

O clima predominante da região, de acordo com a classificação Köppen, é do tipo Cfa (clima temperado úmido com verão temperado), com temperatura média anual baixa em torno de 17 e 22 °C no verão e 13 °C no inverno.

A diversificação produtiva e a mão-de-obra familiar são características inerentes às unidades produtivas da região Sul do país. As produções de suínos e aves desenvolvem-se em sistema de integração com agroindústrias da região, o que é outro perfil inerente às unidades produtivas sulistas. Na Tabela 3, observam-se as quantidades de unidades animais da microbacia e as culturas vegetais com suas respectivas áreas de cultivo e planteis. Para melhor representar as propriedades, as quantidades de animais são expressas em Unidades Animais (UA), sendo que cada UA corresponde a um animal de 450 kg. Assim, as unidades animais da região estudada somam 5.557 UA e a área de cultivo agrícola, essencialmente de milho, 345 hectares.

Tabela 3. Atividades pecuárias e agrícolas desenvolvidas na microbacia.

Atividades pecuárias	Plantel	
	UA*	Cabeças
Bovinos de leite	562	562
Suínos de corte	2.942	14.696
Aves	2.053	78.078
Atividades agrícolas	Área (ha)	
Milho	345,14	
Pastagem	230,42	

*Cada UA corresponde a um animal de 450 kg de peso vivo

Fonte: informações obtidas na região.

4.2. Obtenção do mapa de uso e cobertura da terra

Os canais de drenagem e o limite da bacia em estudo foram gerados com o módulo ArcHydro Tools do software ArcGIS 10.0 no processamento de imagens DEM (resolução de 30 m) do satélite ASTER. Ajustes nas imagens foram feitos com as cartas do IBGE na escala 1:100.000 da região de Concórdia e assim, a área da microbacia foi definida e georreferenciada.

Em ambiente de Sistema de Informação Geográfica com auxílio do módulo ArcMap do software ArcGIS 10.0, as imagens de alta resolução, ajustada na escala 1:7.000, foram vinculadas com as anotações de trabalho de campo e assim elaborou-se arquivos espacializados no formato *shapefile* da microbacia do rio Pinhal; e com o mesmo módulo foram construídas as cartas imagens.

O *shapefile* elaborado foi utilizado para realizar procedimentos de segmentação e classificação supervisionada e obtenção de um mapa temático de uso e cobertura do solo.

A análise da imagem para a definição das classes e geração do mapa de uso e cobertura do solo foi realizada através de interpretação visual. Este procedimento interpreta a imagem diretamente na tela do computador utilizando elementos básicos de interpretação como cor,

textura, forma, tonalidade, tamanho, sombra, padrão, adjacências e localização geográfica (JENSEN, 2009). As classes definidas foram cultivo agrícola, áreas de pastagem, benfeitorias, áreas de reflorestamento, de desmatamento, mata ciliar, distrito industrial, áreas verdes e açudes.

4.3. Balanço de nutrientes

A metodologia utilizada para calcular os excedentes ou déficits de nitrogênio e fósforo na microbacia foi o balanço de nutrientes. O nitrogênio e o fósforo foram os elementos referenciais escolhidos no balanço por apresentarem no solo alta mobilidade e elevado poder de eutrofização dos corpos d'água superficiais (MARÇAL; PALHARES, 2006).

Foram analisados os sistemas de produção pecuária das 17 propriedades (avicultura, suinocultura e bovinocultura de leite) e a partir dos resultados destes sistemas, os valores foram extrapolados para a microbacia em sua totalidade.

Como a bovinocultura de leite é essencialmente extensiva, a produção animal e a área de pastagem foram consideradas compondo um único sistema. Além disso, como o acesso dos bovinos às pastagens dificulta a determinação dos nutrientes consumidos pelos animais, esse dado foi considerado como fluxo interno do sistema.

As informações referentes à quantidade de animais existentes na região foram obtidas através de questionários aplicados aos produtores nos anos de 2008, 2009 e 2010. A estimativa da área plantada de cultura agrícola de milho da microbacia foi obtida a partir do mapa de uso e cobertura do solo. Além disso, foram utilizados dados da literatura para complementar as informações para os cálculos do balanço de nutrientes.

4.3.1. Balanço do nitrogênio

O balanço de nitrogênio para cada propriedade da microbacia foi obtido por meio da equação modificada proposta por Howarth et al. (1996) e Filoso et al. (2006). Como um dos objetivos do trabalho foi contabilizar a carga de nitrogênio que poderia ser transportada aos

corpos hídricos por lixiviação ou por escoamento superficial, foi utilizada a Equação 2 para o cálculo do balanço de nitrogênio.

$$F_{PNL} + F_{NES} = F_{NFertInorg.} + F_{NAtm} + F_{FoodImp} - F_{PNV} - F_{PND} - F_{FoodExp} \quad [2]$$

Onde:

F_{PNL} é a perda de nitrogênio por lixiviação para águas subterrâneas (kg.ano^{-1});

F_{NES} é a perda de nitrogênio por escoamento superficial (kg.ano^{-1});

$F_{NFertInorg.}$ é a entrada de nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica (kg.ano^{-1});

F_{NAtm} é a entrada de nitrogênio devido à deposição atmosférica (kg.ano^{-1});

$F_{FoodImp}$ é a entrada de nitrogênio na forma de alimento para os animais (kg.ano^{-1});

F_{PNV} é a perda de nitrogênio por volatilização da amônia (kg.ano^{-1});

F_{PND} é a perda de nitrogênio por desnitrificação (kg.ano^{-1});

$F_{FoodExp}$ é a perda de nitrogênio por exportação de alimentos (kg.ano^{-1}).

Para este trabalho foi considerado algumas simplificações. O nitrogênio que retorna ao solo por meio dos resíduos culturais será utilizado e incorporado pelas culturas no próximo ciclo, como foi proposto pelo Committee on Long-Range Soil and Water Conservation Policy (SOIL AND WATER QUALITY: AN AGENDA FOR AGRICULTURE, 1993), não sendo, portanto, contabilizado como entrada do sistema. Como todos os dejetos produzidos pelos animais (bovinos, suínos e frangos de corte) nas propriedades são adicionados no solo como fertilizantes orgânicos, este valor também não foi considerado como entrada e sim como fluxo interno do sistema. Além disso, este valor foi utilizado para posteriores cálculos de volatilização e perdas devido à exportação de alimentos. Além disso, não foi considerado entrada de nitrogênio proveniente da fixação biológica.

4.3.1.1. Determinação da entrada de nitrogênio na fertilização inorgânica

A determinação do nitrogênio via fertilização inorgânica em kg de nitrogênio por ano foi obtido considerando o tipo de adubo utilizado, a quantidade de nitrogênio contida no adubo e a quantidade de adubo aplicada em cada propriedade de acordo com a Equação 3. Os

fertilizantes inorgânicos utilizados em todas as propriedades estudadas foram o NPK (fórmula 9:33:12) e uréia.

$$F_{\text{NFertInorg}} = \sum \left(Q_{\text{FertInorg}} \times T_{\text{NFertInorg}} \right)_i \quad [3]$$

Onde:

$F_{\text{NFertInorg}}$ é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica;

$Q_{\text{FertInorg}}$ é a quantidade de fertilizante inorgânico aplicada em cada propriedade;

$T_{\text{NFertInorg}}$ é a quantidade de nitrogênio presente no fertilizante inorgânico.

4.3.1.2. Determinação da entrada de nitrogênio proveniente da deposição atmosférica

A determinação do nitrogênio proveniente da deposição atmosférica foi obtida por meio da metodologia proposta pela FAO (2003) que considera a precipitação anual na região estudada (Equação 4).

$$N_{\text{atm}} = 0,14 \times P^{0,5} \quad [4]$$

Onde:

N_{atm} é a deposição atmosférica de nitrogênio por mês ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

0,14 é a constante da equação ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

P é a precipitação mensal ($\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$).

Para obter o valor de nitrogênio depositado em termos de kg de N por ano, foi multiplicado o valor obtido na Equação 4 pela área total de cada propriedade.

4.3.1.3. Determinação da entrada de nitrogênio na forma de alimento para os animais

Para o cálculo da quantidade de nitrogênio que entra no sistema na forma de alimento (ração) foi considerada a porcentagem de nitrogênio que é excretada e a que é retida pelos animais em relação ao nitrogênio consumido por estes.

Primeiramente foi obtida a quantidade de nitrogênio excretado por cada tipo de animal em kg de nitrogênio. Este valor foi estimado considerando a quantidade de animais em cada propriedade e o teor de nitrogênio presente nos dejetos de cada tipo de animal (Equação 5).

$$F_{\text{NFertOrg}} = \sum(Q_{\text{Dejetos}} \times T_{\text{NDejetos}})i \quad [5]$$

Onde:

F_{NFertOrg} é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização orgânica;

Q_{Dejetos} é a quantidade de dejetos produzidos na propriedade;

T_{NDejetos} é a quantidade de nitrogênio presente no fertilizante orgânico.

A quantidade de dejetos produzida por cada tipo de animal foi obtido por meio de dados da literatura (Tabela 4). As quantidades de nitrogênio presentes nos dejetos animais foram mensuradas a partir de análises físico-químicas dos dejetos produzidos por cada categoria animal em cada propriedade (PALHARES et al. 2011).

Tabela 4. Valores estimados da produção total de dejetos produzidos por animais.

Animal	Unidade	Produção de dejetos (unidade dia⁻¹)
Bovino de leite ¹	kg	39
Leitões ²	m ³	0,0014
Suínos em terminação ²	m ³	0,007
Frangos ³	ton/1.000 frangos	1,5

Fontes: ¹ Purdue University, 1994; ² Instrução Normativa nº 11 de Santa Catarina; ³ Marçal e Palhares, 2006.

Em seguida foi realizada uma estimativa em relação à quantidade de nitrogênio consumido por tipo de animal com base na quantidade de nitrogênio excretada por estes (Equação 6).

$$Q_{\text{Nconsumido}} = Q_{\text{Nexcretado}} \div A \quad [6]$$

Onde:

QNconsumido é a quantidade de nitrogênio consumida pelos animais;

QNexcretado é a quantidade de nitrogênio perdida pelos dejetos;

A é a relação de nitrogênio excretada em relação ao nitrogênio consumido.

Sistemas de pecuários convertem proteínas vegetais em proteínas animais com uma eficiência que variam de 5% a 45%, dependendo do sistema de animais, do tipo e da gestão da produção. A quantidade de nitrogênio excretada pelos animais na forma de urina e fezes variam de 55 a 95%, sendo o bovino com maior porcentagem de perda, 56 a 60%, e suínos, 6%. O valor total estimado de nitrogênio excretados pelos animais variam entre 75 e 138 Tg N. Ano⁻¹ (OENEMA, 2006).

Bargo et al. (2002), Mulligan et al. (2004) e Yan et al. (2006) obtiveram valores médios de 27,6% em relação à quantidade de nitrogênio perdido nas fezes de bovinos em relação ao consumido pelos animais. Em relação ao valor perdido de nitrogênio via urina em relação ao consumido por vacas em lactação, Marini e Vanamburh (2005) obtiveram 43,36%, Mulligan et al. (2004) obtiveram 44,6%, Yan et al. (2006) encontraram 43% e Bargo et al. (2002) obtiveram 31,8%.

Pesquisadores estudando vacas em lactação no Brasil obtiveram valores próximos aos obtidos internacionalmente. Danes (2010) e Cruz et al. (2006) obtiveram valores médios de 29%, 34% e 19% para as perdas de nitrogênio via fezes, urina e leite em relação ao nitrogênio consumido por vacas em lactação. No presente trabalho foram considerados valores médios para os cálculos.

De acordo com os valores de nitrogênio obtidos nas análises físico-químicas da cama de aviário, foi calculada a concentração de nitrogênio retido e ingerido pelas aves. De acordo com Rabello et al. (2002), a porcentagem de nitrogênio excretado e retido pelas aves em relação ao total de nitrogênio ingerido por meio da alimentação é 52 e 48%, respectivamente. Berto e Berto (2007) obtiveram valores maiores. Esses autores obtiveram em seu trabalho uma relação de 61 e 39% de nitrogênio excretado e retido em relação ao nitrogênio consumido pelas aves. Para o presente estudo, foram utilizados dados médios (56% para a perda via dejetos e 44% para a retenção nas aves).

Para a produção de suínos, Oliveira, Trivelin e Oliveira (2007) obtiveram valores médios de proporção de perda de nitrogênio via fezes e urina 14,69 e 26,59% respectivamente. Hauschild et al. (2004) obtiveram valores próximos, sendo que a perda média de nitrogênio via fezes por suínos foi de 15,75% e a perda via urina foi de 34,16%. Para o cálculo do balanço de nitrogênio em suínos foram obtidos valores médios (proporção de perda via fezes, urina e retido de 15,22; 30,37 e 54,41%, respectivamente).

Foram utilizadas como porcentagem de nitrogênio excretado em relação ao consumido (A) 63%, 54% e 56% para bovinos de leite, suínos e aves, respectivamente.

Como as propriedades de suínos e aves utilizam o milho como fonte de alimentação para os animais, ao valor consumido por estes animais foi subtraída a quantidade de nitrogênio retido no milho. O excedente de milho produzido é exportado do sistema.

4.3.1.4. Determinação da saída de nitrogênio por volatilização da amônia

A determinação da perda de nitrogênio por volatilização da amônia em kg por ano obtido pela aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos foi obtida considerando o tipo de cultura vegetal, o tipo e método de aplicação dos fertilizantes, pH do solo, clima e a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo.

Para a determinação das perdas por volatilização foi utilizada a metodologia proposta pela FAO e a International Fertilizer Industry Association – IFA (2004) que adota a Equação 7.

$$\%VA = e^{(Ftc + Fta + Fph + Fc + Fctc + Frf)} \quad [7]$$

Onde:

%VA é o percentual de volatilização da amônia;

Ftc é o fator característico para o tipo de cultura;

Fta é o fator para o tipo de aplicação do fertilizante;

Fph é o fator referente ao nível de pH do solo;

Fc é o fator referente ao clima característico da região;

Fctc é o fator referente à capacidade de troca catiônica do solo (CTC);

Frf é o fator referente ao tipo de fertilização utilizada na região.

As Tabelas 5 e 6 apresentam os valores recomendados para os diferentes fatores utilizados na Equação 7. Os valores utilizados na Equação 7 foram obtidos com base em análises físico-químicas do solo da região.

Tabela 5. Valores recomendados para fatores de volatilização.

Características	Limites	Fator
pH do solo	pH < 5,5	-1,072
	5,5 < pH < 7,3	-0,933
	7,3 < pH < 8,5	-0,608
	pH > 8,5	0
Tipo de Cultura	Culturas em geral	-0,045
	Gramíneas	-0,158
	Cultura inundada	0
Método de aplicação	Lançamento superficial	-1,305
	Incorporado	-1,895
	Aplicado na forma líquida	-1,292
Clima	Tropical	0
	Temperado	-0,402
CTC do solo	CTC < 16	0,088
	16 < CTC < 24	0,012
	24 < CTC < 32	0,163
	CTC > 32	0

Fonte: Adaptado de FAO e IFA (2004).

Tabela 5. Valores recomendados para fatores de volatilização (cont.).

Características	Limites	Fator
Tipo de fertilizante	Sulfato de amônia	0,429
	Uréia	0,666
	MAP	-0,622
	DAP	0,182
	Adubo orgânico	0,955
	Urina	0,747
	Uréia+DAP	0,803
	Nitrato de amônia	-0,35
	Amônia Anidra	-0,35
	Nitrato de cálcio	-1,585

Fonte: Adaptado de FAO e IFA (2004).

A Equação 8 foi utilizada considerando que a perda de nitrogênio por volatilização da amônia é diferente para cada tipo de fertilizante utilizado (inorgânico e orgânico) como proposto por Malta (2009).

$$PNV = (NFI \times \%VA) + (NFO \times \%VA) \quad [8]$$

Onde:

PNV é a perda de nitrogênio por volatilização da amônia (kg.ano^{-1});

NFI é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica (kg.ano^{-1});

NFO é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização orgânica (kg.ano^{-1});

%VA é o percentual de volatilização da amônia (%).

Os valores de perdas de N por volatilização de amônia em esterqueiras de dejetos de suínos, cama de aviários e biodigestores foram obtidos de acordo com o Guia de Boas Práticas e Tratamento de Incertezas de Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa, publicado pelo IPCC em 2000 (IPCC, 2000). Os valores utilizados para as perdas em esterqueiras, cama de aviário e biodigestores foram 0,001, 0,02 e 0,001 kg óxido nítrico por kg de N excretado, respectivamente.

4.3.1.5. Determinação da saída de nitrogênio proveniente por desnitrificação

A determinação da perda de nitrogênio proveniente da desnitrificação em kg por ano foi obtido considerando: tipo de cultura vegetal, textura do solo, pH e o conteúdo de matéria orgânica do solo, da drenagem, do clima e do tipo de fertilizante utilizado.

Para a determinação das perdas por desnitrificação foi utilizada a metodologia proposta pela FAO e a International Fertilizer Industry Association – IFA (2004) que adota a Equação 9.

$$\%PND = e^{(F_{cm} + F_{tc} + F_{ts} + F_{mo} + F_{ds} + F_{ph} + F_c + F_{ctc} + F_{tf})} \quad [9]$$

Onde:

%PND é o percentual de perda de nitrogênio por desnitrificação;

F_{cm} é o fator constante do modelo igual a $-0,414$;

F_{tc} é o fator característico para cada tipo de cultura;

F_{ts} é o fator característico para a textura do solo;

F_{mo} é o fator referente ao conteúdo de carbono orgânico;

F_{ds} é o fator referente a drenagem do solo;

F_{ph} é o fator referente ao nível de pH do solo;

F_c é o fator referente ao clima característico da região;

F_{ctc} é o fator referente à capacidade de troca catiônica do solo;

F_{tf} é o fator referente ao tipo de fertilizante.

A Tabela 6 apresenta os valores recomendados para os diferentes fatores utilizados na Equação 9. Como no cálculo de volatilização, os valores utilizados na Equação 9 foram obtidos com base em análises físico-químicas do solo da região.

Tabela 6. Valores recomendados para fatores de desnitrificação.

Características	Limites	Fator
Tipo de Cultura	Gramíneas	-1,268
	Leguminosas	-0,023
	Arroz	-2,536
	Outras	0
Textura do solo	Grossa	-0,008
	Média	-0,472
	Fina	0
Drenagem do solo	Boa	-0,420
	Ruim	0
Clima	Tropical	0
	Temperado	-0,402
Conteúdo de Carbono Orgânico	< 1	0
	1 - 3	0,140
	3 - 6	0,580
	> 6	1,045
Tipo de Fertilizante	Uréia	0,0051
	Adubo orgânico	0,0021
	Adubo NPK	0,0065
	Nitrato de amônia	0,0061
	Amônia Anidra	0,0056

Fonte: Adaptado de FAO e IFA (2004).

A Equação 10 foi utilizada considerando que a perda de nitrogênio por desnitrificação é diferente para cada tipo de fertilizante utilizado (inorgânico ou orgânico) como proposto por Malta (2009).

$$\text{PND} = (\text{NFI} \times \% \text{PND}) + (\text{NFO} \times \% \text{NPD}) \quad [10]$$

Onde:

PND é a perda de nitrogênio por desnitrificação (kg.ano^{-1});

NFI é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica (kg.ano^{-1});

NFO é a quantidade de nitrogênio proveniente da fertilização orgânica (kg.ano^{-1});

%PND é o percentual de desnitrificação (%).

4.3.1.6. Determinação de nitrogênio proveniente da exportação de alimentos

A determinação da perda de nitrogênio proveniente da exportação de alimentos (como saída por suínos em pé, aves em pé, produção de leite e milho) em kg por ano foi obtida considerando as características físico-químicas e a composição de cada alimento.

Com base no valor calculado de nitrogênio consumido, estimou-se a quantidade de nitrogênio retida nos animais, sendo esse valor correspondente a quantidade de nitrogênio exportada via alimento (Equação 11).

$$\text{QNretido} = \text{QNconsumido} \div B \quad [11]$$

Onde:

QNretido é a quantidade de nitrogênio retida pelos animais;

QNconsumido é a quantidade de nitrogênio consumido;

B é a relação de nitrogênio retida em relação ao nitrogênio consumido.

Em relação ao nitrogênio retido (B), foram consideradas 18%, 45% e 44% para bovinos, suínos e aves, respectivamente.

O acesso dos bovinos às pastagens dificulta a determinação dos nutrientes consumidos pelos animais, pois a quantidade de pastagem consumida e a qualidade desta variam em função de fatores como a categoria animal, produtividade e espécie de pastagem, período do ano e manejo (BERTO; BERTO, 2007). Por isso foi considerada compondo um único sistema as áreas de pastagens e os bovinos. Os nutrientes consumidos pelos animais e que retornam às pastagens, além dos dejetos produzidos pelos bovinos, deixam de ser

considerados como entrada do sistema. Além disso, a produção de leite é a única saída de nitrogênio considerado neste sistema.

A quantidade de nitrogênio que sai do sistema como leite foi obtida considerando a relação existente entre o nitrogênio consumido e o perdido no leite (Equação 12).

$$QN_{\text{Leite}} = QN_{\text{consumido}} \div C \quad [12]$$

Onde:

QN_{Leite} é a quantidade de nitrogênio no leite;

$QN_{\text{consumido}}$ é a quantidade de nitrogênio consumido;

C é a relação de nitrogênio no leite em relação ao nitrogênio consumido.

A relação de nitrogênio perdida no leite (C) em relação ao consumido considerado nesse trabalho foi de 1,0%.

O valor da saída de nitrogênio devido à produção de milho foi calculado considerando a remoção de nitrogênio pela cultura. A determinação da remoção de nitrogênio pela cultura de milho em kg por ano foi obtido considerando o tipo de cultura e sua taxa de remoção de nutrientes com base na sua produtividade. A Tabela 7 apresenta o valor da remoção de nitrogênio em relação às diferentes produtividades do milho.

Tabela 7. Remoção do nitrogênio pela cultura do milho em função da produtividade.

Produtividade (kg.ha⁻¹)	N (kg.ha⁻¹)	Referências
1000	15,8	Paulleti (2006)
1000	18,2	Altmann e Pavinato (2001)
2100	53	Bull e Cantarela (1993)
3650	77	Coelho e França (1995)
5000	67	Perdomo e Cazzaré (2001)

Fonte: Malta, 2009.

4.3.2. Balanço do fósforo

Como o trabalho teve como um dos objetivos avaliar a carga disponível do fósforo que pode ser transportada aos corpos hídricos por lixiviação ou por escoamento superficial, a equação utilizada para o balanço para cada propriedade é mostrada na Equação 13.

$$F_{PFL} + F_{PES} = F_{PFertInorg} + F_{PAtm} + F_{FoodImp} - F_{FoodExp} \quad [13]$$

Onde:

F_{PFL} é a perda de fósforo por lixiviação para águas subterrâneas ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

F_{PES} é a perda de fósforo por escoamento superficial para águas superficiais ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

$F_{PFertInorg}$ é a entrada de fósforo proveniente da fertilização inorgânica ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

F_{PAtm} é a entrada de fósforo devido à deposição atmosférica ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

$F_{FoodImp}$ é a entrada de fósforo por ração ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

$F_{FoodExp}$ é a perda de fósforo por alimentos ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$);

Para o balanço do fósforo foram feitas as mesmas considerações do balanço de nitrogênio. O fósforo que retorna ao solo por meio dos resíduos culturais será utilizado e incorporado pelas culturas no próximo ciclo, como foi proposto pelo Committee on Long-Range Soil and Water Conservation Policy (SOIL AND WATER QUALITY: AN AGENDA FOR AGRICULTURE, 1993), não sendo, portanto, contabilizado. Como todos os dejetos produzidos pelos animais (bovinos, suínos e frangos de corte) nas propriedades são adicionados no solo como fertilizantes orgânicos, este valor não foi considerado como entrada externa do sistema, contudo este valor foi calculado para posteriores cálculos de perdas devido a exportação de alimentos.

4.3.2.1. Determinação da entrada de fósforo pela fertilização inorgânica

A determinação do fósforo via fertilização inorgânica em kg de fósforo por ano foi obtido considerando o tipo de adubo utilizado, a quantidade de fósforo contido no adubo e a quantidade de adubo aplicada em cada propriedade de acordo com a Equação 14. O fertilizante inorgânico utilizado em todas as propriedades foi o NPK (relação 9:33:12).

$$F_{PFertInorg} = \Sigma(Q_{FertInorg} \times T_{PFertInorg})_i \quad [14]$$

Onde:

$F_{PFertInorg}$ é a quantidade de fósforo proveniente da fertilização inorgânica;

$Q_{FertInorg}$ é a quantidade de fertilizante inorgânico aplicada em cada propriedade;

$T_{PFertInorg}$ é a quantidade de fósforo presente no fertilizante inorgânico.

4.3.2.2. Determinação da entrada de fósforo proveniente da deposição atmosférica

A determinação do fósforo proveniente da deposição atmosférica em kg por ano foi obtido utilizando a metodologia proposta pela FAO (2003) que calcula a deposição atmosférica de fósforo, considerando a precipitação anual de chuva na região (Equação 15).

$$P_{atm} = 0,053 \times P^{0,5} \quad [15]$$

Onde:

P_{atm} é a deposição atmosférica de fósforo por mês ($kg \cdot ha^{-1}$);

0,053 é a constante da equação ($kg \cdot ha^{-1}$);

P é a precipitação mensal ($mm \cdot mês^{-1}$).

Para obter o valor de fósforo depositado em termos de kg por ano, foi multiplicado o valor obtido na Equação 15 pela área total de cada propriedade.

4.3.2.3. Determinação da entrada de fósforo na forma de alimento para os animais

Para o cálculo da quantidade de fósforo que entra no sistema na forma de alimento (ração) foi considerada a porcentagem de fósforo que é excretada e a retida pelos animais em relação ao fósforo consumido por estes.

Primeiramente foi obtida a quantidade de fósforo excretada por tipo de animal em kg de fósforo por ano. Este valor foi estimado considerando a quantidade de animais em cada propriedade e o teor de fósforo presente nos dejetos de cada tipo de animal (Equação 16).

$$F_{PFertOrg} = \sum(Q_{Dejetos} \times T_{PDejetos})_i \quad [16]$$

Onde:

$F_{PFertOrg}$ é a quantidade de fósforo proveniente da fertilização orgânica;

$Q_{Dejetos}$ é a quantidade de dejetos produzidos na propriedade;

$T_{PDejetos}$ é a quantidade de fósforo presente no fertilizante inorgânico.

A quantidade de dejetos produzida por cada tipo de animal foi obtido por meio de dados da literatura (Tabela 4). A quantidade de fósforo existentes nos dejetos de cada tipo de animal foi obtida por meio de análises físico-químicas dos dejetos produzidos de cada sistema pecuário em todas as propriedades (PALHARES et al., 2011).

Em seguida foi realizada uma estimativa em relação à quantidade de fósforo consumido por tipo de animal com base na quantidade de fósforo excretado por estes, sendo que esse último foi obtido no item 4.3.2.2 (Equação 17).

$$QP_{consumido} = QP_{excretado} \div D \quad [17]$$

Onde:

$QP_{consumido}$ é a quantidade de fósforo consumida pelos animais;

$QP_{excretado}$ é a quantidade de fósforo perdida pelos dejetos;

D é a relação de fósforo excretada em relação ao fósforo consumido.

Como as propriedades de suínos e aves utilizam o milho como fonte de alimentação para os animais, ao valor consumido por estes animais foi subtraída a quantidade de fósforo retido no milho. O excedente de milho produzido é exportado do sistema.

4.3.2.4. Determinação da saída de fósforo proveniente da exportação de alimentos

A determinação da perda de fósforo proveniente da exportação de alimentos (como a carne de suínos, aves, ganho de peso em bovinos e leite) em kg por ano foi obtida considerando as características físico-químicas e a composição dos alimentos.

Com base no valor calculado de fósforo consumido, estimou-se a quantidade de fósforo retido nos animais, sendo esse valor correspondente à quantidade de fósforo exportado via alimento (Equação 18).

$$Q_{\text{Pretido}} = Q_{\text{Pconsumido}} \div E \quad [18]$$

Onde:

Q_{Pretido} é a quantidade de fósforo retido pelos animais;

$Q_{\text{Pconsumido}}$ é a quantidade de fósforo consumido;

E é a relação de fósforo retido em relação ao fósforo consumido.

De acordo com os valores de fósforo obtidos nas análises físico-químicas dos dejetos de aves, foi calculado o índice de fósforo retido e ingerido pelas aves. De acordo com Lelis et al. (2010) e Viana et al. (2009), a percentagem de fósforo retido e excretado pelas aves em relação ao total de fósforo ingerido por meio da alimentação é em média 41 e 59 %, respectivamente. Esses valores foram utilizados nos cálculos.

Para a produção de suínos, Hauschild et al. (2004) obtiveram valores médios de proporção de fósforo retido e excretado pelos suínos em relação ao total de fósforo ingerido por meio da alimentação de 52 e 48%, respectivamente. Berto e Berto (2007), estudando a suinocultura na região de Concórdia obtiveram valores de 64 e 35% para a proporção de fósforo retido e excretado em relação ao ingerido. Os valores utilizados nos cálculos foram os valores médios (58 e 42% para a retenção e excreção do fósforo, respectivamente)

Os valores de fósforo ingerido pelos bovinos e o retido na biomassa foram obtidos por meio das Equações 16 e 17 utilizadas para os cálculos da avicultura e suinocultura. A quantidade de fósforo que sai do sistema como leite foi obtida considerando a relação existente entre o fósforo consumido e o perdido no leite (Equação 19).

$$QPL Leite = QPconsumido \div F \quad [19]$$

Onde:

QPL Leite é a quantidade de fósforo no leite;

QPconsumido é a quantidade de fósforo consumido;

F é a relação de fósforo no leite em relação ao fósforo consumido.

De acordo com Verruma et al. (1994) e Del Claro et al. (2002), a porcentagem de fósforo retido na biomassa e no leite e excretado pelos bovinos em relação ao total ingerido por meio da alimentação é 35 e 65 %, respectivamente. Berto e Berto (2007) obtiveram valores de 32% de fósforo retido na biomassa e leite e 68% de perda pelos dejetos em relação a quantidade de fósforo consumido. Os valores utilizados nos cálculos foram os valores médios (33,5 e 66,5% para a proporção de retenção da biomassa e leite e excretado).

A determinação da remoção de fósforo pela cultura do milho em kg por hectare por ano foi obtido considerando a cultura e sua taxa de remoção de nutrientes com base na sua produtividade. A Tabela 8 apresenta o valor da remoção do fósforo em diferentes produtividades do milho.

Tabela 8. Remoção do fósforo pela cultura do milho em função da produtividade.

Cultura	P kg/ha	Referência
1000	1,87	Pauletti (2006)
1000	1,17	Altmann e Pavinato (2001)
2100	8	Bull e Cantarela (1993)
3650	9	Coelho e França (1995)
5000	6,11	Perdomo e Cazzaré (2001)

Fonte: Malta, 2009.

4.4. Cálculo da área necessária de terras úmidas na absorção do excesso de nutrientes.

Com base no resultado obtido no balanço de nitrogênio e fósforo para todas as propriedades estudadas e extrapolando para a microbacia, foi estimada a área necessária de terras úmidas no intuito de absorver o excesso de nutrientes existente na região como forma de melhorar a qualidade dos rios, lagos e lençóis freáticos.

Trabalhos publicados na literatura apontam que a deposição anual média de serrapilheira em ecossistemas florestais tropicais varia entre 5,35 Mg ha⁻¹ e 12,22 Mg ha⁻¹, com a fração foliar atingindo até 80% da produção total (PAGANO; DURIGAN, 2000; HORA et al., 2008). Para florestas tropicais úmidas da América do Sul, América Central, Ásia e Oceania estes valores médios são inferiores, com variação entre 10,4 Mg ha⁻¹ em florestas sobre solos moderadamente férteis, 8,8 Mg ha⁻¹ para solos de baixa fertilidade e 6,4 Mg ha⁻¹ em florestas tropicais úmidas de altitude (VITOUSEK; SANFORD, 1986).

Em relação ao teor de nitrogênio foliar em florestas tropicais, Felseburgh (2006) obteve os valores variando de 1,996 a 2,046 g m⁻². Terror, Sousa e Kozovits (2011) estudaram a produção, decomposição e qualidade nutricional da serrapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude e obtiveram valores de nitrogênio foliar entre 12 e 13,8 g kg⁻¹ e de fósforo entre 0,576-0,657 g kg⁻¹.

No presente estudo foram utilizados como base para o cálculo 9 Mg ha⁻¹ de deposição anual média de serrapilheira da floresta com 80% desse valor como fração foliar e teor de nitrogênio foliar de 12,9 g kg⁻¹ e 0,6165 g kg⁻¹ de fósforo. O cálculo obtido de acordo com a equação 20.

$$A_{\text{wetlands}} = \text{BN}_i / (\text{N}_{\text{foliar}} \times \text{Q}_{\text{foliar}}) \quad [20]$$

Onde:

A_{wetlands} é a área necessária de terras úmidas para absorver o excesso de nitrogênio ou fósforo (ha);

BN_i é o balanço de nitrogênio ou fósforo (kg ano⁻¹);

N_{foliar} é a quantidade de nitrogênio ou fósforo contida na serrapilheira (kg ha⁻¹);

Q_{foliar} é a quantidade de serrapilheira (kg).

4.5. Cálculo da Avaliação Emergética

Neste trabalho foram analisadas quatro propriedades com atividades pecuárias diferentes por meio da Avaliação Emergética tendo como objetivo a realização de uma análise comparativa em relação ao impacto ambiental e a sustentabilidade dos diferentes tipos de produção animal e em relação à utilização de biodigestores no tratamento dos resíduos de suínos.

As propriedades estudadas foram:

Propriedade 1: propriedade com atividade pecuária essencialmente de bovinocultura de leite;

Propriedade 2: propriedade com atividade pecuária essencialmente de suinocultura sem utilização de biodigestor no tratamento dos dejetos;

Propriedade 3: propriedade com atividade pecuária essencialmente de avicultura de corte;

Propriedade 4: propriedade com atividade pecuária essencialmente de suinocultura com a utilização de biodigestor no tratamento de dejetos.

A Avaliação Emergética em cada propriedade foi realizada em quatro etapas:

1. Construção do diagrama sistêmico para cada propriedade estudada;
2. Construção da tabela de Avaliação Emergética e análise dos fluxos energéticos de entrada e saída de cada subsistema;
3. Obtenção dos índices emergéticos de cada propriedade;
4. Interpretação e comparação dos índices emergéticos.

Os valores dos fluxos de entrada e saída de materiais e serviços foram obtidos a partir de pesquisa na literatura científica e de pesquisas de campo por meio de questionários aplicados aos produtores. Os valores dos recursos naturais foram estimados com base no mapa de uso e cobertura do solo da microbacia obtido anteriormente.

4.5.1. Elaboração do diagrama sistêmico

A primeira etapa para aplicação da Avaliação Emergética é a construção do diagrama sistêmico. O diagrama sistêmico é muito importante para a compreensão primária do funcionamento do sistema e quais são seus principais fluxos de entradas e saídas de materiais ou energia. A energia disponível é transformada, em um processo iterativo, em uma energia de quantidade menor, porém de maior qualidade, a qual será aproveitada em uma próxima etapa do sistema.

4.5.2. Elaboração das tabelas

A partir do diagrama sistêmico se constrói a tabela que contém os valores dos fluxos de materiais e energia. Cada linha dos fluxos do diagrama corresponde a uma linha de cálculo inserida na tabela (Tabela 9).

Tabela 9. Exemplo de tabela de Avaliação Emergética.

Nota (1)	Item (2)	Valor (3)	Unidade (4)	Energia/unidade (seJ unidade ⁻¹) (5)	Energia solar (seJ ano ⁻¹) (6)	Valor em Em\$ (Em\$ ano ⁻¹) (7)
1	Primeiro					
...					
N	Enésimo					

A tabela tradicional de cálculo emergético contém sete colunas:

A coluna (1) é a coluna que contém o número respectivo a cada item, que serve para servir de referência no detalhamento posterior dos cálculos.

A coluna (2) é o nome do item, que também está mostrado no diagrama sistêmico.

A coluna (3) se refere ao valor dos dados quantitativos de entrada ou saída de bens ou serviços, dados em joules, gramas, dólares ou outras unidades.

A coluna (4) descreve a unidade referente à coluna anterior.

A coluna (5) é a da energia por unidade, expressa em energia solar por unidade, que pode ser joules, gramas, dólares ou outras unidades.

A coluna (6) é a energia solar de um dado fluxo, calculada através da multiplicação do valor da coluna (3) pela coluna (5).

A coluna (7) é o valor dado em emdólares para um item, em um determinado ano. Ele é obtido dividindo-se a energia solar da coluna (6) pela relação energia por dólar do país, dada em seJ/US\$.

4.5.3. Obtenção dos índices emergéticos

Os índices emergéticos são calculados a partir dos resultados encontrados na avaliação dos fluxos de energia com o intuito de avaliar o desempenho termodinâmico do sistema (Figura 2).

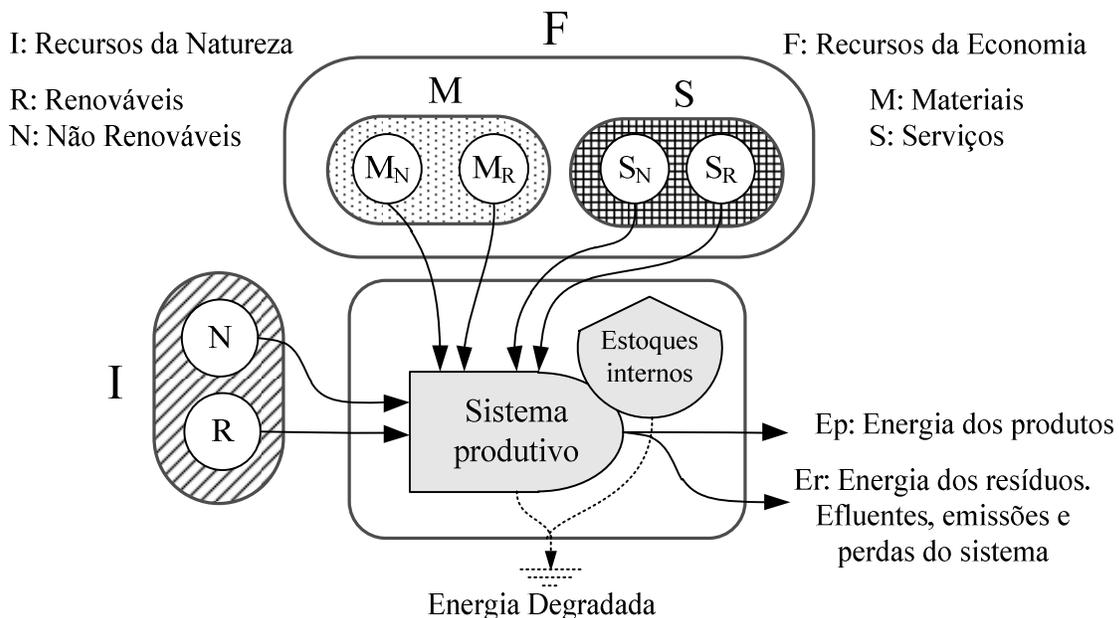


Figura 2. Diagrama sistêmico com os índices emergéticos.

Os índices emergéticos que serão utilizados nesse trabalho estão descritos a seguir.

- **Transformidade:** $Tr = Y/E$

Avalia a intensidade de energia produzida. É obtida dividindo a energia incorporada pelo sistema total (Y) pela energia dos recursos produzidos (E).

- **Renovabilidade energética:** $\%R = (R/Y)*100$

É definida como a razão entre a energia dos recursos renováveis (R) e a energia total usada (Y). É uma forma de medir a sustentabilidade, ou autonomia, de um sistema. Ortega et al. (2002) propõem uma modificação no cálculo deste índice, incluindo as porções renováveis dos materiais e dos serviços na porção renovável. Considerando-se o longo prazo, sistemas com maiores índices de renovabilidade têm maiores chances de sobrevivência.

$$\%R = (R + M_R + S_R)/Y$$

- **Razão do rendimento energético:** $EYR=Y/F$

É obtida dividindo-se a energia incorporada (Y) pela energia dos insumos que provém da economia (F). Indica o rendimento energético do sistema ou ganho em energia primária disponibilizada para a economia que consumirá o produto.

- **Taxa de carga ambiental:** $ELR = (N+F) / R$

É a razão entre os recursos não renováveis (N, F) e aqueles renováveis (R). Trata-se de um índice importante, pois avalia a pressão causada ao ecossistema pelo sistema produtivo em estudo. Índices mais altos de ELR indicam maior pressão do sistema econômico no meio ambiente natural (PANZIERI; MARCHETTINI; RIDOLFI, 2003). Ortega et al. (2002) propõem a alteração deste índice separando as porções renováveis e não renováveis dos recursos da economia (F) e sua respectiva incorporação no cálculo do presente índice.

$$ELR^* = (N+FN) / (R+FR)$$

- **Razão de investimento de energia:** $EIR=F/I$

Esse índice mede a proporção entre os recursos da economia com custo monetário (F) e a energia da natureza gratuita (I). É calculada para avaliar se o uso de recursos da economia (investimento monetário) em um projeto tem uma boa contrapartida de recursos naturais. Esta

razão indica quão econômica é o processo ao usar os investimentos da economia em comparação com alternativas. Se ele exige mais da economia que alternativas, terá menores chances de subsistir. Quando se demanda pouco da economia, a razão (F/I) será menor e, portanto, seus custos serão menores, o que oferece condições de competir.

- **Razão de intercâmbio de energia:**

$$EER=Y/[produção\ unitária*preço*(energia/dólar)]$$

Este índice mede a razão de energia total utilizada para fazer o produto em relação a energia recebida como recurso monetário na venda dos produtos.

4.6.Cálculo da área de suporte através da abordagem emergética

O cálculo da área de suporte da microbacia foi obtido em três etapas como descrito a seguir.

1. Primeiramente foram obtida às áreas de suporte das quatro propriedades estudadas no item 4.4., considerando a Produtividade Líquida Primária (AGOSTINHO; CAVALETT; ORTEGA, 2007).

Agostinho, Cavalett e Ortega (2007) sugeriram converter a energia não-renovável utilizada pelo sistema em área de floresta equivalente, através da Produtividade Líquida Primária (NPP). Considerando as renovabilidades parciais de cada input, a Equação 21 obtida para calcular a área de suporte através do NPP, fornece uma medida quantitativa sobre a área de floresta que corresponde a energia não-renovável utilizada pelo sistema.

$$SANPP = (Mns + Sns + Ns) / (NPP * BE * Tr) \quad [21]$$

Onde:

SANPP = Área de suporte renovável calculada através do NPP (ha);

Mns = Materiais não renováveis utilizados pelo sistema (seJ ano⁻¹);

Sns = Serviços não renováveis utilizados pelo sistema (seJ.ano⁻¹);

Ns = Recursos naturais não renováveis utilizados pelo sistema (seJ.ano⁻¹);

NPP = NPP para uma floresta tropical (13.500 kg biomassa ha⁻¹.ano⁻¹; Aber; Melilo, 2001);

BE = Energia da biomassa (1,51E+07 J.kg⁻¹ biomassa; Prado-Jatar e Brown, 1997);

Tr = Transformidade da biomassa de uma floresta, 10000 seJ.J⁻¹ (CAVALETT, 2008).

2. Em seguida, foi calculada a área de suporte em relação às unidades animais presentes em cada das quatro propriedades (Equação 22).

$$\text{SANPP}_{\text{UA}} = \text{SANPP} / \text{UA} \quad [22]$$

3. Por último foi calculada a médias das SANPPUA das quatro propriedades e o resultado multiplicado pelas unidades animais existentes na microbacia (Equação 23).

$$\text{SANPPTotal} = \text{Média} (\text{SANPP}_{\text{UA}}) * \text{UAtotal} \quad [23]$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Mapa de uso e cobertura do solo

A partir do modelo digital de elevação foi obtida a delimitação do terço superior da microbacia que foi utilizada no estudo e do curso do rio Pinhal (Figura 3) e a carta de classificação do uso e cobertura do solo (Figura 4).

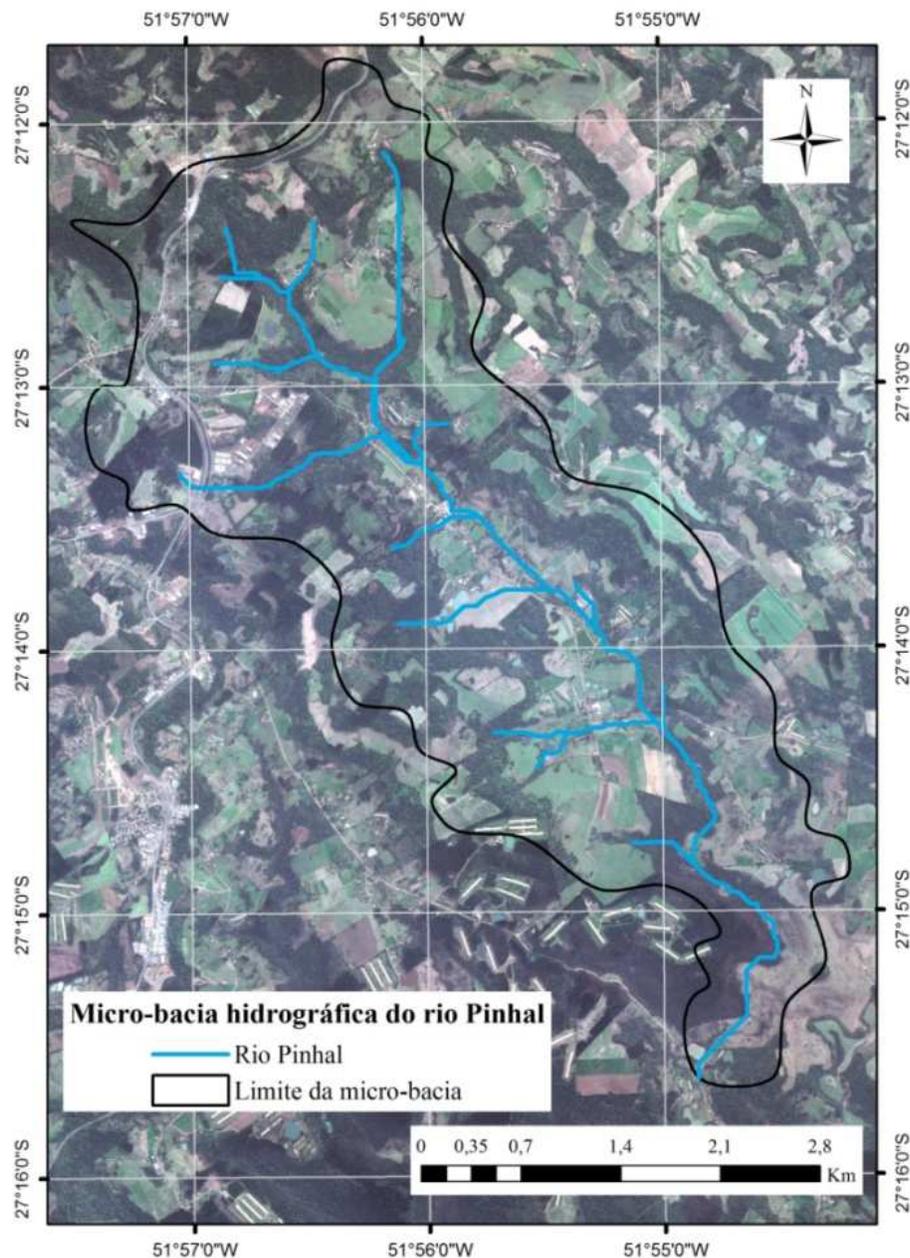


Figura 3. Carta imagem da microbacia do rio Pinhal obtidos do satélite ASTER

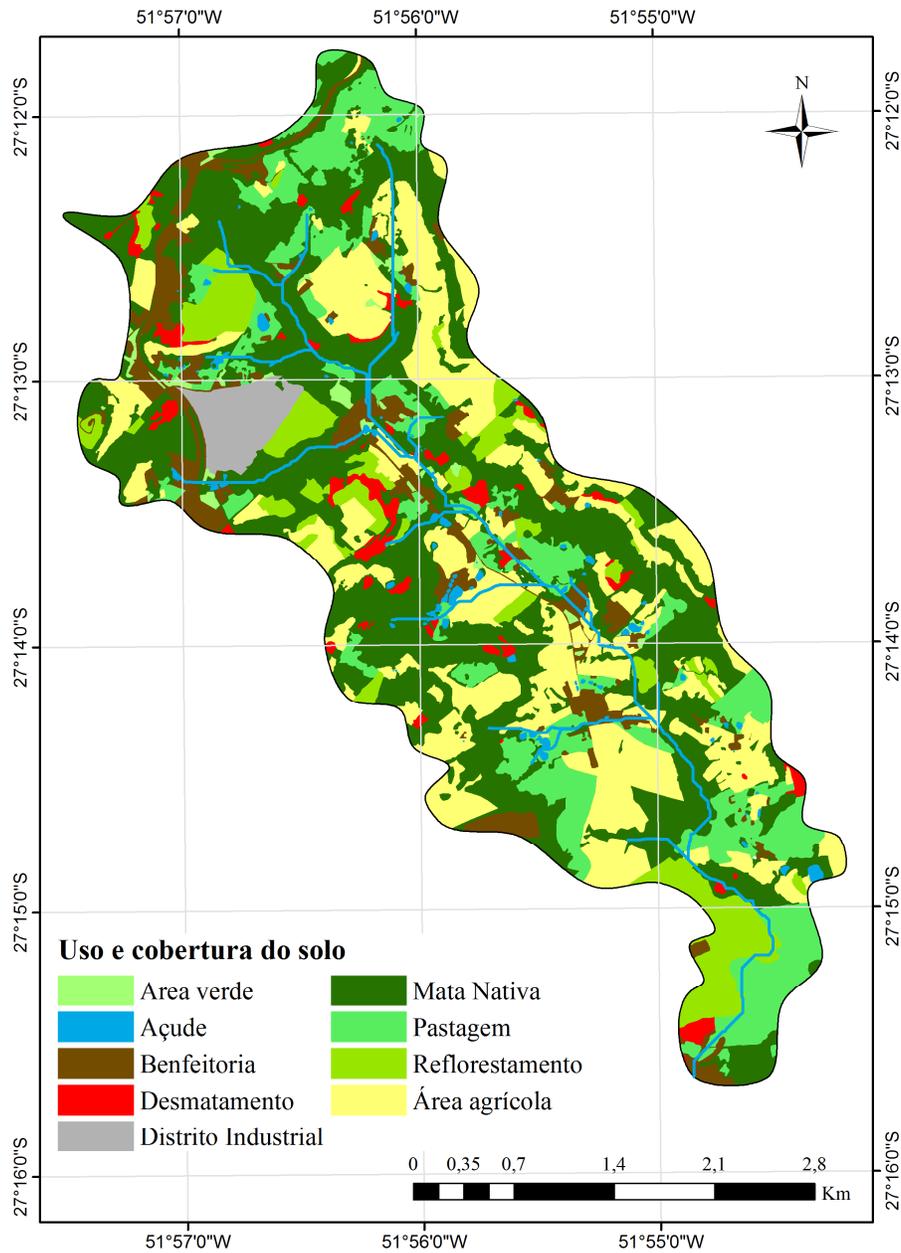


Figura 4. Carta de classificação do uso e cobertura do solo da área de estudo.

As áreas da microbacia destinadas às atividades pecuárias e agrícolas representam a mesma proporção das áreas de mata nativa, em torno de 40,6% do total (Tabela 10).

Tabela 10. Detalhamento da área de estudo quanto ao uso do solo.

Tipo de uso de solo	Área em (ha)	Porcentagem
Área verde	13,76	0,97%
Mata nativa	577,71	40,58%
Reflorestamento	122,81	8,63%
Cultivo agrícola	347,93	24,44%
Pastagem	230,42	16,18%
Benfeitoria	116,79	8,20%
Açude	14,33	1,0%
Desmatamento	0,01	< 0,01%
Distrito industrial (m ²)	0,00	< 0,01%
Área total	1.423,76	100,00%

Esses valores confirmam a identidade agropecuária da área de estudo. De acordo com Martins (2001), as regiões de mata ciliar sofrem uma grande pressão antrópica devido principalmente à implantação de culturas agrícolas e de pastagens. Este resultado pode ser observado na Figura 5 através da espacialização das áreas de pastagem e agricultura. Ao longo dos anos e de forma não planejada a expansão da agricultura e da pecuária no Brasil vem ocorrendo através da ocupação de áreas com cobertura florestal. Muitos estudos têm indicado que as mudanças de solo, de floresta para agropecuária, apresentam sérios problemas na qualidade do solo e da água (MARTINS, 2001).

O Código Florestal, Lei 4771/65 (BRASIL, 1965) determina que o percentual das áreas de Reserva Legal no bioma Mata Atlântica deve ser no mínimo 20% em relação à área total desconsiderando a área de APP (área de preservação permanente) da propriedade. Na microbacia estudada tais áreas representam o dobro da área exigida pela legislação. A topografia da região apresenta declive bastante acentuado, dificultando a atividade agropecuária e explicando o resultado obtido.

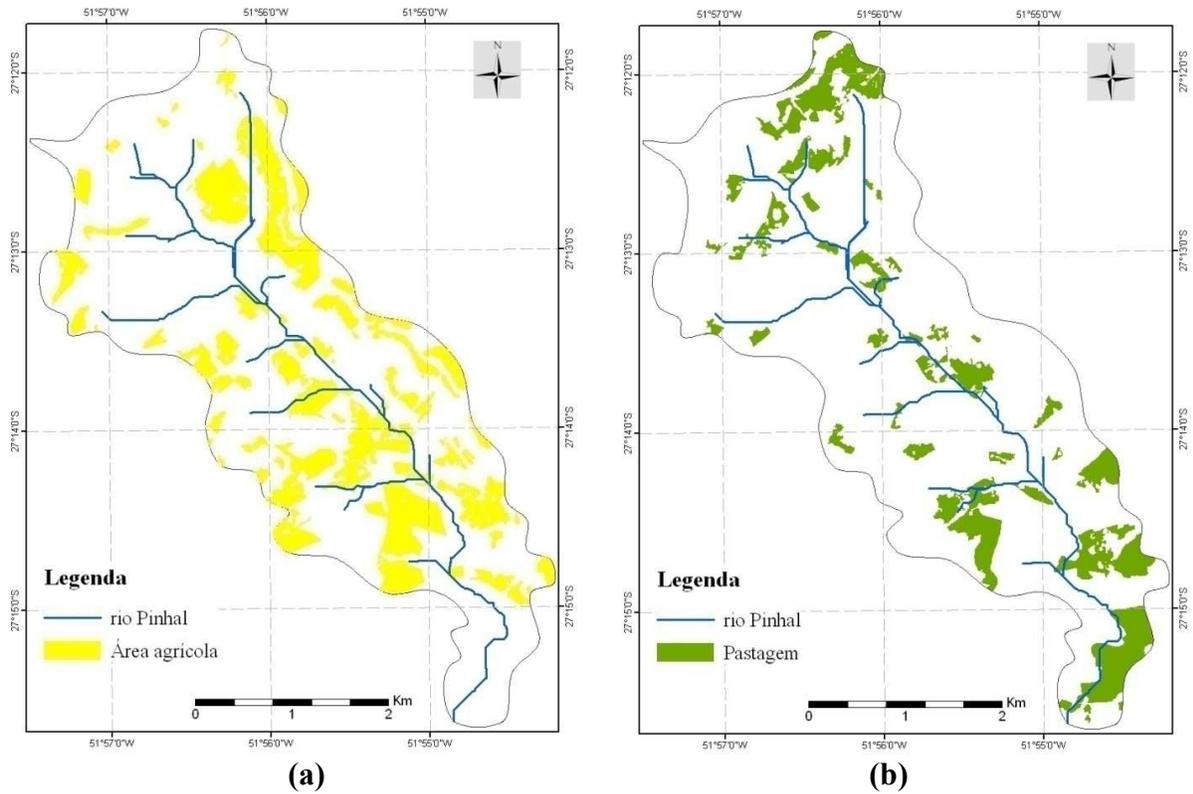


Figura 5. Espacialização do uso e cobertura do solo da microbacia: (a) área agrícola; (b) pastagem.

A Figura 6 apresenta a espacialização das áreas de mata nativa (mata ciliar, APP e Reserva Legal). Pode-se verificar que, apesar da microbacia possuir uma grande proporção de área de mata nativa, há uma grande perda dessas áreas ao longo do curso do rio. Como a função principal da mata ciliar é a proteção do solo das margens dos rios (corpos d'água) contra erosões, a sua ausência poderá resultar no processo de assoreamento do rio, diminuindo a qualidade das águas, afetando os ecossistemas e acarretando o desequilíbrio das relações ecológicas da região.

Nas áreas utilizadas para práticas agrícolas, as modificações da cobertura do solo modifica a rugosidade deste, fazendo com que haja aumento ou redução do escoamento superficial em eventos pluviométricos. Quando a rugosidade é aumentada, pela presença de plantas, menores cargas de constituintes superficiais do solo podem potencialmente alcançar os rios (CHEN et al., 2009; SUTTON; FISHER, 2009).

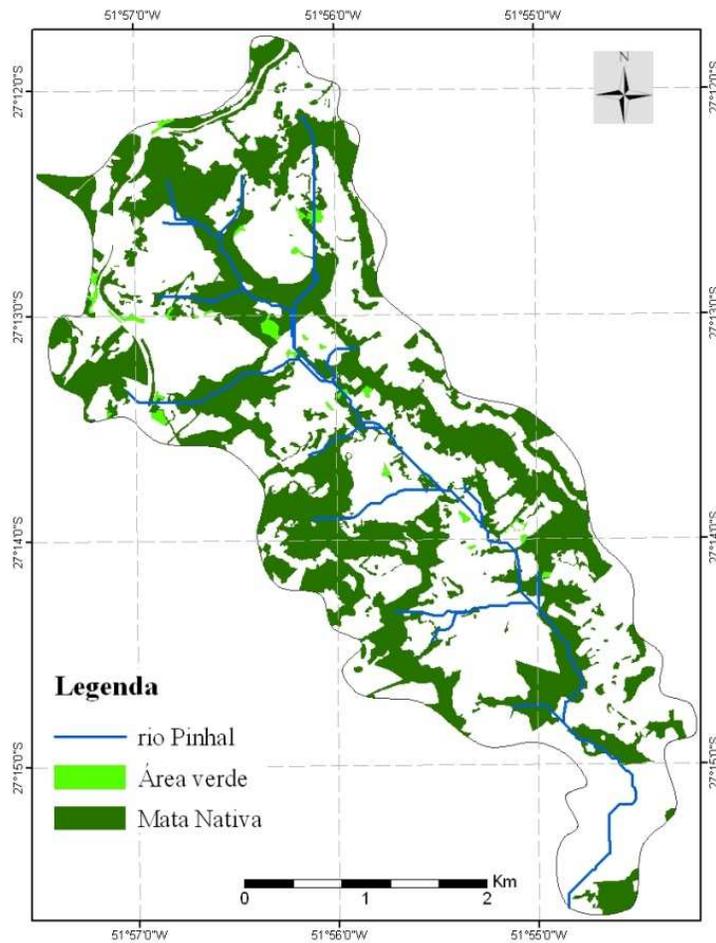


Figura 6. Espacialização da área de mata nativa da microbacia.

Segundo Schlesinger (1997), a vegetação da bacia de drenagem desempenha papel de proteção do solo, diminuindo os índices de erosão, permitindo maior percolação da água, diminuindo consideravelmente o escoamento superficial, principalmente responsável pelo transporte de matéria orgânica e nutrientes para o rio.

Como mencionado anteriormente, as áreas de mata nativa devem ser preservadas para que possam cumprir sua função ambiental de manutenção das funções ecossistêmicas como infiltração de água de chuva (floresta de topo de morro), proteção de nascentes e da qualidade do solo e da água em torno de rios (mata ciliar), absorção bioquímica de excesso de nutrientes e do pulso hídrico (brejos e várzeas).

5.2. Delimitação e caracterização das propriedades

As dezessete propriedades estudadas estão apresentadas e delimitadas na Figura 7, totalizando uma área de 413 hectares, 29% da área total da microbacia. A maioria das propriedades (80%) se localiza ao longo do rio. O excesso de nutrientes no solo juntamente com a proximidade das propriedades ao rio pode favorecer a contaminação dos aquíferos e mananciais superficiais. Uma pesquisa realizada pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI - 2002) revelou que 86% das fontes de água utilizadas no meio rural da região oeste Catarinense estão contaminadas por coliformes fecais.

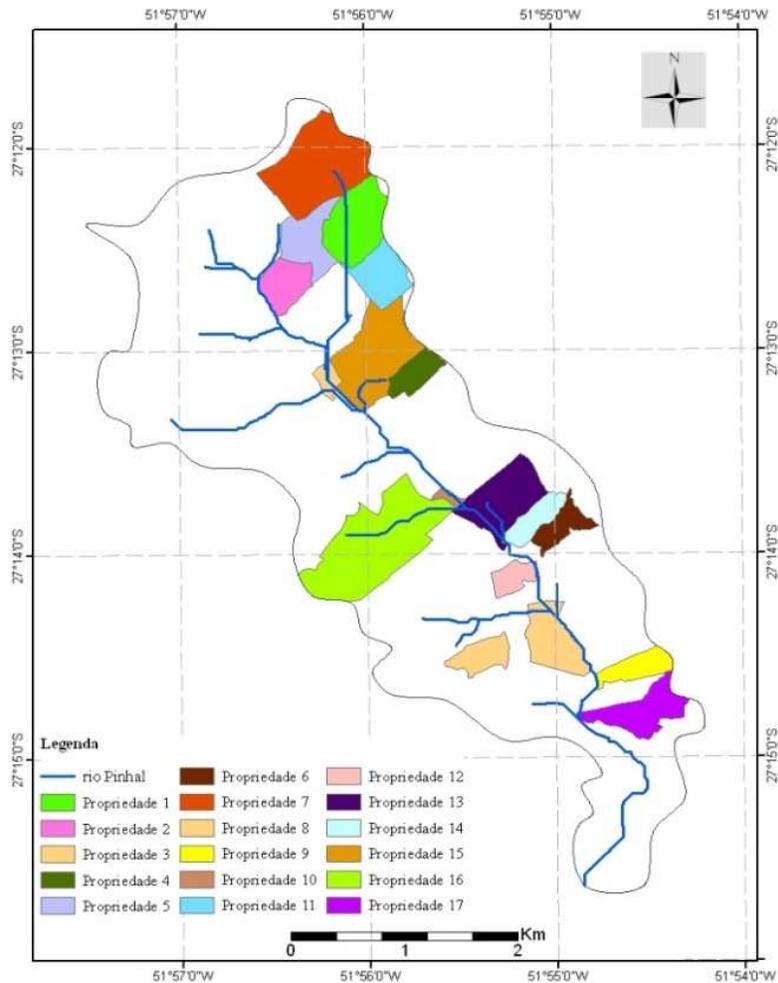


Figura 7. Delimitação das 17 propriedades estudadas da microbacia do Rio Pinhal.

Apesar da bovinocultura de leite ser a atividade pecuária com maior presença nas propriedades, cerca de 95%, a suinocultura é a principal atividade agropecuária da região totalizando 2.942 UA distribuídos em 82% das propriedades. A avicultura está presente em apenas 24% das propriedades (Tabela 11).

Tabela 11. Quantidade de UA e cabeças nas propriedades entre os anos de 2008-2010.

Propriedades	Bovinos		Aves		Suínos (leitões)		Suínos (terminação)	
	UA	Cabeças	UA	Cabeças	UA	Cabeças	UA	Cabeças
1	19	19	0	0	67	1000	0	0
2	22	22	0	0	0	0	80	300
3	27	27	198	14915	0	0	57	214
4	25	25	0	0	0	0	213	799
5	9	9	0	0	0	0	13	49
6	22	22	0	0	0	0	97	364
7	120	120	0	0	0	0	0	0
8	51	51	0	0	0	0	171	641
9	18	18	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	147	551
11	45	45	426	14506	47	701	27	101
12	27	27	0,9	31	0	0	117	439
13	35	35	0	0	0	0	907	3401
14	34	34	900	30647	214	3193	0	0
15	22	22	528	17979	0	0	253	949
16	27	27	0	0	0	0	319	1196
17	59	59	0	0	0	0	213	799

A Tabela 12 apresenta os tipos do uso e cobertura do solo das propriedades, 60% possuem o cultivo de milho como atividade econômica e 36% possuem a criação de gado leiteiro em pastagens. Apenas 26% das áreas de mata nativa existentes na região estão localizadas nas propriedades estudadas, 150 ha, 65% delas apresentaram áreas de matas nativas superiores ao exigido pela legislação.

Tabela 12. Levantamento do uso do solo das propriedades da microbacia no período de 2008-2010.

Uso do solo	Propriedades								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Área verde (ha)	1,07	0,33	0,46	0,36	0,51	0,51	0,00	0,00	0,00
% do total	3%	2%	10%	3%	3%	5%	0%	0%	0%
Mata nativa (ha)	13,16	6,19	0,60	0,45	7,93	5,11	20,32	5,77	2,32
% do total	42%	37%	13%	4%	40%	46%	38%	16%	20%
Reflorestamento (ha)	0,00	0,00	0,00	2,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
% do total	0%	0%	0%	22%	0%	0%	0%	0%	0%
Cultivo agrícola (ha)	13,82	7,62	0,03	6,77	5,99	2,29	2,61	17,04	3,47
% do total	44%	46%	1%	55%	30%	20%	5%	46%	31%
Pastagem (ha)	1,12	1,82	0,06	0,00	5,47	3,13	30,19	11,91	5,29
% do total	4%	11%	1%	0%	27%	28%	57%	32%	47%
Área urbana (ha)	1,90	0,56	3,46	2,01	0,08	0,16	0,22	2,04	0,26
% do total	6%	3%	75%	16%	0%	1%	0%	6%	2%
Açude (ha)	0,25	0,00	0,38	0,00	0,00	0,59	0,15	0,00	0,04
TOTAL (ha)	31,06	16,52	4,62	12,27	19,98	11,20	53,34	36,77	11,35

Tabela 12. Levantamento do uso do solo das propriedades da microbacia no período de 2008-2010 (cont.).

Uso do solo	Propriedades								
	10	11	12	13	14	15	16	17	
Área verde (ha)	0,18	0,09	0,00	0,00	0,00	0,33	0,43	0,00	
% do total	8%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	0%	
Mata nativa (ha)	0,84	5,31	1,46	15,47	7,01	14,18	41,60	1,69	
% do total	39%	27%	17%	51%	58%	32%	60%	7%	
Reflorestamento (ha)	0,00	0,01	0,01	1,47	0,00	0,84	2,33	0,01	
% do total	0%	0%	0%	5%	0%	2%	3%	0%	
Cultivo agrícola (ha)	0,05	11,87	3,98	4,59	2,36	17,62	18,66	6,41	
% do total	2%	61%	47%	15%	19%	40%	27%	27%	
Pastagem (ha)	0,89	1,06	2,05	5,31	0,00	7,93	2,50	14,30	
% do total	41%	5%	24%	17%	0%	18%	4%	61%	
Área urbana (ha)	0,21	1,21	0,99	3,59	2,80	2,81	4,39	0,93	
% do total	10%	6%	12%	12%	23%	6%	6%	4%	
Açude	0,05	0,29	0,26	0,75	0,09	0,13	2,78	0,44	
TOTAL (ha)	2,17	19,56	8,49	30,43	12,16	43,72	69,91	23,35	

5.3. Balanço de nutrientes

O Balanço de nutrientes para o nitrogênio (Tabelas 13 e 14) apresentou excesso de nitrogênio em 11 das 17 propriedades, 65% do total. O fósforo apresentou excesso em todas as propriedades.

Analisando a propriedade 7 da microbacia que é essencialmente de bovinocultura de leite, foram obtidos excedentes de N e P bem inferiores aos da literatura, 3,91 e 3,53 kg de nitrogênio e fósforo por animal por ano. Berto (2004) realizou um balanço de nutrientes na sub-bacia do Lajeado dos Fragosos no município de Concórdia, SC, região com elevada concentração de suínos e aves. O balanço foi aplicado de forma simplificada considerando como entrada os insumos para alimentação animal e adubos e saída os produtos animais e vegetais. Para a bovinocultura foi obtido um saldo médio de 35,6 kg de nitrogênio e 22,1 kg de fósforo por vaca em um rebanho de 1773 animais.

Para a suinocultura, analisando a propriedade 10, foi obtida excedente de 273 e 415 kg de N e P por ano, respectivamente, para um rebanho de 551 animais. Berto (2004) obteve excedentes de 400.226 kg de N e 62.766 kg de P por ano para a sub-bacia considerando população de 36.232 suínos (BERTO, 2004). Miranda et al. (2000) e Silva (2000), analisando a mesma bacia, obtiveram valores excedentes de N de 374.845 e 462.090 e para P de 132.495 e 159.870 para a sub-bacia, respectivamente.

Prestes (2010) realizou o balanço de nutrientes no município de Frederico Westphalen/RS considerando a produção de dejetos da suinocultura e a absorção de nutrientes pela produção agrícola. Este autor obteve um excedente total de 217.722 Kg de N e 34.710 kg de P para a região em uma área de 485 hectares.

Em relação às aves, analisando a propriedade 3, o balanço de nutrientes resultou em excedentes de 628,14 e 1031,24 kg por ano de N e P, respectivamente, para uma população de 14.915 aves. Berto (2004) obteve um excedente de 244.272 e 77.852 kg por ano de N e P, respectivamente, para a sub-bacia considerando uma população de 730.602 aves. USDA (1996) obteve valores menores, 229.088 e 70.795 kg de N e P por ano, respectivamente. Miranda et al. (2000) obteve 219.730 kg de N e 67.890 kg de P por ano para uma população de 730.080 aves.

Tabela 13. Balanço do nitrogênio para as 17 propriedades estudadas e para a microbacia (kg.ano^{-1}).

Propriedades	Balanço do nitrogênio (kg.ano^{-1})							Balanço
	Entrada			Fluxo interno	Saída			
	Fertilização inorgânica	Ração	Deposição atmosférica	Remoção pelo milho	Volatilização	Desnitrificação	Exportação alimentos	
1	16087,50	13,14	648,42	1036,48	3587,07	6626,05	26,99	5472,46
2	234,00	5,48	354,93	571,67	82,71	131,63	29,42	-221,02
3	0,00	3974,78	25,70	2,10	701,56	914,84	1753,85	628,14
4	432,00	11,08	220,18	507,47	134,36	220,52	38,23	-237,31
5	279,00	0,88	438,96	449,26	67,65	116,34	2,02	83,57
6	225,00	1,27	224,28	100,33	52,77	96,02	3,52	197,91
7	0,00	0,00	1180,98	195,49	151,48	209,33	154,55	470,13
8	5940,00	8,49	772,02	1277,90	1447,76	2506,62	59,35	1428,86
9	405,00	0,00	246,47	260,61	109,36	193,15	20,09	68,26
10	648,00	7,65	43,53	3,60	153,00	265,36	4,16	273,06
11	1800,00	3866,70	407,98	890,37	1156,73	1707,65	1765,49	554,45
12	1782,00	14,25	166,67	298,26	454,22	778,71	41,68	390,04
13	10800,00	12,88	596,73	344,21	2549,12	4443,05	22,04	4051,20
14	990,00	8171,29	208,26	176,81	1765,61	2332,60	3640,20	1454,33
15	360,00	4791,82	909,52	1321,24	933,55	1251,59	2115,42	439,55
16	2700,00	18,66	1456,71	1399,53	726,57	1231,27	102,88	715,12
17	405,00	15,05	479,57	417,65	169,01	265,34	81,64	-34,03
microbacia	43087,50	20903,42	8380,92	9252,98	14242,53	23290,06	9861,55	15724,72

* Para o total da microbacia foi considerada a soma das 17 propriedades estudadas.

Tabela 14. Balanço do fósforo para as propriedades e para a microbacia (kg ano⁻¹).

Balanço do fósforo (kg.ano ⁻¹)						
Propriedades	Entrada			Fluxo Interno	Saída	Balanço
	Fertilização inorgânica	Ração	Deposição atmosférica	Remoção pelo milho	Exportação alimentos	
1	0,00	2,60	261,46	116,09	1,88	146,10
2	198,00	3,25	139,08	64,03	2,36	273,95
3	0,00	1953,47	38,87	0,23	960,87	1031,24
4	264,00	8,66	100,25	56,84	5,56	310,51
5	198,00	0,99	166,85	50,32	0,80	314,72
6	0,00	3,34	94,25	11,24	2,36	83,99
7	0,00	0,00	448,95	21,89	2,57	424,48
8	3630,00	2,84	309,45	143,13	2,41	3796,75
9	0,00	0,00	95,51	29,19	0,19	66,12
10	396,00	3,94	18,26	0,40	2,29	415,52
11	825,00	1900,31	164,66	99,72	936,15	1854,10
12	1089,00	8,77	71,45	33,41	5,31	1130,50
13	6600,00	34,15	256,09	38,55	20,85	6830,83
14	3300,00	4017,53	102,37	19,80	1976,47	5423,63
15	330,00	2366,16	367,96	147,98	1165,05	1751,09
16	1650,00	9,45	588,38	156,75	6,52	2084,56
17	247,50	12,07	196,51	46,78	7,89	401,42
microbacia	18727,50	10327,53	3420,34	1036,33	5099,53	26339,51

* Para o total da microbacia foi considerada a soma das 17 propriedades estudadas.

Esses resultados inferiores aos obtidos na literatura podem ser explicados devido à perda de nitrogênio por volatilização e desnitrificação, dados bem relevantes. Considerando essas perdas, na bovinocultura o valor excedente aumenta quase o dobro, na suinocultura esse valor aumenta 253% e na avicultura aumenta 3,6 vezes.

Além disso, existe pouca entrada de nutrientes provenientes da alimentação animal, pois o milho produzido na propriedade é destinado a esse fim. Outro dado a ser observado diz respeito à utilização dos dejetos animais. Foi considerado nos cálculos que todos os dejetos produzidos nas propriedades e na microbacia são aplicados no solo como adubo, assim esses dados não foram contabilizados como entrada. Se considerarmos esse valor, que para a microbacia chega a 8.730 toneladas de adubos por ano, representando uma entrada de 13.860 e

6073 kg de N e P, respectivamente, por ano, o valor excedente seria aumentado 88% e 23% para o N e o P, respectivamente.

Em relação à área total da microbacia, o balanço de nutrientes apresentou excesso de nitrogênio e fósforo, cerca de 15 e 26 $\text{Mg}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente. A Figura 8 apresenta a distribuição espacial do balanço de nitrogênio e fósforo na microbacia. Este excesso de nutrientes aliado ao relevo acidentado da região, além da ocorrência de precipitações pluviais consecutivas que quando sucedidas em solos com pouca cobertura e baixa permeabilidade, como o da região estudada, pode facilitar o escoamento superficial. A transferência destes elementos para o ambiente hídrico pode levar a eutrofização dos corpos hídricos.

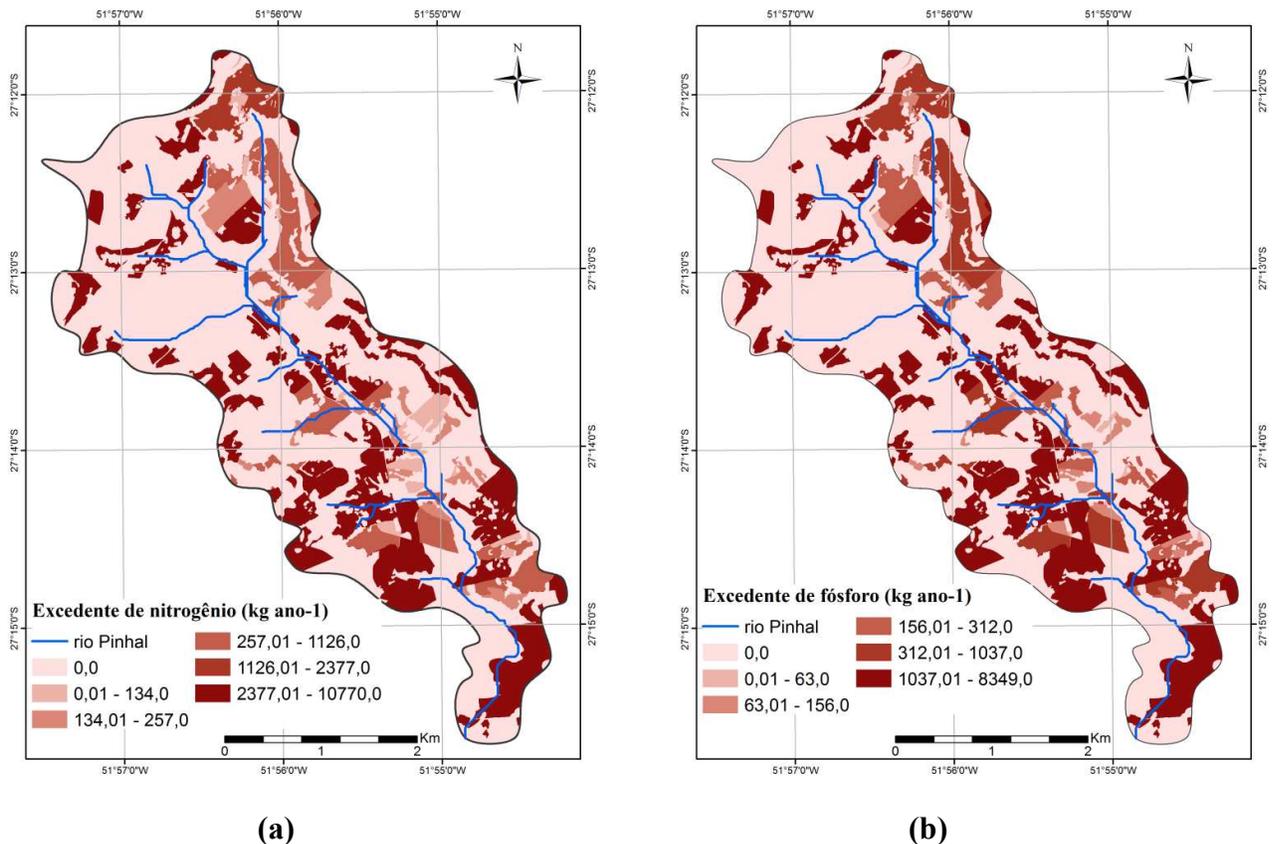


Figura 8. Balanço de nitrogênio (a) e fósforo (b) em $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$.

A fertilização inorgânica foi a maior entrada no sistema tanto em relação ao nitrogênio quanto ao fósforo. Este dado evidencia a utilização excessiva de fertilizantes orgânicos e inorgânicos nas propriedades. Como a grande parte destes elementos não estão disponíveis para as plantas no ciclo de cultivo e sim presentes no solo como um efeito residual da adubação, esta quantidade residual é ambientalmente preocupante, pois ambos nutrientes podem atingir os corpos d'água por meio dos processos de lixiviação e escoamento superficial levando a contaminação de rios e lençóis freáticos. De acordo com Udawatta et al. (2006), quando existe aplicação de fertilizantes nitrogenado no solo, há, necessariamente, grandes perdas por meio do escoamento superficial.

Em relação ao nitrogênio, a utilização da matéria orgânica em excesso, por longos períodos, pode levar ao acúmulo de nitrato no solo ou na planta (GOMES et al., 2000) e este por apresentar elevada mobilidade no solo pode atingir os corpos d'água e contaminar os rios e lagos. Além disso, a diminuição da quantidade de vegetação nativa da região pode ter influenciado nas perdas de nutrientes. Quando a vegetação nativa é removida, a temperatura e umidade do solo são aumentadas, favorecendo o processo de amonificação aumentando assim a disponibilidade de amônia. Subsequentemente, uma imobilização microbiana de N pode retardar a perda de nitrato por lixiviação ou por emissões gasosas. No entanto, se a produção de nitrato for maior que o utilizado pelas plantas e microrganismos, grande perdas por lixiviação podem ocorrer (FIGUEIRA, 2006).

O fósforo, apesar de ser um elemento de baixa mobilidade nos solos brasileiros, pode atingir as águas superficiais através de processos de escoamento superficial e erosão causando eutrofização rios e lagoas e conseqüente morte da fauna aquática (CORRELL, 1998).

O valor de deposição atmosférica obtido, $24,87 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, está de acordo com dados da literatura. As regiões onde predominam pastagens e centros urbanos possuem valores superiores de deposição atmosférica em relação às áreas com elevada quantidade mata nativa devido principalmente à ação antrópica, como aplicação de fertilizantes. Forti et al. (2005) apresentaram um aporte de 18 kg de N por hectare por ano para o núcleo de Cunha, Wilcke et al. (2009) apresentou a mesma ordem de grandeza numa floresta tropical. Resultado superior ao obtido no presente trabalho foi encontrado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

(FORTI et al., 2005), pois é uma região que sobre grande influencia antrópica, principalmente devido à queima de combustíveis fósseis, oriundos da indústria e de veículos da região metropolitana de São Paulo.

Assim, o manejo adequado desses nutrientes no solo é apontado como uma solução na conservação da qualidade das águas. A forma como o solo é utilizado e manejado tem grande efeito na produção e a qualidade das águas na microbacia. Vários trabalhos mostram que, de maneira geral, as microbacias com grande porcentagem de área florestada possuem menor variação anual de água nos rios do que aquelas com pouca cobertura vegetal (HORNBECK et al. 1993; TUCCI, CLARKE, 1997; BROWN et al., 2005).

Pode-se observar que o excesso de nutrientes não está presente somente nas propriedades com atividade pecuária. Propriedades que não apresentam esta atividade também apresentam excesso de nutriente em seus balanços. Estas regiões por possuírem áreas agrícolas, recebem grandes quantidades de nutrientes, os quais a cultura de milho não é capaz de absorver, ocasionando um excedente no solo.

Apesar da microbacia apresentar um excesso de nutrientes, grande parte da área desta região apresenta valores de balanço próximos de zero, não apresentando nem déficit nem excesso de nutrientes. Isto acontece, pois estas áreas são regiões impróprias para a agricultura devido ao relevo declivoso. Consequentemente, a produção intensiva de suínos e aves está ocasionando excessos de nutrientes concentrados em algumas áreas. Deste modo, estas áreas por ainda não estarem saturadas de nutrientes, poderiam ser utilizadas como forma de absorver este excesso de nitrogênio e fósforo existente na região.

Um dado relevante a ser observado diz respeito à quantidade de nitrogênio perdido do sistema por desnitrificação e devido à volatilização da amônia, correspondendo a 45 e 21%, respectivamente, totalizando 66% das perdas de nitrogênio da microbacia de acordo com estimativas e modelos. De acordo com Yamada e Abdalla (2000), as perdas de nitrogênio mais significativas em sistemas agropecuários são creditadas à liberação de nitrogênio na forma gasosa, por volatilização da amônia e por desnitrificação, assumindo valores de 10 a 80% de perdas. Além disso, o óxido nitroso, resultante do processo de desnitrificação é um dos principais gases de efeito estufa, juntamente com o dióxido de carbono e o metano, representando um efeito negativo das atividades antrópicas no ecossistema.

As estimativas globais de emissão de N_2O indicam uma média de $5,7 \text{ Mg N.ano}^{-1}$ (IPCC, 1995), sendo que os solos cultivados e os dejetos da pecuária contribuem com quase 70% do total das fontes. No Brasil, os dejetos animais depositados nos solos constituem uma das principais fontes de emissão de óxido nitroso ($0,1 \text{ Mg N.ano}^{-1}$) (LIMA, 2002).

Dentre os nutrientes, o nitrogênio é o que possui maiores chances de ser perdido do sistema para atmosfera, seja por volatilização ou desnitrificação. Mesmo assim, 37% do total do nitrogênio perdido pelas vias anteriores ainda permanece no solo como íon nitrato. O íon nitrato, substrato para o processo de nitrificação, tem grande mobilidade podendo ser facilmente lixiviado em condições de alta umidade e fluxo de água descendente (SOMMER; HUTCHINGS, 2001).

Bonilla (2005), em estudo de microbacias pareadas envolvendo uma bacia de pastagem e outra com floresta natural, mostrou que na região de pastagem, a forma química do nitrogênio predominante é o amônio devido a menores taxas de nitrificação e a presença de gramíneas, aumentando as taxas respiratórias e favorecendo o processo de desnitrificação.

É importante salientar que o excesso de nutrientes, estimado através do balanço de nutrientes, foi calculado considerando que o excedente pode estar presente no solo ou perdido do sistema por processos como escoamento superficial e lixiviação.

Neste sentido, o uso eficiente de fertilizantes sintéticos, o tratamento de dejetos animais, manejo de nutrientes do solo, uso de inibidores de nitrificação, integração da agricultura e pecuária podem ser medidas eficazes na redução das emissões de óxido nitroso e na conservação dos recursos naturais.

As Figuras 9 e 10 representam os diagramas do balanço de nitrogênio e fósforo para toda a microbacia mostrando de forma detalhada todas as entradas, saídas e fluxos internos existentes no sistema.

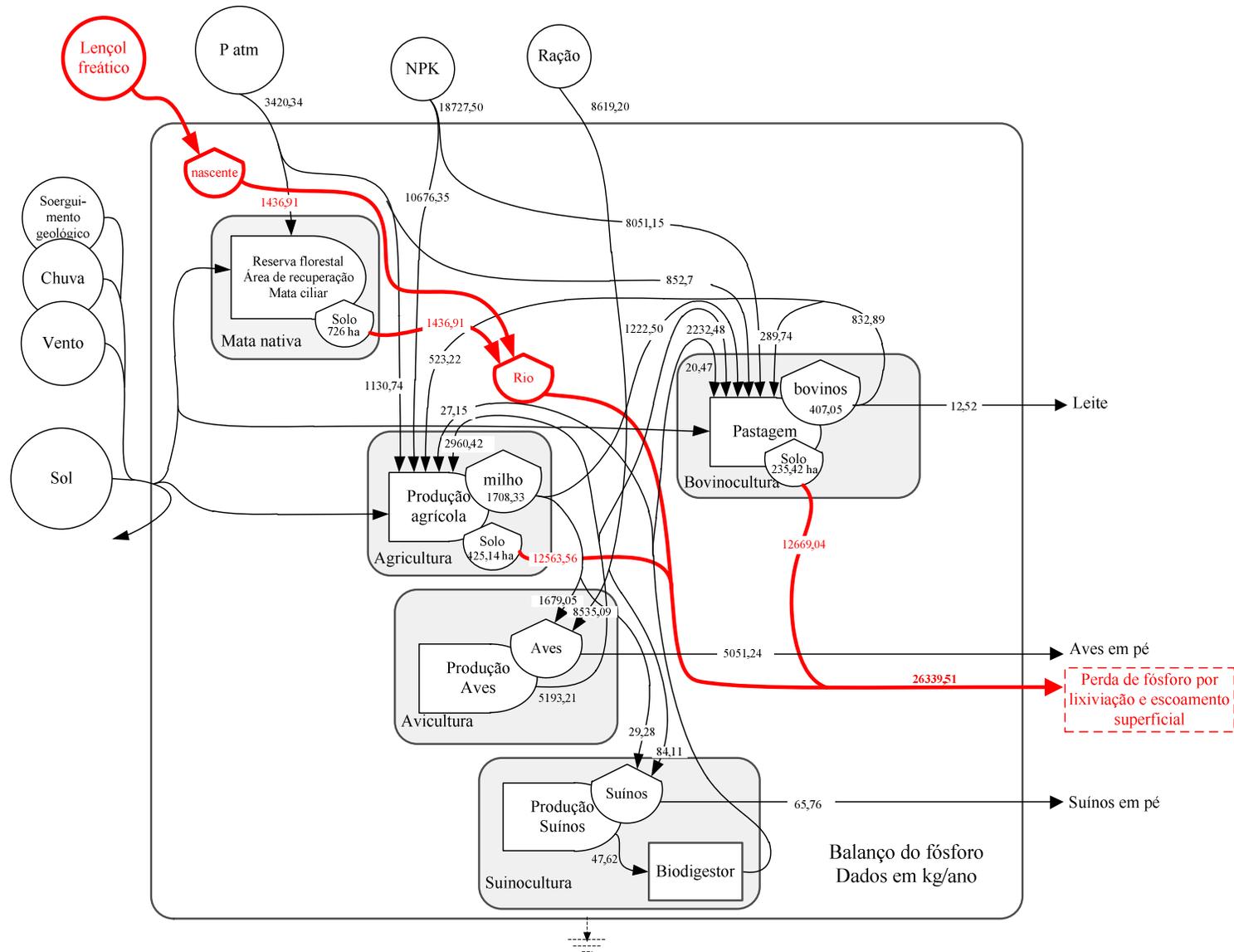


Figura 10. Balço de fósforo para a microbacia do rio Pinhal.

5.4. Área de terras úmidas necessárias para a absorção do impacto do excesso de nutrientes

Com base nos resultados obtidos nos balanços de nitrogênio e fósforo, foi estimada a área necessária de terras úmidas de florestas no intuito de reter esse excesso de nutrientes. Esta estratégia representa uma alternativa para a melhoria da qualidade dos rios, lagos e lençóis freáticos.

Em países como os Estados Unidos, a recuperação dessas vegetações é a atividade mais utilizada quando se objetiva melhorar a qualidade da água de um rio (BERNHARDT et al., 2005), pois essas florestas atuam na remoção de nutrientes do solo contribuindo de forma considerada para a atenuação do aporte desses elementos aos ambientes aquáticos (GROFFMAN; CRAWFORD, 2003).

Com base no resultado obtido pela Equação 20, a área necessária de terras alagáveis de florestas foi estimada em 169 ha para absorver o excesso de nitrogênio e 5.933 ha para o excesso de fósforo, totalizando cerca de 6 mil ha de florestas, o que representa uma área 4,33 vezes maior que a área da microbacia e 10,6 vezes maior que a área de mata nativa existente hoje na região.

Pode-se observar que a quantidade de área necessária para absorver o excesso de fósforo é bem superior a do nitrogênio, podendo ser explicado pelas maiores quantidades de nitrogênio perdidas pelos processos de volatilização e desnitrificação.

Medidas mitigadoras como o uso controlado de fertilizantes e também a troca de parte dos adubos pela adubação verde (enriquecimento do solo por meio do plantio de leguminosas) deveriam ser realizados no intuito de diminuir o excesso de nutrientes na microbacia estudada.

O aumento da cobertura vegetal, principalmente nas encostas, seria uma maneira de diminuir o excesso de nutrientes. As florestas e encostas ripárias podem constituir uma fonte de retirada de nitrogênio no solo. Estudos mostram essa há uma significativa redução de nitrato no solo quando se passa da encosta agrícola para zonas ripárias (PETERJOHN, CORREL, 1984; LOWRANCE et al., 1984; OSBORNE, KOVACICI, 1993, BEZERRA, 2009) Estas áreas, além de promover o aumento das taxas de mineralização e nitrificação

através da disponibilidade de nitrogênio orgânico para a atividade microbiana (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997), a retirada de nitrogênio pelas raízes das plantas (PETERJOHN, CORRELL, 1984) com posterior armazenamento na biomassa arbórea, elas previnem a percolação vertical do nitrato às águas muito profundas do solo (MANDER, KUUSEMETS, IVASK, 1995).

5.5. Avaliação Emergética

As contribuições dos recursos naturais e humanos foram quantificadas para os sistemas de produção agropecuária usando a metodologia emergética. Os índices que expressam o grau de sustentabilidade ecológica e econômica dos sistemas foram descritos e calculados.

O diagrama sistêmico padrão dos fluxos emergéticos para os sistemas agropecuários da microbacia do rio Pinhal (Figura 11) demonstra as principais entradas e saídas do sistema e as suas principais interações, registrando apenas os fatores mais importantes presentes nos sistemas observados, que são passíveis de quantificação dentro de uma Avaliação Emergética, pressupondo que, embutidos nela, encontram-se todas as retroalimentações dos sistemas complexos.

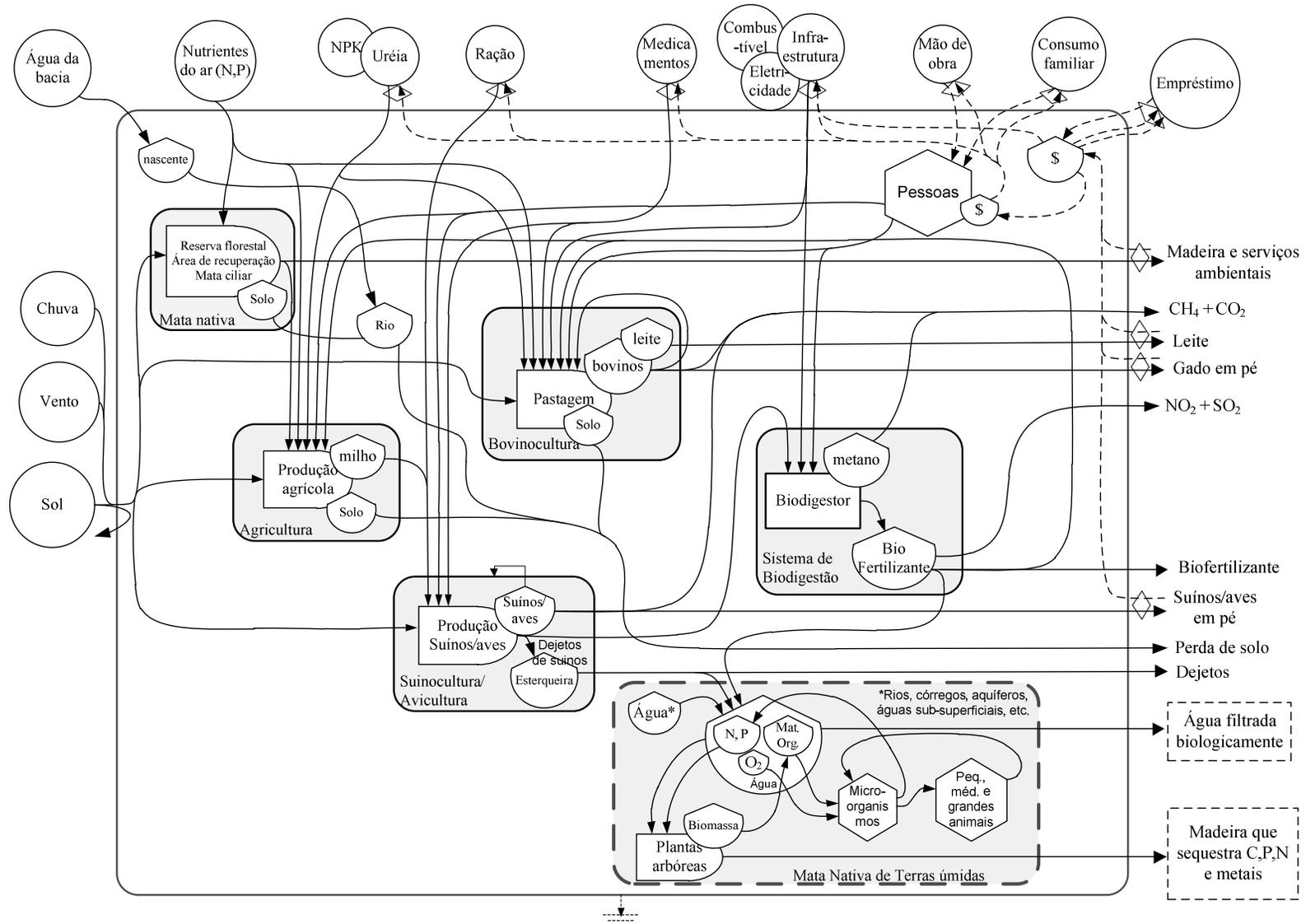


Figura 11. Diagrama sistêmico da área de estudo.

5.5.1. Tabelas de Avaliação Emergética

5.5.1.1. Propriedade 1

A propriedade 1 é essencialmente de bovinocultura de leite com 53,34 ha e área de pastagem de 30,19 ha, com 120 bovinos por ano e produção de leite em torno de 438 mil litros (considerou-se a produção de 10 litros de leite por dia por animal). Os valores dos fluxos de entrada e saída de materiais e serviços foram obtidos a partir de pesquisa na literatura científica e de pesquisa de campo por meio de questionários aplicados ao produtor. Os valores dos recursos naturais foram estimados com base no mapa de uso e cobertura do solo da região.

As contribuições dos recursos da natureza que foram quantificadas para realizar-se a Avaliação Emergética do sistema foram: a energia solar, chuva, vento, nitrogênio e fósforo atmosférico. Como recurso não renovável tem-se a perda de solo. Os insumos vindos da economia que foram contabilizados foram: vacinas e medicamentos, depreciação de instalações e eletricidade. Como serviços têm-se a mão-de-obra simples do produtor rural e como produtos que sai do sistema tem-se a produção de leite (Tabela 15).

A contribuição mais importante no fluxo emergético do sistema provém dos recursos da economia onde a mão-de-obra obteve a maior contribuição correspondendo a $1,03E+15$ seJ.ano⁻¹, ou 24,96% do total dos recursos seguida da vacinas e medicamentos com $9,00 E+14$ seJ.ano⁻¹, 21,78% e da eletricidade com $8,33 E+14$ seJ.ano⁻¹, 20,17%. Em relação aos recursos renováveis a maior contribuição foi do nitrogênio atmosférico, representando 4,14% da energia total do sistema.

A energia total que suporta o sistema foi $4,13 E+15$ seJ.ano⁻¹ e a energia (em joules) produzida pelos produtos do sistema, que nesse caso se deve somente a produção de leite, foi de $1,19E+12$ J.ano⁻¹ de leite.

Tabela 15. Avaliação Emergética da propriedade 1 (produção de bovinos de leite).

Nota	Itens	Fração Renovável	Fluxo	Unidade (ha ano ⁻¹)	Transformidade seJ unidade ⁻¹	Referências	Energia Renovável seJ	Energia Não-Renovável seJ	Energia Total seJ	USD ha ⁻¹ ano ⁻¹	%
Renováveis							2,40E+14	0,00E+00	2,40E+14	64,75	5,80
1	Sol	1	7,67E+11	J	1,00E+00	Odum, 1996	7,67E+11	0,00E+00	7,67E+11	0,21	0,02
2	Chuva	1	1,97E+09	J	3,06E+04	Brown e Ulgiati, 2004	6,03E+13	0,00E+00	6,03E+13	16,29	1,46
3	Vento	1	2,55E+07	J	2,45E+03	Odum, Brown e Brandt-Williams, 2000	6,26E+10	0,00E+00	6,26E+10	0,02	0,00
4	Nitrogênio atmosférico	1	2,21E+01	Kg	7,73E+12	Brandt-Williams, 2002	1,71E+14	0,00E+00	1,71E+14	46,25	4,14
5	Fósforo atmosférico	1	8,42E+00	Kg	8,72E+11	Brandt-Williams, 2002	7,34E+12	0,00E+00	7,34E+12	1,98	0,18
Não Renováveis							0,00E+00	7,61E+14	7,61E+14	205,81	18,43
6	Perda de solo	0	6,14E+09	J	1,24E+05	Brown e Ulgiati, 2004	0,00E+00	7,61E+14	7,61E+14	205,81	18,43
Materiais							6,90E+13	2,03E+15	2,10E+15	567,52	50,82
7	Vacinas e medicamentos	0,00	2,88E+02	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	9,00E+12	8,91E+14	9,00E+14	243,23	21,78
8	Depreciação de instalações	0,05	1,32E-02	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	1,83E+13	3,48E+14	3,67E+14	99,06	8,87
9	Eletricidade	0,05	2,48E+09	J	3,36E+05	Brown e Ulgiati, 2004	4,17E+13	7,92E+14	8,33E+14	225,23	20,17
Serviços							4,12E+14	6,19E+14	1,03E+15	278,70	24,96
10	Mão de obra	0,40	1,03E+08	J	1,00E+07	Souza, 2010	4,12E+14	6,19E+14	1,03E+15	278,70	24,96
Energia total							7,21E+14	3,41E+15	4,13E+15	1116,78	100,0

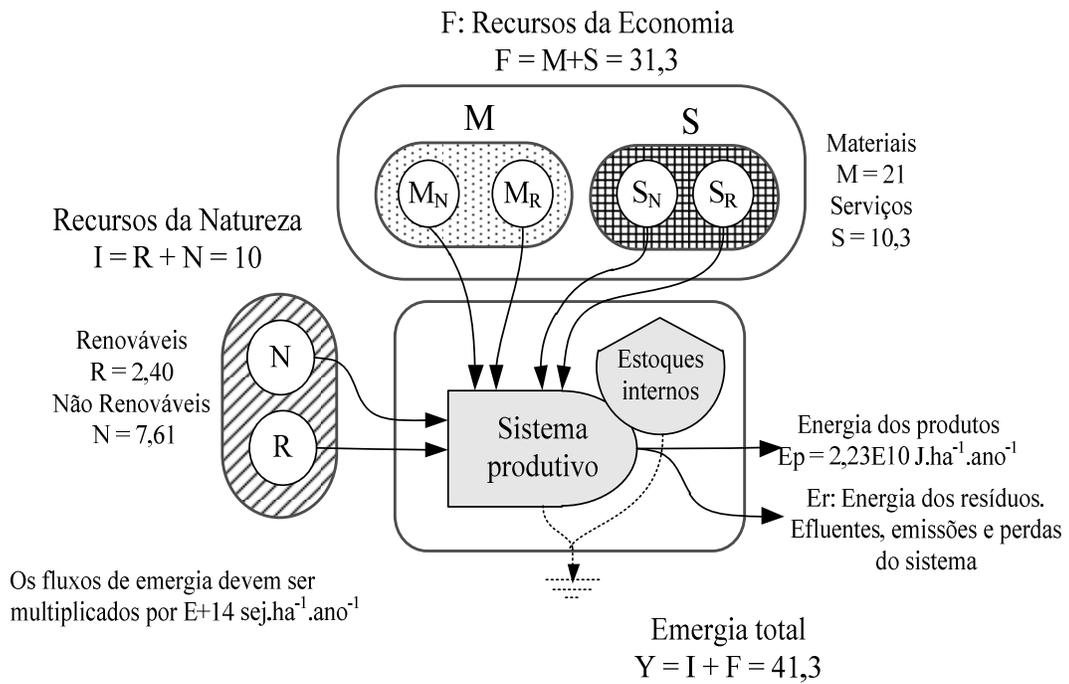


Figura 12. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos energéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 1.

A discussão da Tabela 15 e da Figura 12 foi realizada conjuntamente com as outras propriedades (ver item 5.5.2.)

5.5.1.2. Propriedade 2

A propriedade 2 é essencialmente de suinocultura com 2,17 ha e área de cultivo de milho de 0,05 ha, com 551 suínos por ano e produção de milho em torno de 200 kg por ano. Os valores dos fluxos de entrada e saída de materiais e serviços foram obtidos a partir de pesquisa na literatura científica e de pesquisa de campo por meio de questionários aplicados ao produtor. Os valores dos recursos naturais foram estimados com base no mapa de uso e cobertura do solo da região.

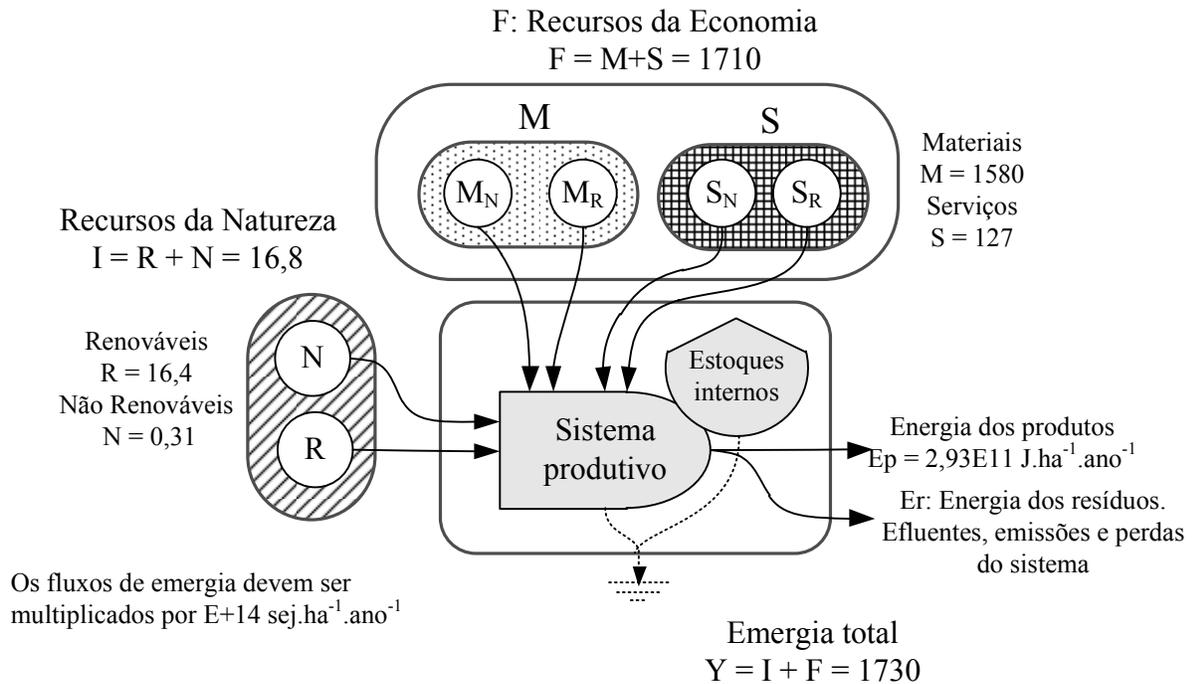
As contribuições dos recursos da natureza que foram quantificadas para realizar-se a Avaliação Emergética do sistema são: a energia solar, a chuva, o vento, nitrogênio e fósforo atmosférico. Como recurso não renovável tem-se a perda de solo. Os insumos vindos da economia que foram contabilizados foram: ração, vacinas e medicamentos, nitrogênio, fósforo e potássio, uréia, depreciação de instalações e eletricidade. Como serviços têm-se a mão-de-obra simples do produtor rural e como produtos que sai do sistema tem-se a produção de milho e suínos (Tabela 16).

A contribuição mais importante no sistema provém do fósforo contido no NPK correspondendo $9,60E+16$ seJ.ano⁻¹, ou 55,65% do total dos recursos seguida da eletricidade com $1,71E+16$ seJ.ano⁻¹, ou 9,89% do total de recursos empregados. A terceira contribuição mais importante se deve ao nitrogênio proveniente do NPK com $1,62E+16$ seJ.ano⁻¹, ou 9,39%. Em relação aos recursos renováveis, a maior contribuição se deve a chuva representando 0,86% da emergia total do sistema.

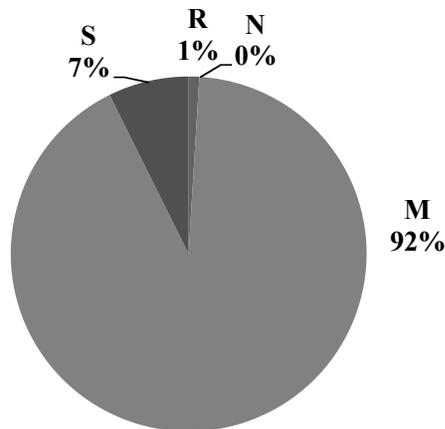
A emergia total que suporta o sistema foi $1,73E+17$ seJ.ano⁻¹ e a energia (em joules) produzida pelos produtos do sistema, que nesse caso se deve a produção de suínos e de milho foi de $1,43E+11$ e $1,52E+09$ J.ano⁻¹, respectivamente.

Tabela 16. Avaliação Emergética da propriedade 2 (produção de suínos).

Nota	Itens	Fração Renovável	Fluxo	Unidade (ha ano ⁻¹)	Transformidade seJ unidade ⁻¹	Referências	Energia Renovável seJ	Energia Não-Renovável seJ	Energia Total seJ	USD ha ⁻¹ ano ⁻¹	%
Renováveis							1,64E+15	0,00E+00	1,64E+15	444,45	0,11
1	Sol	1	1,88E+13	J	1,00E+00	Odum,1996	1,88E+13	0,00E+00	1,88E+13	5,09	0,01
2	Chuva	1	4,84E+10	J	3,06E+04	Brown e Ulgiati, 2004	1,48E+15	0,00E+00	1,48E+15	400,36	0,86
3	Vento	1	6,28E+08	J	2,45E+03	Odum, Brown e Brandt-Williams, 2000	1,54E+12	0,00E+00	1,54E+12	0,42	0,00
4	Nitrogênio atmosférico	1	2,01E-01	Kg	7,73E+12	Brandt-Williams, 2002	1,55E+14	0,00E+00	1,55E+14	41,91	0,09
5	Fósforo atmosférico	1	1,94E-01	Kg	8,72E+11	Brandt-Williams, 2002	8,04E+12	0,00E+00	8,04E+12	2,17	0,00
Não Renováveis							0,00E+00	3,10E+13	3,10E+13	8,38	0,02
6	Perda de solo	0	2,50E+08	J	1,24E+05	Brown e Ulgiati, 2004	0,00E+00	3,10E+13	3,10E+13	8,38	0,02
Materiais							2,33E+15	1,56E+17	1,58E+17	42753,08	91,68
7	Ração	0,10	6,86E+03	Kg	1,69E+12	Este trabalho	1,16E+14	1,14E+16	1,16E+16	3125,67	6,70
8	Vacinas e medicamentos	0,00	1,39E+02	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	4,33E+12	4,28E+14	4,33E+14	116,97	0,25
9	Nitrogênio	0,01	4,00E+03	Kg	4,05E+12	Brandt e Willians, 2002	1,62E+14	1,60E+16	1,62E+16	4378,38	9,39
10	Fósforo	0,01	1,47E+04	Kg	6,55E+12	Odum,1996	9,60E+14	9,51E+16	9,60E+16	25952,16	55,65
11	Potássio	0,01	5,34E+03	Kg	3,92E+11	Brandt e Willians, 2002	2,09E+13	2,07E+15	2,09E+15	565,75	1,21
12	Uréia	0,01	2,00E+03	Kg	6,62E+12	Cuadra e Rydberg, 2006	1,32E+14	1,31E+16	1,32E+16	3578,38	7,67
13	Depreciação de instalações	0,05	1,38E-02	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	7,81E+13	1,48E+15	1,56E+15	422,27	0,91
14	Eletricidade	0,05	5,08E+10	J	3,36E+05	Brown e Ulgiati, 2004	8,53E+14	1,62E+16	1,71E+16	4613,50	9,89
Serviços							5,07E+15	7,60E+15	1,27E+16	3425,34	7,35
15	Mão de obra	0,4	1,27E+09	J	1,00E+07	Souza, 2010	5,07E+15	7,60E+15	1,27E+16	3425,34	7,35
Energia total							9,04E+15	1,63E+17	1,73E+17	46631,24	100,0



(a)



(b)

Figura 13. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos energéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 2.

A discussão da Tabela 16 e da Figura 13 foi realizada conjuntamente com as outras propriedades (ver item 5.5.2.)

5.5.1.3. Propriedade 3

A propriedade 3 é essencialmente de avicultura, mas apresentava produção de suínos e bovinocultura de leite. A área da propriedade é 12,16 ha e área de cultivo agrícola de milho de 2,36 ha, com 3.062 suínos, 34 bovinos de leite e 183.880 aves por ano e produção de leite em torno de 164 mil litros. Os valores dos fluxos de entrada e saída de materiais e serviços foram obtidos a partir de pesquisa na literatura científica e de pesquisas de campo por meio de questionário aplicado ao produtor. Os valores dos recursos naturais foram estimados com base no mapa de uso e cobertura do solo da região.

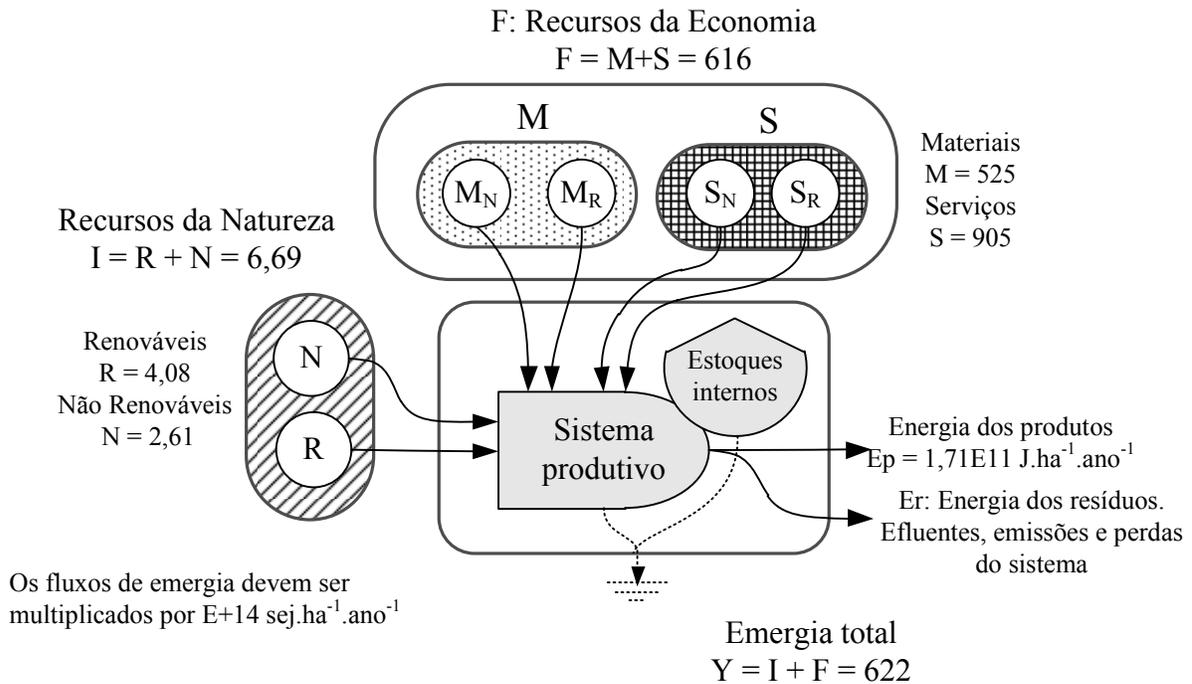
As contribuições dos recursos da natureza que foram quantificadas para realizar-se a Avaliação Emergética do sistema são: a energia solar, a chuva, o vento, nitrogênio e fósforo atmosférico. Como recurso não renovável tem-se a perda de solo. Os insumos vindos da economia que foram contabilizados foram: ração, vacinas e medicamentos, nitrogênio, fósforo e potássio, depreciação de instalações e eletricidade. Como serviços têm-se a mão-de-obra simples do produtor rural e como produtos que sai do sistema tem-se a produção de leite e milho, suínos e aves (Tabela 17).

A contribuição mais importante no sistema provém da ração correspondendo a $3,570E+16$ seJ.ano⁻¹, ou 57,32% do total dos recursos seguida da mão de obra com $9,05E+15$ seJ.ano⁻¹, 14,54%. A terceira contribuição mais importante se deve a eletricidade com $4,87E+15$ seJ.ano⁻¹, 7,83%. Em relação aos recursos renováveis, a maior contribuição se deve a chuva representando 0,42% da energia total do sistema.

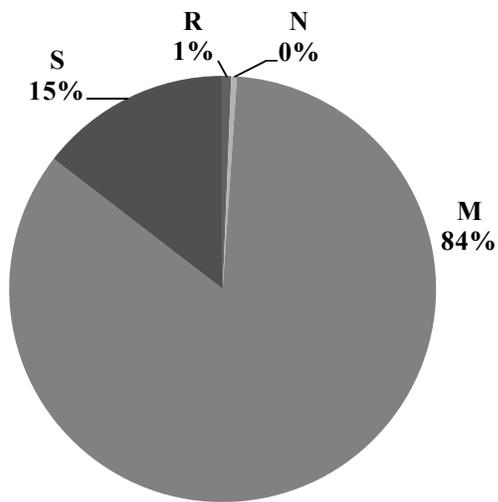
A energia total que suporta o sistema foi $6,22E+16$ seJ.ano⁻¹ e a energia (em joules) produzida pelos produtos do sistema, que nesse caso se deve a produção de leite, suínos, aves e produção de milho foram $8,82E+13$, $1,56E+11$, $5,06E+12$ e $1,56E+11$ J.ano⁻¹, respectivamente.

Tabela 17. Avaliação Emergética da propriedade 3 (produção de aves).

Nota	Itens	Fração Renovável	Fluxo	Unidade (ha ano ⁻¹)	Transformidade seJ unidade ⁻¹	Referências	Energia Renovável seJ	Energia Não-Renovável seJ	Energia Total seJ	USD ha ⁻¹ ano ⁻¹	%
Renováveis							4,08E+14	0,00E+00	4,08E+14	110,14	0,65
1	Sol	1	3,36E+12	J	1,00E+00	Odum,1996	3,36E+12	0,00E+00	3,36E+12	0,91	0,01
2	Chuva	1	8,64E+09	J	3,06E+04	Brown e Ulgiati, 2004	2,64E+14	0,00E+00	2,64E+14	71,45	0,42
3	Vento	1	1,12E+08	J	2,45E+03	Odum, Brown e Brandt-Williams, 2000	2,75E+11	0,00E+00	2,75E+11	0,07	0,00
4	Nitrogênio atmosférico	1	1,71E+01	Kg	1,30E+13	Brandt-Williams, 2002	1,32E+14	0,00E+00	1,32E+14	35,74	0,21
5	Fósforo atmosférico	1	8,39E+00	Kg	8,72E+11	Brandt-Williams, 2002	7,31E+12	0,00E+00	7,31E+12	1,98	0,01
Não Renováveis							0,00E+00	2,61E+14	2,61E+14	70,57	0,42
6	Perda de solo	0	2,11E+09	J	1,24E+05	Brown e Ulgiati, 2004	0,00E+00	2,61E+14	2,61E+14	70,57	0,42
Materiais							8,24E+14	5,17E+16	5,25E+16	14.195,77	84,39
7	Ração	0,1	8,24E+04	Kg	9,63E+11	Este trabalho	3,57E+14	3,53E+16	3,57E+16	9.641,59	57,32
8	Vacinas e medicamentos	0	4,34E+03	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	3,91E+13	3,87E+15	3,91E+15	1.055,66	6,28
9	Nitrogênio	0,01	1,37E+02	Kg	4,05E+12	Brandt e Willians, 2002	2,86E+13	2,83E+15	2,86E+15	773,02	4,60
10	Fósforo	0,01	5,03E+02	Kg	6,55E+12	Odum,1996	1,70E+13	1,68E+15	1,70E+15	458,32	2,72
11	Potássio	0,01	1,83E+02	Kg	3,92E+11	Brandt e Willians, 2002	3,69E+12	3,65E+14	3,69E+14	99,76	0,59
12	Uréia (milho)	0,01	1,64E+01	Kg	6,62E+12	Cuadra e Rydberg, 2006	5,61E+12	5,55E+14	5,61E+14	151,63	0,90
13	Depreciação de instalações	0,05	1,04E-03	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	1,29E+14	2,46E+15	2,58E+15	698,52	4,15
14	Eletricidade	0,05	2,18E+10	J	3,36E+05	Brown e Ulgiati, 2004	2,44E+14	4,63E+15	4,87E+15	1.317,28	7,83
Serviços							3,62E+15	5,43E+15	9,05E+15	2.445,06	14,54
15	Mão de obra	0,4	9,05E+08	J	1,00E+07	Souza, 2010	3,62E+15	5,43E+15	9,05E+15	2.445,06	14,54
Energia total							4,85E+15	5,74E+16	6,22E+16	16.821,54	100,0



(a)



(b)

Figura 14. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos energéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 3.

A discussão da Tabela 17 e da Figura 14 foi realizada conjuntamente com as outras propriedades (ver item 5.5.2.)

5.5.1.4. Propriedade 4

A propriedade 4 é essencialmente de suinocultura com utilização de biodigestor no tratamento dos dejetos com 36,77 ha, área de pastagem de 11,91 ha e área de cultivo agrícola de 17,04 ha, com 128 bovinos de leite em torno de 186 mil litros, 641 suínos por ano e produção de milho de 68 mil toneladas por ano. Os valores dos fluxos de entrada e saída de materiais e serviços foram obtidos a partir de pesquisa na literatura científica e de pesquisas de campo por meio de questionário aplicado ao produtor. Os valores dos recursos naturais foram estimados com base no mapa de uso e cobertura do solo da região.

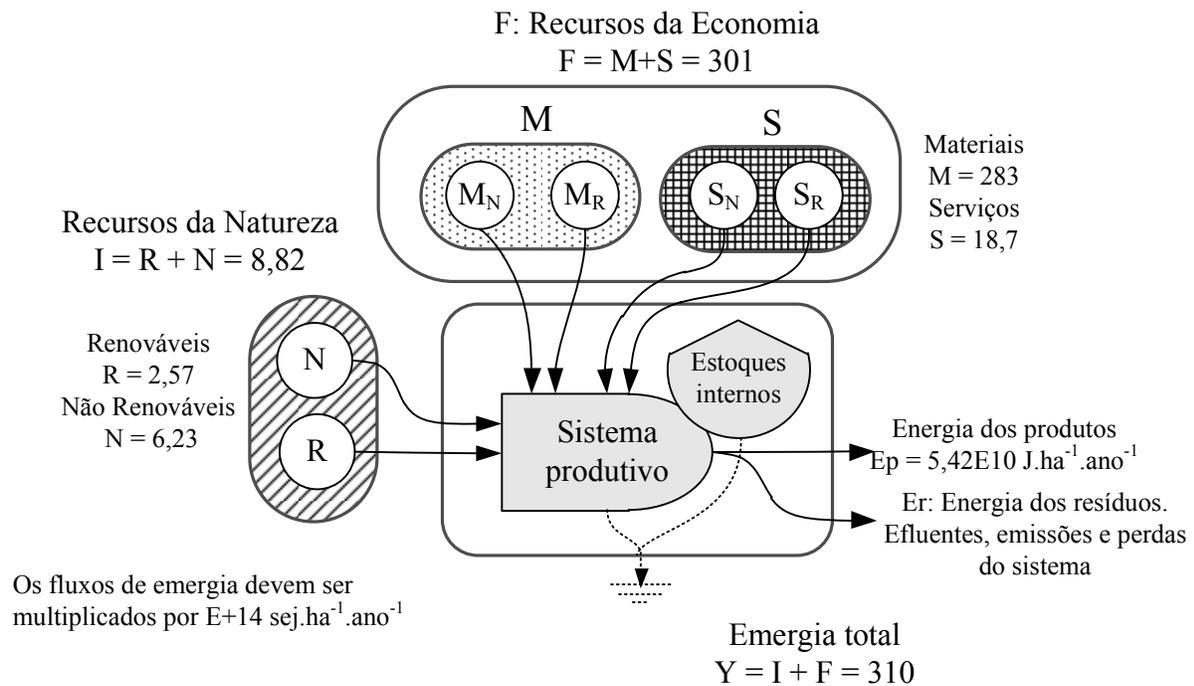
As contribuições dos recursos da natureza que foram quantificadas para realizar-se a Avaliação Emergética do sistema são: a energia solar, a chuva, o vento, nitrogênio e fósforo atmosférico. Como recurso não renovável tem-se a perda de solo. Os insumos vindos da economia que foram contabilizados foram: ração, vacinas e medicamentos, nitrogênio, fósforo, potássio e uréia utilizados como fertilizantes agrícolas, depreciação de instalações e equipamentos e energia elétrica. Como serviços têm-se a mão-de-obra simples do produtor rural e como produtos que sai do sistema tem-se a produção de leite (Tabela 18).

A contribuição mais importante no sistema provém da depreciação de equipamentos (biodigestor) correspondendo a $1,21E+16$ seJ.ano⁻¹, ou 39,14% do total dos recursos seguida da depreciação das instalações com $5,69E+15$ seJ.ano⁻¹, ou 18,35% do total de recursos empregados. A terceira contribuição mais importante se deve a uréia aplicada no solo com $1,98E+15$ seJ.ano⁻¹, 16,22%. Em relação aos recursos renováveis, a maior contribuição se deve ao nitrogênio atmosférico representando 0,52% da energia total do sistema.

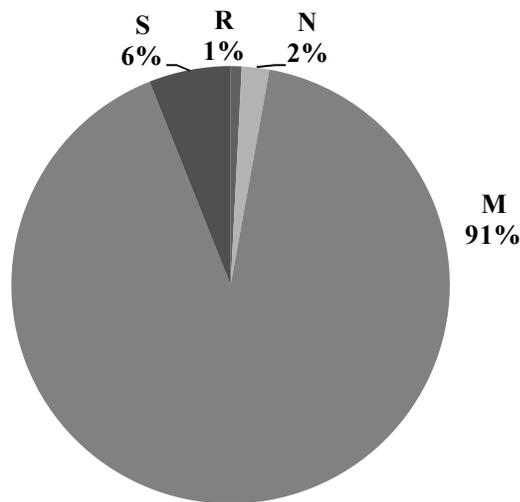
A energia total que suporta o sistema foi $3,10E+16$ seJ.ano⁻¹ e a energia (em joules) produzida pelos produtos do sistema, que nesse caso se deve a produção de leite, suínos, produção de milho e biogás foram $5,06E+11$, $3,61E+11$, $1,12E+12$ J.ano⁻¹ e $2,02E+9$, respectivamente.

Tabela 18. Avaliação Emergética da propriedade 4 (produção de suínos e uso de biodigestor).

Nota	Itens	Fração Renovável	Fluxo	Unidade (ha ano ⁻¹)	Transformidade seJ unidade ⁻¹	Referências	Energia Renovável seJ	Energia Não-Renovável seJ	Energia Total seJ	USD há ⁻¹ ano ⁻¹	%
Renováveis							2,57E+14	0,00E+00	2,58E+14	69,80	0,83
1	Sol	1	1,11E+12	J	1,00E+00	Odum,1996	1,11E+12	0,00E+00	1,11E+12	0,30	0,00
2	Chuva	1	2,86E+09	J	3,06E+04	Brown e Ulgiati, 2004	8,74E+13	0,00E+00	8,74E+13	23,63	0,28
3	Vento	1	3,71E+07	J	2,45E+03	Odum, Brown e Brandt-Williams, 2000	9,08E+10	0,00E+00	9,08E+10	0,02	0,00
4	Nitrogênio atmosférico	1	2,10E+01	Kg	1,30E+13	Brandt-Williams, 2002	1,62E+14	0,00E+00	1,62E+14	43,86	0,52
5	Fósforo atmosférico	1	8,40E+00	Kg	8,72E+11	Brandt-Williams, 2002	7,33E+12	0,00E+00	7,33E+12	1,98	0,02
Não Renováveis							0,00E+00	6,23E+14	6,23E+14	168,51	2,01
6	Perda de solo	0	5,03E+09	J	1,24E+05	Brown e Ulgiati, 2004	0,00E+00	6,23E+14	6,23E+14	168,51	2,01
Materiais							1,60E+15	2,67E+16	2,83E+16	7639,73	91,13
7	Ração	0,3	4,71E+02	Kg	1,69E+12	Este trabalho	7,94E+12	7,86E+14	7,94E+14	214,59	2,56
8	Vacinas e medicamentos	0	3,17E+02	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	9,90E+12	9,80E+14	9,90E+14	267,47	3,19
9	Nitrogênio	0,01	4,99E+01	Kg	4,05E+12	Brandt e Willians, 2002	5,13E+12	5,08E+14	5,13E+14	138,64	1,65
10	Fósforo	0,01	1,83E+02	Kg	6,55E+12	Odum,1996	3,04E+13	3,01E+15	3,04E+15	822,12	9,81
11	Potássio	0,01	6,65E+01	Kg	3,92E+11	Brandt e Willians, 2002	6,62E+11	6,55E+13	6,62E+13	17,89	0,21
12	Uréia	0,01	2,99E+02	Kg	6,62E+12	Cuadra e Rydberg, 2006	5,03E+13	4,98E+15	5,03E+15	1359,66	16,22
13	Depreciação de instalações	0,05	1,42E-03	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	2,85E+14	5,41E+15	5,69E+15	1538,42	18,35
14	Depreciação de equipamentos	0,05	3,88E+03	US\$	3,12E+12	Coelho, Ortega e Comar, 2003	1,21E+15	1,09E+16	1,21E+16	3280,91	39,14
15	Eletricidade	0,05	3,36E+05	J	3,36E+05	Brown e Ulgiati, 2004	5,64E+09	1,07E+11	1,13E+11	0,03	0,00
Serviços							7,48E+14	1,12E+15	1,87E+15	505,37	6,03
16	Mão de obra	0,4	1,87E+08	J	1,00E+07	Souza, 2010	7,48E+14	1,12E+15	1,87E+15	505,37	6,03
Energia total							2,61E+15	2,84E+16	3,10E+16	8383,41	100,0



(a)



(b)

Figura 15. (a) Diagrama de fluxo de energia agregado; (b) Porcentagem dos fluxos energéticos de entrada em relação a energia total da Propriedade 4.

A discussão da Tabela 18 e da Figura 15 foi realizada conjuntamente com as outras propriedades (ver item 5.5.2.)

5.5.2. Indicadores de desempenho emergético

Nesta etapa são colocados e discutidos os indicadores de desempenho emergéticos obtidos para as quatro propriedades (Figuras 12 e 13). Os indicadores relacionados com os diferentes tipos de atividade pecuária (propriedades 1, 2 e 3) podem ser verificados na Tabela 19 e os relacionados a utilização de biodigestor na Tabela 20 (propriedades 2 e 4). Cabe lembrar que a discussão destes resultados é realizada através da comparação entre os valores dos indicadores emergéticos e das características de cada atividade pecuária. Sendo que a propriedade 1 possui sistema essencialmente de bovinocultura de leite, propriedade 2 de suinocultura e propriedade 3 de avicultura.

Tabela 19. Comparação dos Indicadores Emergéticos das propriedades 1, 2 e 3.

Indicadores	Cálculo	Prop. 1	Prop. 2	Prop. 3	Unidade
Transformidade	$Tr = Y/Qp$	184.942	588.477	531.037	seJ.J ⁻¹
Energia específica	$Y/Massa\ total$	5,03E+11	2,77E+12	2,1E+12	seJ.kg ⁻¹
Renovabilidade	$\% R = 100(R+M_R+S_R/Y)$	17,45	5,24	7,79	%
Taxa de rendimento	$EYR = Y/F$	1,22	1,00	1,01	-
Taxa de investimento	$EIR = F/I$	3,13	101,98	92,08	-
Taxa de carga ambiental	$ELR = (N+M_N+S_N)/(R+M_R+S_R)$	4,73	18,08	11,83	-
Taxa intercâmbio de energia	$EER = Y/[\$*seJ/\$]$	0,01	0,27	0,07	-

A Transformidade (Tr) além de ser e servir como fator de conversão (fator de intensidade emergética) para outros estudos, ela também é vista como um indicador de qualidade do sistema. De maneira geral, quanto maior a Tr, maior a energia requerida pelo sistema (SOUZA, 2010). A maior Transformidade entre os sistemas foi obtida pela atividade de suinocultura seguida da suinocultura com biodigestor. Como produção de suínos na região é intensiva, este processo de produção necessita de uma maior quantidade de energia devido à maior quantidade de alimentos em uma menor área resultando em um maior valor de Tr.

A transformidade pode ser também definida como sendo o inverso da eficiência, portanto, quanto menor for seu valor maior eficiência terá o sistema analisado. Deste modo, podemos concluir que o sistema menos eficiente dentro os quatro é a suinocultura, e a bovinocultura é sistema mais eficiente. Esse resultado aponta que sistemas menos intensivos possuem maior eficiência na transformação de energia comparada aos sistemas intensivos convencionais.

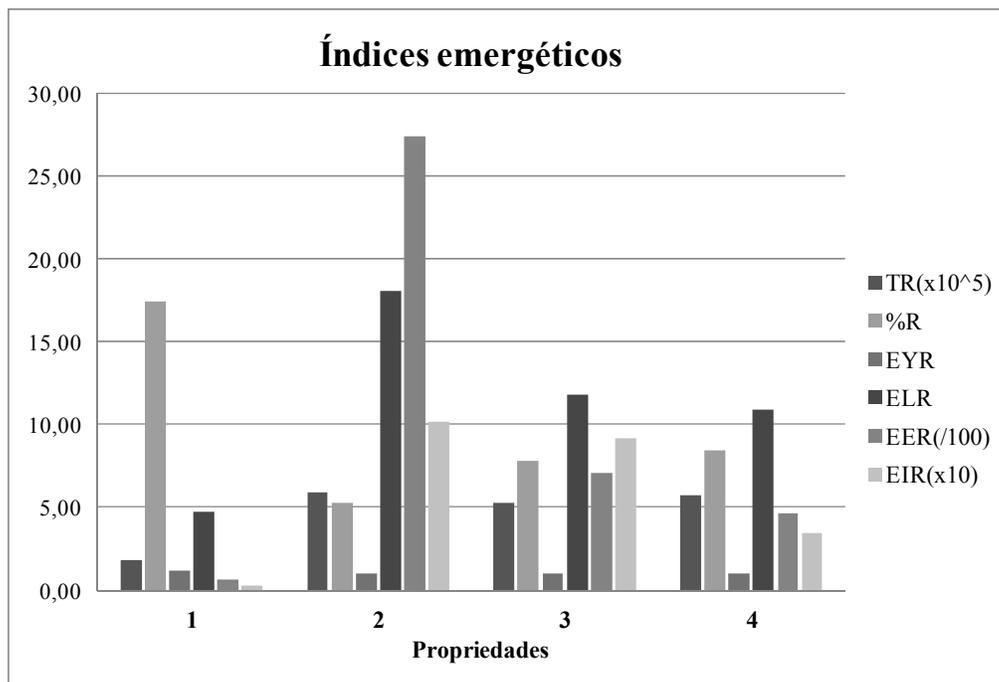


Figura 16. Gráficos dos indicadores emergéticos para as quatro propriedades.

A Renovabilidade de um sistema (%R) é um dos indicadores de desempenho emergético mais utilizado e de mais fácil entendimento (SOUZA, 2010). Este indicador varia de 0 a 100% e indica as porções renováveis dos fluxos de materiais e serviços da economia (ORTEGA, 2002b). A propriedade de bovinocultura obteve o maior valor de Renovabilidade, 17,45%, seguido da avicultura com 7,79%. A suinocultura obteve o menor valor, 5,24%, indicando esta atividade como a menos sustentável entre as três.

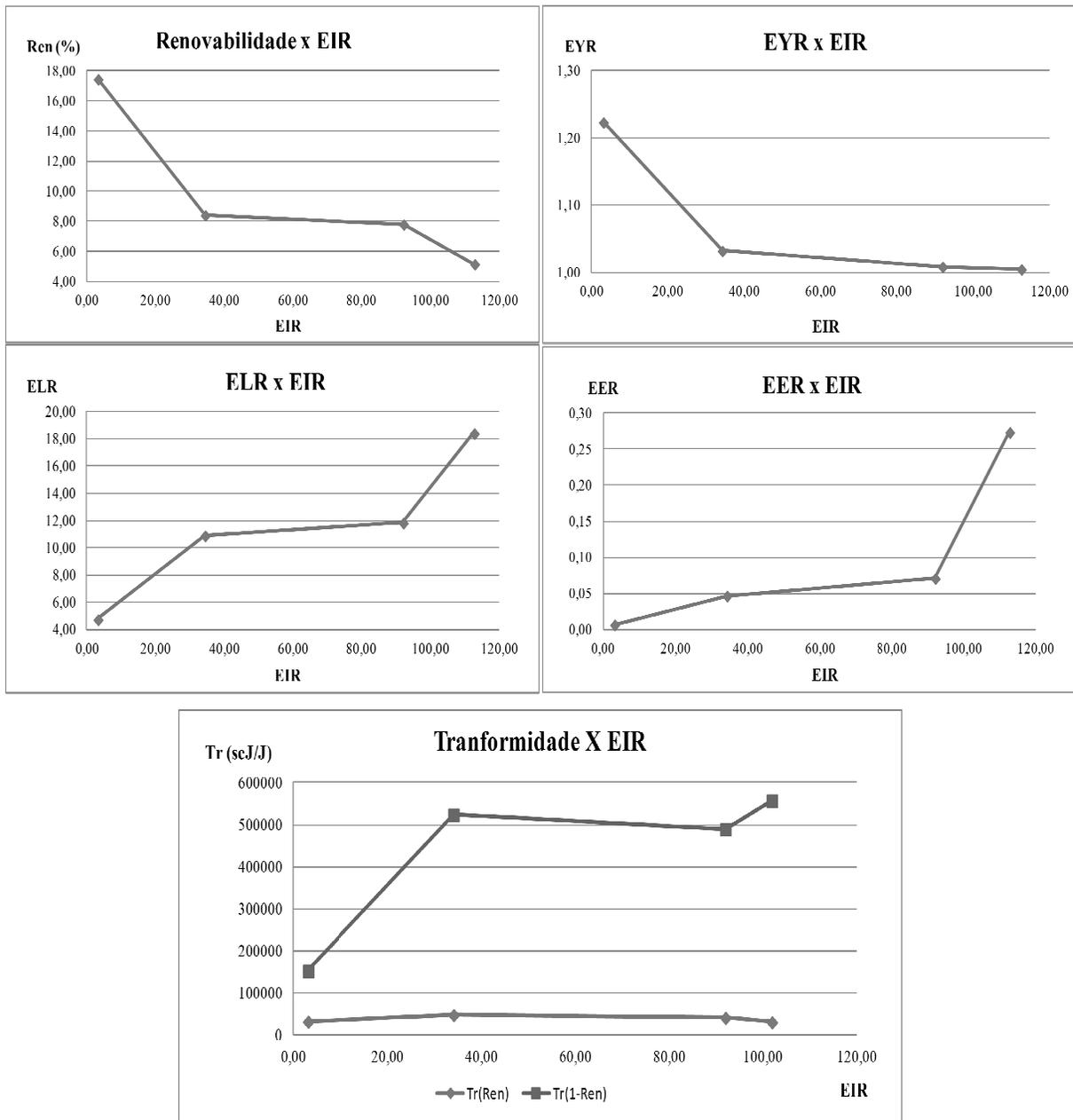


Figura 17. Gráficos dos indicadores energéticos em comparação ao EIR para as quatro propriedades.

Apesar desses valores, todos os sistemas obtiveram valores de %R muito baixo o que indica o alto uso de recursos não renováveis da economia. A modificação desses sistemas para agroecológicos por meio da diversificação na produção, da reciclagem interna de nutrientes,

aumento da cobertura vegetal favorecendo a produção de água, a conservação do solo, pode levar a diminuição do uso de recursos não renováveis, contribuindo fortemente para o aumento da renovabilidade do sistema.

O EYR serve para entender em que medida um investimento permite a um processo exportar recursos locais, a fim de contribuir ainda mais para a economia. Quanto maior o EYR, maior a energia possível de se retirar por energia investida (adicionada) ao sistema. A bovinocultura obteve o maior razão emergética, 1,22, isto é, esta atividade tem um maior potencial para a exportação de recursos locais (produtos) com menor energia investida. Além disso, as três atividades pecuárias obtiveram valores de EYR menor no que 2 comprovando a característica do modelo convencional de produção agrícola, isto é, produção intensiva de animais (ORTEGA, ANAMI, DINIZ, 2002; PANZIERI, MARCHETTINI, HALLAM, 2000; ODUM, 1996; ULGIATI, ODUM, BASTIANONI, 1994; CAVALETT, QUEIROZ, ORTEGA, 2006).

Os valores próximos de 1 do EYR em todos os sistemas mostra que a contribuição da natureza é pequena em comparação com recursos vindos da economia. Com exceção da bovinocultura com 6%, todos os sistemas possuem menos de 1% da energia advinda da natureza (Figuras 12, 13, 14 e 15). O desempenho de todos os sistemas está dentro dos padrões de sistemas convencionais, que são próximos à unidade, indicando grande dependência de recursos da economia. Esse índice é muito importante, pois, as atuais tendências indicam que o uso de menos energia provinda de recurso não renovável (petróleo), será vantajoso no futuro (AGOSTINHO, 2005).

O índice emergético EIR é a razão entre os fluxos da economia (energia comprada) e os fluxos da natureza (energia gratuita). Quanto maior o EIR do sistema, maior sua dependência dos recursos da economia. A suinocultura obteve este índice com valor bem maior em relação as outras propriedades, cerca de 100, isto é, para cada unidade de energia renovável que é utilizada no sistema são utilizadas quase 100 unidades de energia de recursos provenientes da economia, comprovando a dependência da criação de suínos de forma intensiva em relação aos recursos da economia.

A razão de carga ambiental, ELR, avalia a pressão que o sistema exerce no meio ambiente, relacionada ao uso dos recursos não renováveis e renováveis. A suinocultura (propriedade 2) apresentou maior ELR (18,08) seguido pela avicultura (11,83) e bovinocultura (4,73). Como todos os valores de ELR foram maiores que 1, os três sistemas pecuários utilizam mais fluxos não-renováveis do que fluxos renováveis, apresentando assim alta carga ambiental, sendo a suinocultura a atividade que exerce mais pressão no meio ambiente pois utiliza cerca de 20 vezes mais recursos não renováveis em relação aos renováveis. Este resultado pode ser explicado pelo uso intensivo de recursos da economia.

O último indicador ser discutido é o EER (razão de intercâmbio de energia). Este índice avalia se na venda dos produtos o sistema está recebendo toda a energia empregada na produção. Se o EER é maior que 1 pode-se dizer que o comprador possui vantagem sobre o produtor, entrega-se mais energia do que se recebe. Se EER for menor que 1, o produtor possui vantagem sobre o comprador. Quando EER é igual a 1 pode-se dizer que toda a energia utilizada na produção está sendo recebida na venda.

Através da Tabela 19, pode verificar que todas as propriedades dão mais energia ao produtor do que necessitam para produzir, pois esse índice foi menor que 1 para todos. Assim o balanço econômico dos três sistemas de produção mostra que atualmente, todas as atividades são lucrativas aos produtores, sendo que o valor do EER para a bovinocultura é próximo de zero, isto é, a um equilíbrio entre a venda e a compra dos produtos. Nota-se que os custos com a eletricidade e com a ração são os que mais influenciam na rentabilidade da atividade de produção de suínos e aves. Os preços da ração podem variar muito durante o ano e essas variações podem influenciar a rentabilidade do sistema e, conseqüentemente no valor do EER.

Em relação à utilização de biodigestores no tratamento de dejetos animais, a Transformidade do sistema foi diminuída (Tabela 20). Este resultado se deve a utilização de uma fonte que melhora a qualidade dos dejetos animais além de ser uma fonte de energia renovável que pode ser utilizada na propriedade ou vendida (biogás). Neste sentido, a incorporação de outra atividade no sistema leva a uma produção maior de energia pelo sistema diluindo a energia requerida, o que explica também a diminuição do valor do índice EIR, aumento da renovabilidade, diminuição do ELR e o pequeno aumento do EYR.

Assim, com base nos indicadores obtidos, podemos concluir que a utilização de biodigestores como tratamento de dejetos animais, diminui a carga ambiental desses resíduos além de fornecer subprodutos com valor econômico, aumentando a sustentabilidade do sistema. Este sistema de tratamento é mais barato que outras tecnologias mais sofisticadas de tratamento de dejetos, como por exemplo, a separação de fases, tratamentos biológicos (lagoas anaeróbias, estabilizadoras ou facultativas), facilitando deste modo o seu acesso a grande maioria dos produtores.

Tabela 20. Comparação dos Indicadores Emergéticos das propriedades 2 e 4.

Indicadores	Cálculo	Prop. 2	Prop. 4	Unidade
Transformidade	$Tr = Y/Qp$	588.477	572.073	seJ.J ⁻¹
Energia específica	Y/Massa total	2,77E+12	3,46E+11	seJ.kg ⁻¹
Renovabilidade	$\%R = 100(R+M_R+S_R/Y)$	5,24	8,41	%
Taxa de rendimento	$EYR = Y/F$	1,00	1,03	-
Taxa de investimento	$EIR = F/I$	101,98	34,23	-
Taxa de carga ambiental	$ELR = (N+M_N+S_N)/(R+M_R+S_R)$	18,08	10,89	-
Taxa intercâmbio de energia	$EER = Y/[\$*seJ/\$]$	0,27	0,05	-

Mas devemos levar em consideração que o biofertilizante (efluente) gerado no biodigestor não pode ser descartado diretamente nos corpos d'água, pois ainda apresenta um alto potencial poluidor pois o processo de biodigestão concentra os minerais presentes no afluente devendo seguir os mesmos preceitos de balanço de nutrientes aplicados aos dejetos brutos para sua aplicação como adubo (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Assim, considerando as dificuldades ambientais apresentadas pela atividade pecuária, é importante que haja uma atuação do governo juntamente com as agroindústrias e os produtores modificando a forma de produção pecuária levando em consideração o meio ambiente, pois a preocupação com a poluição do meio ambiente é uma das maiores ameaças à sobrevivência e expansão desta atividade.

Considerando as externalidades negativas existentes nas propriedades (emissões de amônia, óxido nitroso, escoamento superficial e lixiviação) pode-se verificar que os índices de Renovabilidade em todas as propriedades foram diminuídos em média 6%, os valores de Transformidade foram aumentados em média 6%, ELR em 7%, EIR em 7%, EYR em 2%. O valor mais expressivo foi EER que teve aumento em média de 100% chegando a 200% para a avicultura (Tabela 21 e Figuras 18 e 19).

Tabela 21. Comparação dos Indicadores Emergéticos considerando as externalidades negativas.

Indicador	Cálculo	Prop. 1	Prop. 2	Prop. 3	Prop. 4	Unid.
Transformidade	$Tr = Y/Qp$	189.498	603.738	599.954	614.488	seJ.J ⁻¹
Energia específica	Y/Massa total	5,16E+11	2,84E+12	2,37E+12	3,72E+11	seJ.kg ⁻¹
Renovabilidade	$\%R = 100 (R+M_R+S_R/Y)$	17,03	5,11	6,90	7,83	%
Taxa de investimento	$EIR = F/I$	3,23	104,65	104,16	36,79	-
Taxa de carga ambiental	$ELR = (N+M_N+S_N)/(R+M_R+S_R)$	4,87	18,58	13,50	11,78	
Taxa intercâmbio de energia	$EER = Y/[*seJ/\$]$	0,01	0,29	0,18	0,09	-

Estes dados comprovam a importância da contabilização dos valores de energia provenientes das externalidades dos sistemas para uma melhor interpretação e diagnóstico das propriedades em relação a sua sustentabilidade e utilização de recursos renováveis e não renováveis. Se forem contabilizados essas externalidades negativas, o sistema aumentaria a energia necessária para produzir, diminuindo assim a sua lucratividade. Neste sentido, os sistemas intensivos atuais somente são lucrativos pois não é contabilizado nem cobrado deles o impacto que a atividade faz a natureza. Se esse impacto fosse contabilizado, os produtores teriam que modificar a forma de produção para sistemas mais ecológicos e que utilizem menos recursos da natureza para voltarem a ser lucrativos.

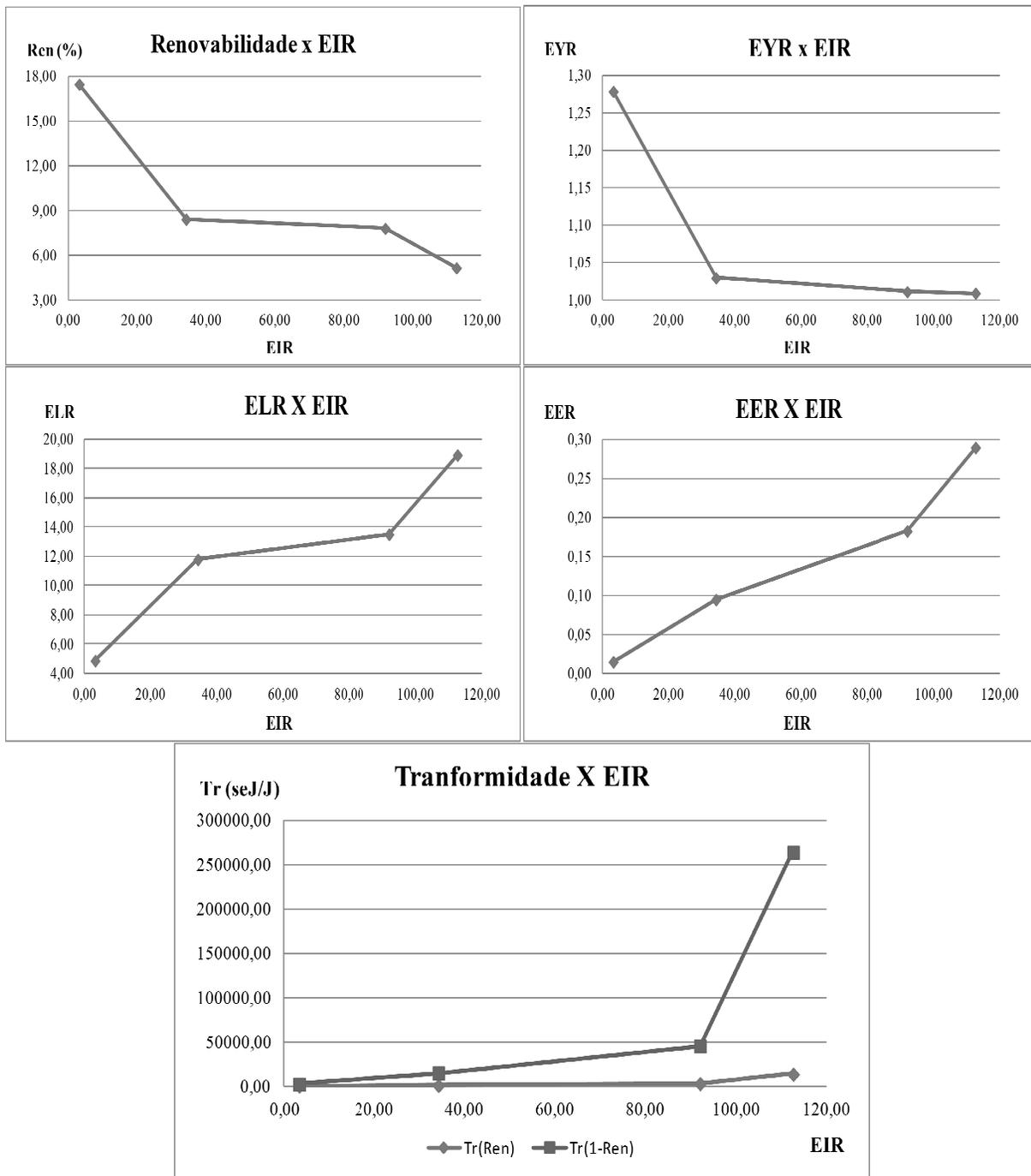


Figura 18. Gráficos dos indicadores energéticos em comparação ao EIR considerando as externalidades negativas.

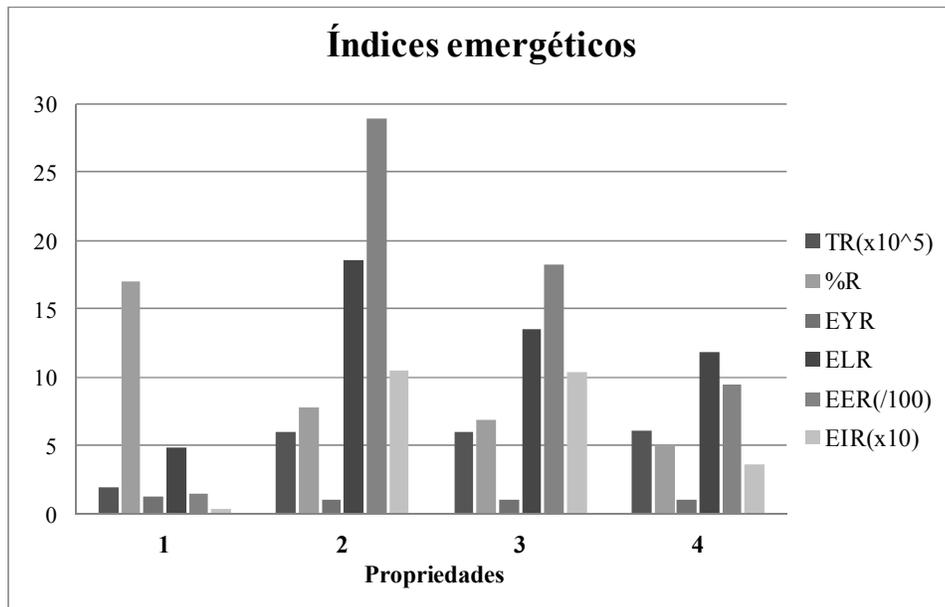


Figura 19. Gráfico dos indicadores emergéticos para as quatro propriedades considerando as externalidades negativas.

5.6. Obtenção da área de suporte da microbacia

Com base nos valores obtidos na Avaliação Emergética, foram calculados os valores da área de suporte para as quatro propriedades, a média e a área de suporte para a microbacia, como mostrado na Tabela 22.

Considerando todos os usos da terra na bacia, pode-se verificar que são necessárias áreas adicionais nas propriedades e na região para alcançar uma sustentabilidade na microbacia. Assim, a área adicional de floresta calculada através da abordagem SANPP para a microbacia é de 937 hectares, valor este equivalente a quase 65% da área total da bacia.

Se comparado com a área obtida considerando excesso de nutrientes, este valor é cerca de 6 vezes menor. Como a área de suporte calculada é apenas uma conversão da energia não renovável em área de floresta que possui a mesma quantidade de energia, porém considerada renovável, essa área de suporte não significa que as áreas de floresta irão fornecer todos os materiais, serviços e energia que os outros sistemas usam de fontes não renováveis (AGOSTINHO, 2009). Assim, uma maior eficiência no uso de recursos renováveis ou uma

menor utilização de recursos não renováveis provenientes da economia poderiam auxiliar no aumento da sustentabilidade do sistema.

Tabela 22. Obtenção da área de suporte da microbacia.

Área de suporte	Propriedade 1	Propriedade 2	Propriedade 3	Propriedade 4
Mns	2,03E+15	1,56E+17	5,17E+16	2,67E+16
Sns	6,19E+14	7,60E+15	5,43E+15	1,12E+15
Ns	7,61E+14	3,10E+13	2,61E+14	6,23E+14
Npp	13500	13500	13500	13500
Be	1,51E+07	1,51E+07	1,51E+07	1,51E+07
Tr	10000	10000	10000	10000
SANPP (ha)	1,67	80,20	28,15	13,94
UA	120	147	1148	222
SANPP _{UA}	0,01	0,55	0,02	0,06
Média SANPP _{UA} (ha)	0,16			
UA _{total}	5796,9			
SANPPTotal (ha)	937,4			

A propriedade que necessita de maior área adicional é a suinocultura, seguida da suinocultura com a biodigestão. Podemos verificar que quanto maior a intensidade energética (EIR) maior a área de suporte, isto é, quanto menor eficiência no uso de recursos renováveis (baixa potência emergética renovável) pela área considerada como referência, maior é a área de suporte necessária porque essa região tem a capacidade de fornecer baixa quantidade de recursos renováveis por hectare (Figura 20).

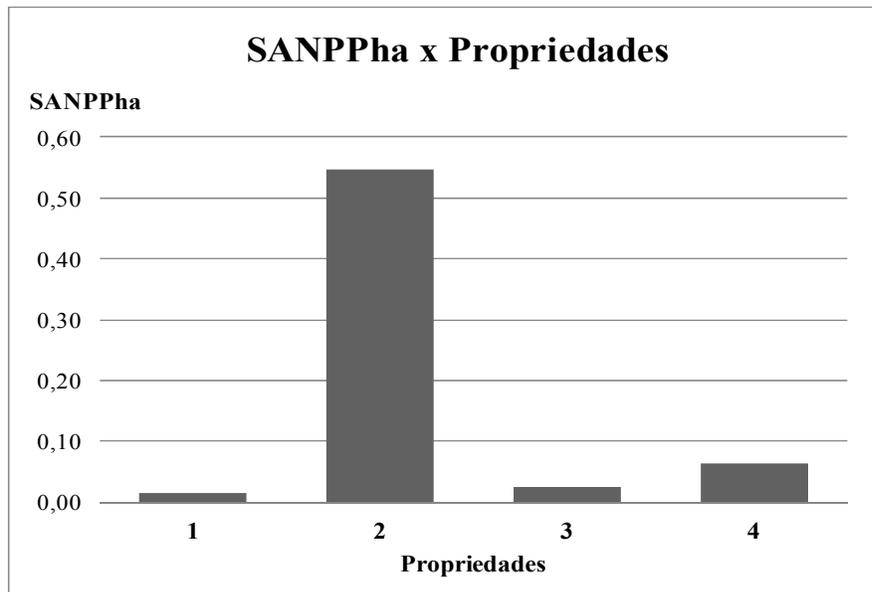


Figura 20. Gráficos da área de suporte para as quatro propriedades por hectare.

6. CONCLUSÃO

As metodologias utilizadas neste trabalho mostraram-se eficientes para descrever a sustentabilidade ambiental. O Balanço de nutrientes juntamente com o Sistema de Informações Geográficas foram capazes de avaliar e apontar os excedentes de nitrogênio e fósforo presentes nas propriedades e na microbacia. Além disso, a metodologia emergética foi capaz de avaliar as importantes contribuições dos fluxos ambientais e do trabalho humano utilizado nas diferentes atividades pecuárias na região assim como avaliar e quantificar apropriadamente o uso de energia, materiais e as externalidades negativas existentes nas propriedades, além da elaboração de índices relativos para uma definição dinâmica de sustentabilidade ambiental dos processos avaliados.

Os resultados obtidos do balanço de nutrientes mostram o uso excessivo de fertilizantes na região ocasionando um excesso de nitrogênio e fósforo no solo que, através processos de lixiviação e escoamento superficial, contaminam os rios e os lençóis freáticos além de emitir gases de efeito estufa. Assim, o uso controlado de fertilizantes químicos e adubos orgânicos, o tratamento de dejetos animais, o manejo de nutrientes do solo, o uso de inibidores de nitrificação, a integração da atividade florestal, agricultura e pecuária podem ser algumas das medidas para a redução da contaminação ambiental.

Os índices emergéticos mostraram que a bovinocultura é a atividade mais sustentável entre as atividades pecuárias, pois o sistema incorpora mais recursos renováveis ao sistema produtivo (maior Renovabilidade), requer menor energia (menor Transformidade), possui maior potencial para exportação de recursos locais com menor energia investida (maior EYR), tem menor dependência dos recursos da economia (menor EIR), e apresenta menor carga ambiental (menor valor de ELR).

Em contrapartida, a suinocultura foi a atividade menos sustentável. Esta atividade apresentou como sendo a atividade pecuária que utiliza menos recursos renováveis, possui menor potencial para exportação dos recursos locais, tem maior dependência dos recursos da economia e apresenta alta carga ambiental.

Em relação à utilização de biodigestores no tratamento de dejetos animais, os indicadores apontam uma melhora do sistema do ponto de vista ambiental: a Transformidade

do sistema foi diminuída, houve uma produção maior de energia pelo sistema diluindo a energia requerida, uma diminuição do valor do índice EIR, aumento da Renovabilidade, diminuição do ELR e o pequeno aumento do EYR.

O balanço energético-econômico dos quatro sistemas mostrou que todas as atividades são lucrativas aos produtores apresentando valores de EER menores que 1, sendo que a incorporação do biodigestor aumentou o valor do EER, diminuindo a lucratividade do sistema.

Em relação à área de floresta necessária para reter o excesso de nutrientes liberados na agropecuária da região, foram utilizados dois métodos e ambos avaliaram e quantificaram, de maneira satisfatória, as áreas necessárias para aportar o excesso de nutrientes de forma a tornar a atividade pecuária mais sustentável. Ambos os métodos forneceram valores elevados de área de absorção do impacto ambiental.

A microbacia tem 1.400 hectares, se fossem consideradas somente as entradas de energia não renovável no sistema como proposto pela metodologia de área de suporte energética, seria necessária uma área de 1.000 hectares (0,7/1).

Utilizando a metodologia de cálculo da área necessária de zonas úmidas (*wetlands*) para retirar o excesso de nutrientes que impactam o ambiente, o valor é bem maior, cerca de 6.000 hectares (4,3/1). Considera-se este valor mais confiável porque o método energético apenas converte a energia não renovável em área de floresta nativa que possui a mesma quantidade de energia.

O valor da área de absorção de impacto ambiental revela uma situação muito longe da ideal, de grande insustentabilidade e risco ambiental, justamente em um estado da nação que neste momento histórico lidera o processo de mudanças na legislação florestal visando à redução das áreas de mata nativa nas propriedades rurais.

Considerações finais

Uma limitação do presente trabalho está relacionada à baixa disponibilidade de dados a respeito de fluxos de nutrientes nas propriedades da microbacia. Muitos dados tiveram que ser estimados e obtidos a partir de trabalhos da literatura devido a escassez de informações reais e

medições feitas *in situ*. Assim, tornam-se fundamentais pesquisas no sentido de melhorar a identificação das características das diferentes atividades pecuárias, aprofundar estudos que ajudem na definição dos limites de população animal e atividade agrícola que cada sistema pode comportar de forma ambientalmente sustentável, servindo de suporte as legislações ambientais relacionadas à exploração pecuária.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABER, J.D., MELILLO, J.M. **Terrestrial Ecosystems**. Harcourt Academic Press, Second Edition, 2001, 556 p.
- AERTS, R.; CHAPIN III, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: re-evaluation of processes and patterns, p. 1-67. In: A.H. Fitter & D.G. Raffaelli (eds.). **Advances in Ecological Research**. v.30. San Diego, Academic Press. 2000.
- AGOSTINHO, F.D.R. Estudo da sustentabilidade dos sistemas de Produção agropecuários da bacia hidrográfica dos Rios Mogi-guaçu e Pardo através da Análise Emergética. **Tese** (Doutorado em Engenharia de Alimentos), Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas. 2009.
- AGOSTINHO, F.D.R. 226 p. Uso de análise emergética e sistema de informações geográficas no estudo de pequenas propriedades agrícolas. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2005.
- AGOSTINHO, F.; CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Forest area calculation to mitigate the environmental impact of a graphical industry: comparison between emergy and energy analysis. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, p.1535-1539. 2007.
- ALTMANN, N.; PAVINATO, A. Experiências da SLC Agrícola no manejo da fertilidade do solo no cerrado. **Informações Agrônomicas**, Piracicaba, n. 94, p. 1-4, 2001.
- AVANCINI, C.A. Aspectos críticos sobre a criação animal (versão preliminar). Texto de colaboração para o Painel: **A criação animal sob aspecto ético e ambiental**. Porto Alegre, setembro de 1995 (mimeo)
- BARGO, F.; MULLER, L.D.; DELAHOY, J.E.; CASSIDY, T.W.. Milk response to concentrate supplementation of high producing dairy cows grazing at two pasture allowance. **Journal of Dairy Science**, v.85, n.7, p.1777-1792, 2002.
- BASSO, C. J et. al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n.6, p.1773-1778, nov-dez, 2004.
- BERNHARDT, C.; ZHAO, M.; GONZALEZ, A.; LLOYD, A.; SCHIEFELBEIN J.. The bHLH genes GL3 and EGL3 participate in an intercellular regulatory circuit that controls cell patterning in the Arabidopsis root epidermis. **Development**, v. 132, p. 291–298, 2005.
- BERNHARDT, E.S., PALMER, M.A., ALLAN, J.D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S. Synthesizing US river restoration efforts. **Science**, v. 308, p. 636-637. 2005.
- BERTO, J.L. 200p. Balanço de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental. **Tese** (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), UFRGS, Porto Alegre. 2004.
- BERTO, J.L.; BERTO, J.L. O balanço anual de nitrogênio (N) em sistemas de criação leiteiros no oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.1, 2007.

- BEZERRA, M.O. Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso de solo com ênfase no papel da floresta ripária. **Dissertação** (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- BLESS, H-G.; BEINHAUER, R.; SATTELMACHER, B. Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. **Journal of Agricultural Science**, v.117, n.1, p.225-231, 1991.
- BOJORQUESTAPIA, L.A.; AZURA, I.; EZCURRA, E.; FLORESVILLELA, O. Identifying conservation priorities in Mexico through Geographical Information Systems and Modeling. **Ecological Applications**, **Washington**, v.5, n.1, p. 215-231, 1995
- BONILLA, A.L.C. Balanço de nitrogênio em microbacias pareadas (floresta x pastagem) no Estado de Rondônia. 69p. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) – escola Superior de Agricultura “Luiz de Quiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- BOTKIN, D.B, KELLER, E.A. **Environmental Science: Earth as a living planet**. 5. ed. Hoboken: John Willey e Sons, 2005. 664 p.
- BOUWMAN, A.F. et al., A global high-resolution emission inventory for ammonia, **Glob. Biogeochem**, v. 11 p. 561–587. 1997.
- BRANDT-WILLIAMS, S. L. **Handbook of Emergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergy Computation** Issued in a Series of Folios. 2002. Folio no 4 - Emergy of Florida Agriculture. Center for Environmental Policy, Environmental Engineering Sciences, Univ. of Florida, Gainesville, 40 pp. Disponível em: <<http://www.ees.ufl.edu/cep/>>. Acesso em agosto. 2010.
- BREAUX, A. M. **The use of hydrologically altered wetlands to treat wastewater in coastal Louisiana**. 1992. Dissertation. Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA.
- BREMNE, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 49, p. 7-16, 1997
- BRIX, H.; SORRELL, B.K.; LORENZEN, B. Are phragmites-dominated wetlands a net source or a net sink of greenhouse gases? **Aquatic Botany**, v. 69, p. 313–324. 2001.
- BROWN, A.E.; ZHANG, L.; McMAHON, T.A.; WESTERN, A.W.; VERTESSY, R.A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 28-61, 2005.
- BROWN, M.T. e ULGIATI, S. Emergy analysis and environmental accounting. **Encyclopedia of Energy**, v. 2, p. 329-354. 2004.
- BÜLL, L. T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. POTAFÓS, Piracicaba, 1993. 63 p.

- CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 117-138.
- CAMPANA, N.; EID, N.J.. Monitoramento do uso do solo. In: PAIVA, J.B.D. de; PAIVA, E.M.C.D. de. Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: **Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, p. 507-529. 2001.
- CAMPOS, S.; SILVA, M.; PIROLI, L.; CARDOSO, L.G.; BARROS, Z.X. Evolução do uso da terra entre 1996 e 1999 no município de Botucatu-SP. **Engenharia Agrícola**, v.24, n.1, p.211-218, 2004.
- CARVALHO, T. M., LATRUBESSE, E. M. Aplicação de Modelos Digitais de Terreno (MDT) em análises macrogeomorfológicas: o caso da bacia hidrográfica do Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.1. p.85-93, 2004.
- CAVALETT, O. Análise de ciclo de vida da soja. **Tese** (Mestrado em Engenharia de Alimentos), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas. 2008.
- CAVALETT, O. Análise emergética da piscicultura integrada à criação de suínos e de pesque-pagues. 139 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia de Alimentos), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas. 2004.
- CAVALETT, O., QUEIROZ, J.F.DE., ORTEGA, E. Emery assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. **Ecological Modelling**, v. 193, p. 205-224. 2006.
- CERETTA, C.A. Fracionamento de N orgânico, substâncias húmicas e caracterização de ácidos húmicos de solo em sistemas de cultura sob plantio direto. **Tese** (Doutorado Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia Porto Alegre, 127 p. 1995
- CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Resíduo líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov-dez. 2005.
- CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Adubação nitrogenada no sistema plantio direto. In: NUERNBERG, N.J., ed. Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Núcleo Regional Sul, Lages p.111-120, 1998.
- CHADWICK, D.R.; WEERDEN, T.; MARTINEZ, J.; PAIN, B.F. Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter system (Solepur process) in Brittany, France. **Journal of Agricultural Engineering Research**, London, v. 69, n. 1, p. 85-93, 1998.

CHEN, D. J.; LU, J.; SHEN, Y. N.; DAHLGREN, R. A.; JIN, S. Q. Estimation of critical nutrient amounts based on input–output analysis in an agriculture watershed of eastern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 134, n. 3, p. 159-167, 2009.

CMMAD. Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso futuro comum**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 1988.

COELHO, A.M., FRANÇA, G.E. **Seja o doutor do seu milho – nutrição e adubação**. 2.ed. Piracicaba: Potafós, 1995 (Arquivo do agrônomo,2).

COELHO, O., ORTEGA, E., COMAR, V. **Balanco de Emergia do Brazil (Dados de 1996, 1989 e 1981)**. In: Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável. 2003. Enrique Ortega (Organizador). Disponível em <http://www.fea.unicamp.br/docentes/ortega/livro/index.htm>. Acesso em 17 jan. 2011.

COMAR, M. V. Avaliação Emergética de Projetos Agrícolas e Agro-industriais: A busca do desenvolvimento Sustentável.. **Tese** (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Estadual de São Paulo, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas, 1998.

CONCÓRDIA. Prefeitura municipal de Concórdia, SC. **Geografia municipal**. Disponível em <http://www.concordia.sc.gov.br/conteudo/?item=26170&fa=2853>. Acessado em 27 de novembro de 2011.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 261-266, Mar./apr. 1998.

COSMAN, N. J. Transporte de nutrientes e bactérias por escoamento superficial devido a aplicação de água residuária da suinocultura no solo. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2010.

CRUZ, J.L.; PELACANI, C.R.; CARVALHO, J. E. B.; FILHO, L.F.S.S.; QUEIROZ, D.C.. Níveis de nitrogênio e a taxa fotossintética do mamoeiro “golden”. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.37, n.1, p.64-71, jan-fev, 2007 Cruz et al.Lelis et al. (2010),

CRUZ; M.C.S.; VÉRAS; A.S.C.; FERREIRA; M.A.; BATISTA; A.M.V.; SANTOS; D.C.; COELHO; M.I.S. Balanço de nitrogênio e estimativas de perdas endógenas em vacas lactantes alimentadas com dietas contendo palma forrageira e teores crescentes de uréia e mandioca, **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 47-56, 2006.

CUADRA, M., RYDBERG, T. Emery evaluation on the production, processing and export of coffee in Nicaragua. **Ecological Modelling**, v. 196, p. 421-433. 2006.

DAHL; T.E.; YOUNG; R.D.; CALDWELL, M.C. Monitoring wetlands across large-scale ecosystems, **GIS World**, Philadelphia, v. 9, n.7, p. 58-60, 1996

DAL BOSCO, T. Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada. 2007. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, cascavel PR, 2007.

DANES, M.A.C.. Teor de proteína no concentrado de vacas em lactação mantidas em pastagens de capim elefante. 117 p. **Dissertação** (mestrado em Ciências), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 2010.

DAY, J. W. e al. The use of wetlands in the Mississippi Delta for wastewater assimilation: a review. **Ocean & Coastal Management**, v. 47, p. 671–691, 2004.

DE ZEN, S.; BARIONI, L.G.; BONATO, D.B.B.; ALMEIDA, M.H.S.P.; RITTL, T.F. **Pecuária de corte brasileira: impactos ambientais e emissões de gases efeito estufa (GEE)**. Piracicaba, maio de 2008.

DEL CLARO; G.R.; ZANETTI; M.A, SALLES; M.S.V.. Influência da dieta aniônica no balanço macromineral em novilhos holandeses. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária Zootecnia**, vol. 54, no 3, Belo Horizonte, 2002.

DIEST, V. A. Volatilización del amoníaco en los suelos anegados, y sus repercusiones en el rendimiento de arroz. **Noticiarios de la Comisión Internacional del arroz**, FAO, v. 37, p. 1-6, 1988.

EHLERS, E. Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma. São Paulo: **Livros da Terra**, 1996. 178 p.

ENSMINGER, M. E., OLDFIELD, J.E.; HEINEMANN, W.W. **Feeds & Nutrition**. 2 ed. Clovis, California, The Ensminger Publishing Company. 1544 p. 1990.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S. A. Disponível em: <[www.epagri.rctsc. br](http://www.epagri.rctsc.br)> Acesso em: 15 março 2011.

ERNANI, P.R. **Disponibilidade de nitrogênio e adubação nitrogenada para macieira**. Lages: Grafel, 2003. 76p.

ERNANI, P.R.; SANGOI, L. & RAMPAZZO, C. Lixiviação e imobilização de nitrogênio num Nitossolo como variáveis da forma de aplicação da uréia e da palha de aveia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 26:993-1000, 2002

FARDEAU, J.C. Dynamics of phophate in soils. An isotopic outlook, **Fert Resource**, v. 45, p. 91-100, 1996

FARINASSO, M., JÚNIOR, O. A.C., GUIMARÃES, R. A. T., GOMES, R. A. T., RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS - Equação Universal de Perdas de Solo, utilizando novas metodologias em SIG para o cálculo dos seus fatores na região do Alto Parnaíba - PI - MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 2, p. 73-85, 2006.

FELSEMBURGH, C.V. Nitrogênio total em folhas e sua relação com o incremento em biomassa de florestas primárias e manejadas na Amazônia. **Dissertação** (mestrado em Ciências de Florestas tropicais), Universidade Federal do Amazonas, 2006.

FIGUEIRA, A.M.S. Mudanças no uso e cobertura do solo na Amazônia e suas implicações no ciclo de nitrogênio. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; HOWARTH, R. W.; BOYER, E. W.; DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, n. 1/2, p. 61-89, 2006.

FIRESTONE, M.K. 1982. Biological denitrification. pp. 289-318. In Stevenson, F.J. (ed.). **Nitrogen in Agricultural Soils**. Agronomy 22. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO and International Fertilizer Industry Association – IFA. **Estimaciones globales de la emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas**. 1ª versión, publicada por la FAO y IFA. Rome, 2004.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION –FAO. **Livestock's long shadow: environmental issues and options**. Roma, FAO, 390p. 2006.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO. **Assessment of soil nutrient balance: approaches and methodologies**, by Roy, R.N. et al. FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin, paper n.14, Rome, 2003.

FORTI, M.C.; BICUDO, D.C.; BOUROTTE, C.; CICCIO, V. de; ARCOVA, F.C.S Rainfall and throughfall chemistry in the atlantic Forest: a comparison between urban and natural áreas (São Paulo State, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v.9, n.6, p. 570-585, 2005.

GALVÃO, S. R. S. ET AL. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco de bovinos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105. 2008.

GAO, L. et al. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake. **Environmental Geology**, Berlin, v. 48, n. 7, p. 835-844, Oct. 2005.

GASPAR, R.M.B.L. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo - PR. 106 f. **Dissertação** (Mestrado em Planejamento e Estratégia Organizacional) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

GOOD PRACTICE GUIDANCE AND UNCERTAINTY MANAGEMENT IN NATIONAL GREENHOUSE GAS INVENTORIES. **IPCC**, Switzerland, 2000.

GORDON, R. et al. Field estimates of ammonia volatilization from swine manure by a simple micrometeorological technique. **Canadian Journal of Soil Science**, v.68, n.2, p.369-380, 1988.

GREEN, K.; BERNATH, S.; LACKLEY, L.; BRUNENGO, M.; SMITH, S. Analysing the cumulative effects of forest practices: where do we start. **Geo Info Systems**, Norman, v.3, n. 2, p. 31-41, 1993.

GROFFMAN; P.M.; CRAWFORD, M.K. Denitrification potential in urban riparian zones. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1144-1149, 2003.

HAUSCHILD, L. LOVATTO, P.A.; GUAREZ, G.; SOUZA, B.; ALEBRANTES, L.; SARTOR, C. Digestibilidade, balanços do nitrogênio e fósforo de dietas para suínos contendo diferentes níveis de trigoilho em substituição ao milho com ou sem adição de enzimas. **Ciência Rural**. v.44, p. 1557-1562, 2004.

HILL, M.J.; DONALD, G.E.; VICKERY, P.J.; FURNIVAL, E.P. Integration of satellite remote sensing, simple bioclimatic models and GIS for assessment of pastoral development for a commercial grazing enterprise. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Collingwood, v. 36, n.3, p. 309-321, 1996.

HORNBECK, J.W.; ADAMS, M.B.; CORBETT, E.S.; VERRY, E.S.; LYNCH, J.A. Long term impacts of Forest treatments on water yield: a summary for Northeastern USA. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, p. 323-344, 1993.

HOWARTH, R. W., G. BILLEN, D. SWANEY, A. TOWNSEND, N. JAWORSKI, K. LAJTHA, A. DOWNING, R. ELMGREEN, N. CARACO, T. JORDAN, F. BERENDSE, J. FRENEY, V. KUDEYAROV, P. MURDOCH, AND Z. ZHAO-LIANG. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. **Biogeochemistry** v. 35, p. 181-226, 1996.

HU, J.; SHEN, Q.; LIU, Y. Mobility of different phosphorus pools in the sediment of Lake Dianchi during Cyanobacterial blooms. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 132, n.1, p. 141-153, Oct. 2007.

HUNTER et al. Impacts of secondarily treated municipal effluent on a freshwater forested wetland after 60 years of discharge. **Wetlands**, Vol. 29, No. 1, March 2009, p. 363–371, 2009.

IPCC. 1995. Climate Change 1994. **Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios**. Cambridge: Cambridge University Press. 339p.

IPPOLITI-RAMILO, G.A.; EPIPHANIO, J.C.N.; SHIMABUKURO, Y.E.; FORMAGGIO, A.R. Sensoriamento remoto orbital como meio auxiliar na previsão de safras. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v.46, n.1, p.89-101, 1999.

JACKSON, A.R.W, JACKSON, J.M.. **The natural environment and human impact**. Environmental Science, 1. ed. Harlow: Longman, 1996. 370p.

JENSEN, J.R. Sensoriamento remoto ambiente: uma perspectiva em recursos terrestre / tradução José Carlos Neves Epiphanyo (coord.) – São José dos Campos, SP, **Parêntese**, 2009.

KATSEV, S. et al. Factors controlling long-term phosphorus efflux from lake sediments: exploratory reactive-transport modeling. **Chemical Geology**, Toulouse, v. 234, n. 2, p. 127-147, Oct. 2006.

- KEENEY, D.R. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. In: STEVENSON, F. J. Nitrogen in agricultural soils. **Soil Science Society of America**, Madison, p. 605-649, 1982.
- KLEEBERG, A.; KOZERSKI, H. P. Phosphorus release in Lake Grober Muggelsee and its implications for lake restoration. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 342/343, n. 0, p. 9–26, Jan. 1997.
- KO, J. et al. A comparative evaluation of money-based and energy-based cost–benefit analyses of tertiary municipal wastewater treatment using forested wetlands vs. sand filtration in Louisiana. **Ecological Economics**, v. 49, p. 331– 347, 2004.
- LAKE, B. A. et al. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the Total Environment**, St. Louis, v. 373, n.3, p. 534-541, Feb. 2007.
- LELIS, G.R.; ALBINO, L.F.T.; SILVA; C.R.; ROSTAGNO; H.R.; GOMES; P.C.; CAMILA GALDERETO BORSATTO, C.G. Suplementação dietética de fitase sobre o metabolismo de nutrientes de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, n.8, p.1768-1773, 2010.
- LILLESAND, T.M. AND KIEFER, R.W. Remote Sensing and Image Interpretation. 2nd edition, **John Wiley and Sons Publishers**. 1987.
- LIMA, M.A.. Emissão de gases de efeito estufa provenientes de sistemas agrícolas no Brasil. **In: Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**. p. 38-43. EMBRAPA Meio Ambiente, Jaguariúna – SP. 2002.
- LINQUIST, B.A.; SINGLETON, P.W.; YOST, R.S.; CASSMAN, K.G. Aggregate size effects on the sorption and release of phosphorus in an Ultisol, **Soil Science Society of American Journal**, v. 61, p. 160-166, 1997.
- LOWRANCE, R. R.; TODD, R.L.; J. FAIL Jr., J. O. Hendrickson, Jr., R. Leonard, and L. Asmussen. 1984. “Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds,” **Bioscience**, v. 34, p.374–377. 1984
- LUCAS JR., J. Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios. 113p. **Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal**. 1994
- MAEDA, E. E., ARCOVERDE, G. F. B., FORMAGGIO, A. R., SHIMABUKURO, Y. E. Evaluation of the potentiality of wfi/cbers-3 sensor data for land use and land cover classification. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 60, n. 1, p. 70-87, 2008.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G C. **Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2 ed., 319 p. 1997

- MALTA, L.R. dos S. Simulação do balanço e transporte de nitrogênio e fósforo provenientes de dejetos animais aplicados em áreas agrícolas. Estudo de caso: Bacia do rio Toledo, Paraná, Brasil. **Tese** (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- MANDER, Ü.; KUUSEMETS, V.; IVASK, M. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from the Porijogi River catchment, Estonia. **Landscape and Urban Planning**, v. 31, p. 333-348. 1995.
- MARÇAL, R.P.; PALHARES, J. C. P. **Estudo de caso de uma propriedade do meio oeste catarinense como justificativa para uma abordagem sistêmica do balanço de nutriente**. IIº Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental “Sociedade e Sustentabilidade”. 2006.
- MARINI, J.; VANAMBURH, M. Partion of Nitrogen Excretion in Urine and the Feces of Holstein Replacement Heifers. **Journal of Dairy science**, Champaign, v. 88, p. 1778-1784, 2005.
- MARQUES, J.F.; PAZZIANOTTO, C.B. Custos econômicos da erosão do solo: estimativa pelo método de reposição de nutrientes – Simulação do custo econômico da erosão. In: Embrapa, **Comunicado técnico**, 23, Jaguariúna, SP, 2004.
- MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. San Diego: **Academic press**, 2 ed., 888p, 1995.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda fácil, 2001. 143 p.
- MELO, W.J. **Matéria orgânica, nitrogênio e enxofre: curso de atualização em fertilidade do solo**. Jaboticabal: ANDA, 1978. 66p.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38. Porto Alegre, 2002.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria n.º 518, de 25 de março de 2004**. Disponível em <http://www.saneago.com.br/novasan/leis/port518.pdf>. Acesso em: 13 de jan. de 2009.
- MIRANDA, C.R.. Avaliação de estratégias para a sustentabilidade da suinocultura. **Tese** (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C.; SEIFFERT, N.F.; PAIVA, D.P.; SILVA, A.P. Diagnóstico sócio-econômico e ambiental da sub-bacia hidrográfica do Lageado dos Fragosos – Cóncordia-SC. In: Congresso Interamericano de Ingenieria sanitaria y ambiental, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: 2000. 1 CD.
- MITSCH, W. J. Systems analysis of nutritnt disosal in cypress wetlands and lake ecosystems in Florida. 1975. **Dissertation**. University of Florida.

- MOAL, J.F. et al. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, v.125, n.2, p.245-252, 1995.
- MOE, K.A.; SKEIE, G.M.; BRUDE, O.W.; LOVAS, S.M.; NEDREBO, M.; WESLAWSKI, J.M. The Svalbard intertidal zone: a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity vulnerability and impact analyses. **Spill Science & Technology Bulletin, Kidiington**, v. 6, n. 2, p. 187-206, 2000.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª edição. Editora UFPA, Lavras, 729p. 2006.
- MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O.; ARAI, E.; ESPIRITO-SANTO, F. DEL B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansions changes dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, p. 14637-14641, 2006.
- MULLIGAN, F.J.; DILLON, P.; CALLAN, J.J.; RATH, M.; O'MARA, F.P. Supplementary Concentrates Type Affects Nitrogen Excretion of Grazing Dairy Cows. **Journal of Dairy Science**, Savoy, v. 87, p. 3451-3460, 2004.
- NAIMAN, R.J.; ROGERS, K.H.. "Large Animals and System-Level Characteristics in River Corridors: Implications for River Management," **Bioscience**, v.47, p. 521-529. 1997.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F., CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, Viçosa, 1017p. 2007.
- NYE, P.H.; STAUNTON, S. The self-diffusion of strongly adsorbed anions in soil: a two-path model to simulate restricted access to exchange sites. **European Journal of soil Science**, v. 45, p. 145-152, 1994.
- ODUM, H.T. **Emergy Accounting**. Environmental Engineering Sciences. **University of Florida**, Gainesville, Florida, USA. 2000.
- ODUM, H. T. **Environmental accounting: emergy and environmental decision making**. New York: John Wiley & Sons. 363 p. 1996.
- ODUM, H. T. et al. **Forested Wetlands of Florida – their management and use: final report**. **Division of State Planning of Florida**. Division of State Planning of Florida. University of Florida. p. 267-281, 1976.
- ODUM, H.T., BROWN, M.T., BRANDT-WILLIAMS, S.L. **Handbook of Emergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergy Computation Issued in a Series of Folios**. Folio no 1 - Introduction and Global Budget. 2000. Center for Environmental Policy, Environmental Engineering Sciences, Univ. of Florida, Gainesville, 17 pp. Disponível em <http://www.ees.ufl.edu/cep/>. Acesso em 22 mar. 2010.
- OENEMA, O.; TAMMINGA, S. Nitrogen in global animal production and management options for improving nitrogen use efficiency, **Science China**, v. 48, p. 1 –17. 2005.

- OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, W. S. Balanço do nitrogênio (15N) da úreia nos componentes de uma pastagem de capim-marandu sob recuperação em diferentes épocas de calagem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n.6, (supl.), p. 1982-1989, 2007.
- OLSON, R.A.; KURTZ, L.T. Crop nitrogen requirements, utilization, and fertilization. In: STEVENSON, F.J., ed. Nitrogen in agricultural soils. Madison, **Soil Science of American**, p.567-604. 1982.
- ORALIETA, J. R., VALLE, F. L. R., TELLO, E. Preserving and destroying soils, transforming landscapes: soils and land-use changes in the Valle's County (Catalunya, Spain) 1853-2004. **Land Use Policy**. v. 25, p. 474-484, 2008.
- ORTEGA, E. “Emergy analysis to discuss sustainability, family work and fair price in soybean production”, “Agenda 21 and Rio+10: a framework to discuss Energy and Development”. **Seminário Evangélico de Loccum**, Alemanha. Novembro, p. 4-13, 2002a.
- ORTEGA, E. **Contabilidade e Diagnóstico dos Sistemas Usando os Valores dos Recursos Expressos em Emergia**. <http://www.unicamp.br/fea/ortega/extensao/resumo.pdf>. Acesso em 24 de maio de 2010, 2002b.
- ORTEGA, E. et al. **Manual de cálculo de emergia**. 2002. Disponível em: <http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/manual.htm>. Acessado em 20 de maio de 2010
- ORTEGA, E., ANAMI, M., DINIZ, G. **Certification of food products using emergy analysis**. In: III International Workshop Advances in Energy Studies. 2002. Porto Venere, Italy, p. 227-237.
- ORTEGA, E.; MILLER, M.; ANAMI, M. **From emergy analysis to public policy: soybean in Brazil**. Proceedings of Second Biennial Emergy Analysis Research Conference: Energy Quality and Transformities., Gainesville, Florida. Chaper 3 of Proceedings. 2001. 18p.
- OSBORNE, L. L. E KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in the water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, v. 29, p. 243-258. 1993.
- OSTWALD, M. GIS-based support tool system for decision-making regarding local Forest protection: illustrations from Orissa, India. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 1, p. 35-45, 2002.
- PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. 2000. Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas Ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In **Matas ciliares: conservação e recuperação** (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, eds.). Editora da USP/Fapesp, São Paulo, p.109-123
- PALHARES, J.C.P.; BIESUS, L.L.; KICH, J. D.; BESSA, M.C.; CURIOLETTI, F.; COLDEBELLA L., Caracterização química dos esterco de suínos e de bovinos de leite, **II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais**, v. 2, Concórdia, SC, 2011.

- PANIGRAHY, S.; CHAKRABORTY, M. An integrated approach for potato crop intensification using temporal remote sensing data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 53, n.1, p. 54-60, 1998
- PANZIERI, M., MARCHETTINI, N., HALLAM, T.G. Importance of the *Bradhyrizobium japonicum* symbiosis for the sustainability of a soybean cultivation. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 301-310.2000.
- PANZIERI, M.;MARCHETTINI, N.;RIDOLFI, R. Environmental Certification: a Scientific tool for Sustainability. Evaluation of Possible indicators for the environmental Performance Evaluation (EPE) of Ravenna Province (Italy). **Ann. Chim.**, v. 93, p. 429-438, 2003.
- PARKIN, T. B. Soil microsites as a source of denitrification variability. **Soil Science Society America journal**, v. 51, p. 1194-9. 1987
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. California: Academic Press, 1996. 340 p.
- PAULLETI, V. Rendimento de soja, milho e feijão com estratégias de aplicação de adubo mineral, no sistema plantio direto. 2006. **Tese** (doutorado em Agronomia), Universidade federal do Paraná. 2006
- PERDOMO, C.C.; CAZZARÉ, M. **Sistema Dalquim de tratamento de resíduos animais**. Concórdia: EMBRAPA/CNPISA, 2001. (Comunicado Técnico, 284)
- PERKINS, R. G.; UNDERWOOD, G. J. C. The potential for phosphorus release across the sediment–ware interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. **Water Research**, London, v. 35, n. 6, p. 1399–1406, Apr. 2001.
- PETERJOHN, W.T.; DCORRELL, D.L. “Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observation on the Role of a Riparian Forest,” **Ecology**, v.65, p. 1466–1475. 1984.
- POACH et al. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 183-197. 2003.
- POACH et al. Swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 165-175. 2004.
- PURDUE UNIVERSITY. **Cooperative Extension Service. Animal manure as a plant nutrient resource**. Indiana, 1994. 20p.
- RABELO, F. G.; ZARIN, D. J.; OLIVEIRA, F. DE A.; JARDIM, F. C. DA S. 2002. Diversidade, composição florística e distribuição diamétrica do povoamento com DAP = 5cm em região do estuário do Amapá. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, p. 91 – 112.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.D.; CORREA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Viçosa, MG: NEPUT,, 1995, 304p.

- RHEINHEIMER, D. S. **Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos**. 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- RICHARDSON, C. J. Wetlands. In: **Water resources handbook**. McGraw-Hill. 1996. p. 13-19.
- ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 81, n.3, p. 515-523, 2001.
- ROY, P. T. J. C.; SLUIS, J. W.; TOLKAMP, H. H. Primavera: Decision support system for integral water management. **European Water Pollution Control**. New York, v. 5, n. 1, p. 6-9, 1995
- ROY, P.S.; TOMAR, S. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. **Biological Conservation**, v. 95, p. 95-109. 2000
- SACHS, I. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Garamond, 2000.
- SANTA CATARINA. FATMA. **Instrução Normativa nº 11**. Estabelece as diretrizes para o licenciamento ambiental de suinoculturas. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>>. Acesso em: 01 out. 2010
- SCHEER, M. A. P. S., ROCHA, J. V. Detecção de mudanças no uso da terra no município de sertãozinho (SP) por meio de técnicas de geoprocessamento, 1981 - 2001. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 28, n. 2, agosto de 2006.
- SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry: Na Analysis of Global Change**. 2nd Ed. San Diego, Academic Press, 997. 588p
- SCHULTEN, H.R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology Fertility Soils**, Berlin, v.26, p.1-15, 1998.
- SILVA, A.P. Diagnóstico sócio, econômico e ambiental: aspectos sobre a sustentabilidade da bacia hidrográfica dos Fragosos- Concórdia/SC. 205p. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2000.
- SILVA, J.X DE; ZAIDAN, R.T. (Org). **Geoprocessamento & análise ambiental**. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2004. 368p.
- SMALING, E.M.A.; OENEMA, O.; FRESCO, O. Nutrient Disequilibria in Agroecosystems, **CABI**, Wallingford, 1999.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed., Porto Alegre, 2004.

SOIL AND WATER QUALITY: AN AGENDA FOR AGRICULTURE. Committee On Long-Range Soil And Water Conservation Policy, National Research Council. **National Academies Press**, 1993.

SOMMER, G.S. et al. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broad spread to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. **Journal of Environmental Quality**, v.26, n.4, p.1153-1160, 1997.

SOMMER, G.S.; HUTCHINGS, N.J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SONDERGAARD, M.J.; JENS, P.; JEPPESEN, E. Role sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v.506, n. 2, p. 135-145, Nov. 2003.

SOUZA, A.M.. Sustentabilidade e viabilidade econômica de um projeto de microdestilaria de álcool combustível em um grupo de agricultores do assentamento gleba xv de novembro. 2010. **Tese** (Doutorado em Engenharia de Alimentos), Faculdade de Engenharia de Alimentos, UNICAMP. Disponível em <http://www.fea.unicamp.br/alimentarium>. Acesso em 20 set. 2011.

STEVENSON, F. J. Origin and distribution of N in soil. In: F. J. STEVENSON (ed.) Nitrogen in Agricultural soil. **American society of Agronomy**, Madison, WI. 1982

STEVENSON, F.J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. Ney York: John W., 380p. 1986.

SUTTON, A. J.; FISHER, T. R. Historical changes in water quality at german Branch in chop tank river basin. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 199, n. 4, p. 353-369, 2009.

TAMMINGA, S. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production, **Livestock Production Science**, v.84, p. 101– 111. 2003.

TEMESGEN, B.; MOHAMMED, M.U; KORME,T. Natural hazard assessment using GIS and remote sensing methods, with particular reference to the landslides in the Wondogenet area, Ethiopia. **Physics and Chemistry of the Earth. Part C – Solar Terrestrial and Planetary Science**. Kidlington, v. 26, n. 9, p. 665-675, 2001.

TERROR, V.L.; SOUSA, H.C.; KOZOVITS, A.R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude, **Acta Botanica Brasilica**, v.25, n.1, Feira de Santana, 2011.

THOMPSON, R.B.; PAIN, B.F.; LOCKYER, D. R. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland - II: influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands.**Plant and Soil**, Dordrecht, v. 125, n. 1, p. 119-128, 1990.

TIEZZI, E.; BASTIANONI, S.; MARCHETTINI, N. Environmental cost and steady state: the problem of adiabaticity in the emergy value. **Ecological Modelling**, v. 90, p. 33-37, 1996.

- TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. **Soil Science Society of American Journal**. v. 68, p. 1429-1436, 2004.
- TUCCI, C.E.M; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 2, n.1, p. 135-154. 1997
- ULGIATI, S., ODUM, H.T., BASTIANONI, S. Emergy use, Environmental loading and sustainability, An emergy analysis of Italy. **Ecological Modeling**, v. 73, p. 215-268. 1994.
- USDA. **National engineering handbook: agricultural waste management field handbook** – part 651. 1996. United State Department of Agriculture. Disponível em: <http://www.wcc.nrcs.usda.gov/awn/>. Acesso em: 13 dezembro 2011.
- VERRISIMO, A.; SOUZA JUNIOR, C.; STONE, S.; UHL, C. Zoning of timber extration in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, Malden, v. 12, n. 1, p. 128-136, 1998.
- VERRUMA, M.R.; SALGADO, J.M. Análise química do leite de búfala em comparação ao leite de vaca. **Science Agriculture**, v.51, p.131-137, 1994.
- VIANA, M.T.S.; ALBINO, L.F.T.; ROSTAGNO, H.S.; SILVA, E.A.; MESSIAS, R.K.G.; PEREIRA, J.P.L. Efeito do uso de enzimas sobre o desempenho e metabolismo de poedeiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, n.6, p.1068-1073, 2009.
- VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L.. Nutrient cycling in moist Tropical forest. **Am. Ver. Ecol. Syst**, v. 17: p. 137-67. 1986.
- WELSCH, J. D. et al. Forested wetlands - Functions, benefits and the use of best management practices. **United States Department of Agriculture**. Resources: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, NA-PR-01- 95. 2004.
- WIETHÖLTER, S. **Adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1996. 44p.
- WILCKE, W.; GUNTER, S.; ALT, F.; GEIBLER, C.; BOY, J.; KNUTH, J.; OELMANN, Y.; WEBER, M.; VALAREZO, C.; MOSANDL, R. Response of water and nutrient fluxes to improvement fellings in a tropical montane Forest in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1292-1304, 2009.
- WILKINSON, JOHN. **As ciências sociais e o mundo rural** - impasses atuais, continuidades e desafios. 1996.
- XAVIER, A.C.; VETTORAZZI, C.A.; MACHADO, R.E. Relação entre índice de área foliar e frações de componentes puros do modelo linear de mistura espectral, usando imagens ETM+/Landsat. **Engenharia Agrícola**, v.24, n.2, p.421-430, 2004.

YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. **Como melhorar a eficiência da adubação nitrogenada do milho**. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 2000. 5 p. (Informações Agronômicas, 91).

YAN, T.; FROST, J.P.; AGNEW, R.E.; BINNIE, R.C.; MAYNE, C.S. Relationships among manure nitrogen output and dietary and animal factors in lactating dairy cows. **Journal of Dairy Science**, Lancaster, v. 89, p. 3981-3991, 2006.

YANAI, J.; LINEHAN, D.J.; ROBINSON, D.; YOUNG, I.M.; HACKETT, C.A.; KYUMA, K. & KOSAKI, T. Effects of inorganic nitrogen application on the dynamics of the soil solution composition in the root zone of maize. **Plant Soil**, v. 180, p. 1-9, 1996

8. APÊNDICES

APÊNDICE A. Obtenção da Transformidade da ração de aves.

Com base na formulação da ração utilizada pelas propriedades de avicultura da microbacia foi realizado o diagrama dos fluxos emergéticos para melhor entendimento e facilitar o cálculo da transformidade (Figura 12).

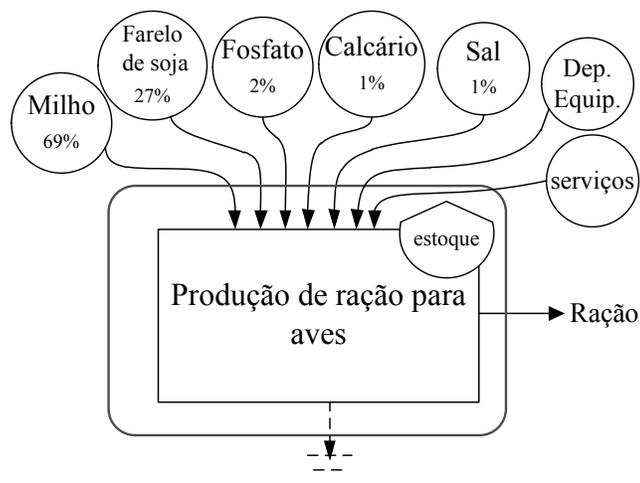


Figura 21. Diagrama sistêmico na produção de ração de aves.

Para o cálculo da Tr total foram utilizadas as Tr de cada matéria-prima utilizada na fabricação da ração e relacionada com a proporção existente composta por 69% de milho, 27% de farelo de soja, 2% de fosfato, 1% de calcário e sal (Tabela 23).

Tabela 23. Tabela do cálculo da Transformidade da ração de aves.

Matéria-prima	Transformidade (seJ/kg)	Referências	%	Transformidade relativa (seJ/kg)
Milho	8,30E+04	Odum, 1996	62,1	5,15E+04
Farelo de soja	2,98E+12	Cavalett, 2008	24,3	7,24E+11
Fosfato	6,55E+12	Brown e Ulgiati, 2004	1,8	1,18E+11
Calcário	1,00E+12	Brandt-Williams, 2002	0,9	9,00E+09
Sal	2,00E+12	Ortega et al., 2001	0,9	1,80E+10
Depreciação dos equipamentos			5,0	4,83E+10
Serviços			5,0	4,57E+10
Total (seJ/kg)				9,10E+11

APÊNDICE B. Obtenção da Transformidade da ração de suínos.

Com base na formulação da ração utilizada pelas propriedades de suinocultura da microbacia foi realizado o diagrama dos fluxos emergéticos para melhor entendimento e facilitar o cálculo da transformidade (Figura 13).

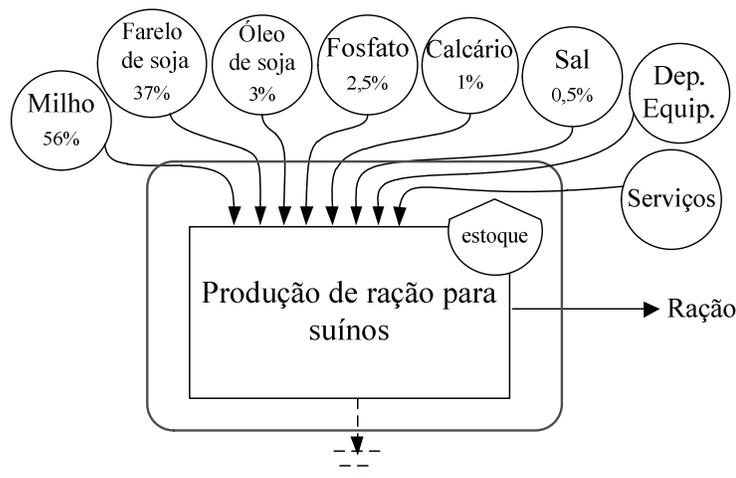


Figura 22. Diagrama sistêmico na produção de ração de suínos.

Para o cálculo da Transformidade da ração de suínos foi utilizada a Transformidade de cada matéria-prima utilizada na fabricação e relacionada com a proporção existente na ração, sendo esta composta por 56% de milho, 37% de farelo de soja, 3% de óleo de soja, 2,5% de fosfato, 1% de calcário e 0,5% de sal (Tabela 24).

Tabela 24. Tabela do cálculo da Transformidade da ração de suínos.

Matéria-prima	Transformidade (seJ/kg)	Referências	%	Transformidade relativa (seJ/kg)
Milho	8,30E+04	Odum, 1996	50,4	4,18E+04
Farelo de soja	2,98E+12	Cavalett, 2008	33,3	9,92E+11
Óleo de soja	1,35E+13	Cavalett, 2008	2,7	3,65E+11
Fosfato	6,55E+12	Brown e Ulgiati, 2004	2,25	1,47E+11
Calcário	1,00E+12	Brandt-Williams, 2002	0,9	9,00E+09
Sal	2,00E+12	Ortega et al., 2001	0,45	9,00E+09
Depreciação dos equipamentos			5,0	8,46E+10
Serviços			5,0	8,01E+10
Total (seJ/kg)				1,62E+12

APÊNDICE C. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 1.

Nota	Descrição
1	Sol, J
	Insolação = 3,42 kWh/m ² /dia [a]
	Albedo = 9,00 (%) [a]
	Conversão 1= 365 dias/ano
	Conversão 2 = 3600000 J/kWh
	Conversão 3 = 10000 m ² /ha
	Energia (J) = (insolação)*((100-albedo)/100)*(conversão 1)*(conversão 2)*(conversão 3)
	Energia (J) = 7,67E+11 J/ha/ano
2	Chuva, J
	Chuva = 2101 mm/ano ou L/m ² /ano [b]
	Conversão 1= 10000 m ² /ha
	Conversão 2= 1 Kg/L
	Energia da chuva = 5000 J/Kg
	Energia(J) = (precipitação)*(conversão 1)*(conversão 2)*(energia da chuva)
	Energia(J) = 1,97E+09 J/ha/ano
3	Vento, J
	Velocidade do Vento = 5,54 m/s [c]
	Densidade do ar = 1,30 kg/m ³
	Coef. de arraste = 1,00E-03 adimensional
	Conversão 1= 10.000,00 m ² /ha
	Conversão 2= 31.536.000,00 s/ano
	Energia (J) = (1,3 kg/m ³)*(velocidade) ³ *(coef. arraste)*(conversão 1)*(conversão 2)
	Energia(J) = 2,55E+07 J/ha/ano
4	Nitrogênio depositado da atmosfera, Kg
	N depositado anualmente = 1180,93 Kg/ano [d]
	Total = 22 Kg/ha/ano
5	Fósforo depositado da atmosfera, Kg
	P depositado anualmente = 448,95 Kg/ano [d]
	Total = 8 Kg/ha/ano
6	Perda de Solo, J
	Solo perdido = 6791,90 Kg/ha/ano [e]
	Média da matéria orgânica = 4 %
	Conversão 1= 5400 Kcal/Kg
	Conversão 2= 4186 J/Kcal
	Energia (J) = (Kg/ha/a)*(%mo/100)*(conversão 1)*(conversão 2)
	Energia (J) = 6,14E+09 J/ha/ano

7 Vacinas e medicamentos, US\$

Nº de cabeças =	120 UA	[f]
Consumo diário =	1,0 dose/ animal/ano	[h]
Preço =	1,34 USD/dose	[i]
Quantidade =	(nº cabeças)*(Consumo diário)*(dias)	
Quantidade =	161,28 US\$/ano	
Quantidade =	288 US\$/ha/ano	

8 Depreciação das instalações, US\$

US \$ =	2346,00 US\$	[g]
Vida útil	20,0 anos	
custo anual =	(US \$)/(vida útil)	
=	117,3 US\$/ha/ano	

9 Eletricidade, J

Tamanho da propriedade =	53,34 Ha	[f]
Consumo em reais =	R\$ 600,00 R\$/mês	[g]
Valor tarifa =	0,19593 R\$/KWh	[j]
Consumo por ano =	36748 Kwh/a	
Conteúdo de energia =	3,60E+06 J/KwH	
Energia (J) =	(consumo de energia)*(conteúdo de energia)/(área)	
Energia (J) =	2,48E+09 J/ha/ano	

10 Mão-de-obra, J

Tamanho da propriedade =	53,34 Ha	[f]
Número de pessoas =	4 pessoas	[g]
Tempo =	4 h/dia	[g]
Energia gasta no dia =	225 Kcal/h	
Conversão =	365 dias/ano	
Conversão =	4186 J/Kcal	
Energia(J) =	(pessoas)*(horas/dia)*(225 Kcal/hora)*(365 dias/ano)*(4186J/Kcal)	
Energia(J) =	1,03E+08 J/ha/ano	

[a] Obtido no website <http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>

[b] Obtido no website <http://www.cnpsa.embrapa.br>

[c] Obtido no website <http://www.inmet.gov.br>

[d] Calculado nesse trabalho por meio do balanço de nutrientes

[e] Estimado a partir do uso do solo, Marques e Pazzianotto (2004)

[f] Estimado por meio do mapa de uso e cobertura do solo obtido nesse trabalho

[g] Obtido por meio de questionários aplicados aos produtores da região.

[h] Obtido no website <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>

[i] Obtido no website <http://www.seab.pr.gov.br>

[j] Obtido no website <http://portal.celesc.com.br/>

APÊNDICE D. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 2.

Nota	Descrição		
1 Sol, J	Insolação =	3,42 kWh/m ² /dia	[a]
	Albedo =	9,00 (%)	[a]
	Conversão 1 =	365 dias/ano	
	Conversão 2=	3600000 J/kWh	
	Conversão 3 =	10000 m ² /ha	
	Energia (J) =	(insolação)*((100-albedo)/100)*(conversão 1)*(conversão 2)*(conversão 3)	
	Energia (J) =	1,88E+13 J/ha/ano	
	2 Chuva, J	Chuva =	2101 mm/ano ou L/m ² /ano
Conversão 1 =		10000 m ² /ha	
Conversão 2 =		1 Kg/L	
Energia da chuva =		5000 J/Kg	
Energia(J) =		(precipitação)*(conversão 1)*(conversão 2)*(energia da chuva)	
Energia(J) =		4,84E+10 J/ha/ano	
3 Vento, J	Velocidade do Vento =	5,54 m/s	[c]
	Vento geotrópico =	3,32 m/s	
	Densidade do ar =	1,30 kg/m ³	
	Coef.de arraste =	1,00E-03 adimensional	
	Conversão 1 =	10.000,00 m ² /ha	
	Conversão 2 =	31.536.000,00 s/ano	
	Energia (J) =	(1,3 kg/m ³)*(velocidade) ³ *(coef. arraste)*(conversão 1)*(conversão 2)	
	Energia(J) =	6,28E+08 J/ha/ano	
4 Nitrogênio depositado da atmosfera, Kg	N depositado anualmente =	1 Kg/ano	[d]
	Total =	0,5 Kg/ha/ano	
5 Fósforo depositado da atmosfera, Kg	P depositado anualmente =	0,4 Kg/ano	[d]
	Total =	0,2 Kg/ha/ano	
6 Perda de Solo, J	Solo perdido =	276,50 Kg/ha/ano	[e]
	Média da matéria orgânica =	4 %	
	Conversão 1=	5400 Kcal/Kg	
	Conversão 2=	4186 J/Kcal	
	Energia (J) =	(Kg/ha/a)*(%mo/100)*(conversão 1)*(conversão 2)	
	Energia (J) =	2,50E+08 J/ha/ano	

7 **Ração, Kg**

Tamanho da propriedade =	2,17	Ha	[f]
Nº de animais =	551	Cabeças	[g]
Consumo por animal =	27	Kg/ano	[h]
Quantidade Total =	(nº animais)*(consumo por animal)/ha		
Consumo =	6855,76	Kg/ha/ano	

8 **Vacinas e medicamentos, US\$**

Nº de animais =	551	animais	[g]
Consumo anual =	2,0	dose/ animal/ano	[h]
Preço =	0,45	R\$	[j]
Cotação US\$ =	1,65	R\$	[i]
Quantidade =	(nº animais)*(Consumo diário)*(dias)		
Quantidade =	R\$ 300,55	US\$/ano	
Quantidade =	139	US\$/ha/ano	

9 **Nitrogênio, Kg**

Tamanho da área =	0,05	Ha	[f]
Consumo total =	200	Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(consumo total)/ha		
Consumo =	4000	Kg/ha/ano	

10 **Fósforo, Kg**

Tamanho da área =	0,05	Ha	[f]
Consumo total =	733	Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(consumo total)/ha		
Consumo =	14660	Kg/ha/ano	

11 **Potássio, Kg**

Tamanho da área =	0,05	Ha	[f]
Consumo total =	267	Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(consumo total)/ha		
Consumo =	5340	Kg/ha/ano	

12 **Uréia, Kg**

Tamanho da área =	0,05	Ha	[f]
Consumo total =	1200	Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(consumo total)/ha		
Consumo =	2000	Kg/ha/ano	

13 **Depreciação das instalações, US\$**

US\$ =	10000,00	US\$	[g]
Vida útil	20,0	anos	
Custo anual =	(US \$)/(vida útil)		

Total = 500 US\$/ha/ano

14 Eletricidade, J

Tamanho da propriedade =	2,17 Ha	[f]
Consumo em reais =	R\$ 500,00 R\$/mês	[g]
Valor tarifa =	0,19593 R\$/KWh	[k]
Consumo por ano =	30623 Kwh/ano	
Conteúdo de energia =	3,60E+06 J/Kwh	
Energia (J) =	(consumo de energia)*(conteúdo de energia)/(área)	
Energia (J) =	5,08E+10	J/ha/ano

15 Mão-de-obra, J

Tamanho da propriedade =	2,17 Ha	[f]
Número de pessoas =	2 pessoas	[g]
Tempo =	4 h/dia	[g]
Energia gasta no dia =	225 Kcal/h	
Conversão 1 =	365 dias/ano	
Conversão 2 =	4186 J/Kcal	
Energia(J) =	(horas/dia)*(225 Kcal/hora)*(conversão 1)*(conversão 2)	
Energia(J) =	1,27E+09	J/ha/ano

[a] Obtido no website <http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>

[b] Obtido no website <http://www.cnpsa.embrapa.br>

[c] Obtido no website <http://www.inmet.gov.br>

[d] Calculado nesse trabalho por meio do balanço de nutrientes

[e] Estimado a partir do uso do solo, Marques e Pazzianotto (2004)

[f] Estimado por meio do mapa de uso e cobertura do solo obtido nesse trabalho

[g] Obtido por meio de questionários aplicados aos produtores da região.

[h] Obtido no website <http://www.custoseagronegocioonline.com.br>

[i] Projeção do mercado financeiro para a taxa média de câmbio para 2011 para o dólar.

[j] Obtido no website <http://www.seab.pr.gov.br>

APÊNDICE E. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 3.

Nota	Descrição				
1	Sol, J	Insolação =	3,42 kWh/m²/dia [a]		
		Albedo =	9,00 (%) [a]		
		Conversão 1 =	365 dias/ano		
		Conversão 2 =	3600000 J/kWh		
		Conversão 3 =	10000 m ² /ha		
		Energia (J) =	(insolação)*((100-albedo)/100)*(conversão 1)*(conversão 2)*(conversão 3)		
		Energia (J) =	3,36E+12 J/ha/ano		
		2	Chuva, J	Chuva =	2101 mm/ano ou L/m ² /ano [b]
Conversão 1 =	10000 m ² /ha				
Conversão 2 =	1 Kg/L				
Energia da chuva =	5000 J/Kg				
Energia(J) =	(precipitação)*(conversão 1)*(conversão 2)*(energia da chuva)				
Energia(J) =	8,64E+09 J/ha/ano				
3	Vento, J			Velocidade do Vento =	5,54 m/s [c]
		Vento geotrópico =	3,32 m/s		
		Densidade do ar =	1,30 kg/m ³		
		Coef.de arraste =	1,00E-03 admensional		
		Conversão 1 =	10.000,00 m ² /ha		
		Conversão 2 =	31.536.000,00 s/ano		
		Energia (J) =	(1,3 kg/m ³)*(velocidade) ³ *(coef. arraste)*(conversão 1)*(conversão 2)		
		Energia(J) =	1,12E+08 J/ha/ano		
		4	Nitrogênio depositado da atmosfera, Kg	N depositado anualmente =	208 Kg/ano [d]
				Total =	17 Kg/ha/ano
5	Fósforo depositado da atmosfera, Kg	P depositado anualmente =	102 Kg/ano [d]		
		Total =	8 Kg/ha/ano		
6	Perda de Solo, J	Solo perdido =	2328,95 Kg/ha/ano [e]		
		Média da matéria orgânica =	4 %		
		Conversão 1 =	5400 Kcal/Kg		
		Conversão 2 =	4186 J/Kcal		
		Energia (J) =	(Kg/ha/a)*(%mo/100)*(conversão 1)(conversão 2)		
		Energia (J) =	2,11E+09 J/ha/ano		

7 Ração, Kg

Tamanho da propriedade = 12,16 Ha [f]

Aves

Nº de animais = 183880 Cabeças [g]

Consumo por animal = 5 Kg/ano [h]

Quantidade Total = (nº animais)*(consumo por animal)/ha

Consumo = 30243,42 Kg/ha/ano

Suínos

Nº de animais = 3062 Cabeças [g]

Consumo por animal = 27 Kg/ano [h]

Quantidade Total = (nº animais)*(consumo por animal)/ha

Consumo = 6798,85 Kg/ha/ano

Total = 37042,27 Kg/ha/ano

8 Vacinas e medicamentos, US\$

Aves

Nº de animais = 183.880 animais [g]

Consumo diário = 1,0 dose/ animal/ano [h]

Preço = R\$ 0,45 [i]

Cotação = 1,65 R\$ [j]

Quantidade = (nº animais)*(Consumo diário)*(dias)

Quantidade = 12.537,27 US\$/ano

Quantidade = 1031 US\$/ha/ano

Suínos

Nº de animais = 3.062 animais [g]

Consumo anual = 2,0 dose/ animal/ano [h]

Preço = R\$ 0,45 [i]

Cotação US\$ = 1,65 R\$ [j]

Quantidade = (nº animais)*(Consumo anual)*(preço)/cotação

Quantidade = R\$ 1.670,18 US\$/ano

Quantidade = 137 US\$/ha/ano

Bovinos

Nº de animais = 34 animais [g]

Consumo diário = 1,0 dose/ animal/ano [k]

Dias = 1,34 USD/dose

Quantidade = (nº animais)*(Consumo diário)*(dias)

Quantidade = 45,696 US\$/ano

Quantidade = 82 US\$/ha/ano

Total = 1250 US\$/ha/ano

9 Nitrogênio, Kg

Tamanho da propriedade = 2,36 Ha [f]

Consumo total = 1666,67 Kg/ano [g]

Quantidade Total = (consumo total)/ha

	Consumo =	706,22 Kg/ha/ano	
10 Fósforo, Kg			
	Tamanho da propriedade =	2,36 Ha	[f]
	Consumo total =	6111,11 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total = (consumo total)/ha		
	Consumo =	502,56 Kg/ha/ano	
11 Potássio, Kg			
	Tamanho da propriedade =	2,36 Ha	[f]
	Consumo total =	2222,22 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total = (consumo total)/ha		
	Consumo =	941,62 Kg/ha/ano	
12 Uréia (milho), Kg			
	Tamanho da propriedade =	2,36 Ha	[f]
	Quantidade aplicada =	200 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total = (consumo total)/ha		
	Consumo =	84,75 Kg/ha/ano	
13 Depreciação das instalações, US\$			
	US\$ =	16542 R\$	[g]
	Vida útil	20,0 anos	
	Custo anual = (US \$)/(vida útil)		
	Total =	827,10 US\$/ha/ano	
14 Eletricidade, J			
	Tamanho da propriedade =	12,16 Ha	[f]
	Consumo em reais =	R\$ 800,00 R\$/mês	[g]
	Valor tarifa =	0,19593 R\$/KWh	[n]
	Consumo por ano =	48997 Kwh/a	
	Conteúdo de energia =	3,60E+06 J/Kwh	
	Energia (J) = (consumo de energia)*(conteúdo de energia)/(área)		
	Energia (J) =	1,45E+10 J/ha/ano	
15 Mão-de-obra, J			
	Tamanho da propriedade =	12,16 Ha	[f]
	Número de pessoas =	8 pessoas	[g]
	Tempo =	4 h/dia	[g]
	Energia gasta no dia =	225 Kcal/h	
	Conversão 1 =	365 dias/ano	
	Conversão 2 =	4186 J/Kcal	
	Energia(J) = (horas/dia)*(225 Kcal/hora)*(conversão 1)*(conversão 2)		
	Energia(J) =	9,05E+08 J/ha/ano	

- [a] Obtido no website <http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>
- [b] Obtido no website <http://www.cnpsa.embrapa.br>
- [c] Obtido no website <http://www.inmet.gov.br>
- [d] Calculado nesse trabalho por meio do balanço de nutrientes
- [e] Estimado a partir do uso do solo, Marques e Pazzianotto (2004)
- [f] Estimado por meio do mapa de uso e cobertura do solo obtido nesse trabalho
- [g] Obtido por meio de questionários aplicados aos produtores da região.
- [h] Obtido no website <http://www.custoseagronegocioonline.com.br>
- [i] Obtido no website <http://www.seab.pr.gov.br>
- [j] Projeção do mercado financeiro para a taxa média de câmbio para 2011 para o dólar.
- [k] Obtido no website <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>

APÊNDICE F. Notas de cálculo da tabela de Avaliação Emergética da propriedade 4.

Nota	Descrição
1	Sol, J
	Insolação = 3,42 kWh/m ² /dia [a]
	Albedo = 9,00 (%) [a]
	Conversão 1 = 365 dias/ano
	Conversão 2 = 3600000 J/kWh
	Conversão 3 = 10000 m ² /ha
	Energia (J) = (insolação)*((100-albedo)/100)*(conversão 1)*(conversão 2)*(conversão 3)
	Energia (J) = 1,11E+12 J/ha/ano
2	Chuva, J
	Chuva = 2101 mm/ano ou L/m ² /ano [b]
	Conversão 1 = 10000 m ² /ha
	Conversão 2 = 1 Kg/L
	Energia da chuva = 5000 J/Kg
	Energia(J) = (precipitação)*(conversão 1)*(conversão 2)*(energia da chuva)
	Energia(J) = 2,86E+09 J/ha/ano
3	Vento, J
	Velocidade do Vento = 5,54 m/s [c]
	Vento geotrópico = 3,32 m/s
	Densidade do ar = 1,30 kg/m ³
	Coef.de arraste = 0,001 adimensional
	Conversão 1 = 10.000,00 m ² /ha
	Conversão 2 = 31.536.000,00 s/ano
	Energia (J) = (densidade)*(velocidade) ³ *(coef. arraste)*(conversão 1)*(conversão 2)
	Energia(J) = 3,71E+07 J/ha/ano
4	Nitrogênio depositado da atmosfera, Kg
	N depositado anualmente = 772 Kg/ano [d]
	Total = 21 Kg/ha/ano
5	Fósforo depositado da atmosfera, Kg
	P depositado anualmente = 309 Kg/ano [d]
	Total = 8 Kg/ha/ano
6	Perda de Solo, J
	Solo perdido = 5561,06 Kg/ha/ano [e]
	Média da matéria orgânica = 4 %
	Conversão 1 = 5400 Kcal/Kg
	Conversão 2 = 4186 J/Kcal
	Energia (J) = (solo perdido)*(%mo/100)*(conversão 1)*(conversão 2)

	Energia (J) =	5,03E+09 J/ha/ano	
7 Ração, Kg			
	Tamanho da propriedade =	36,77 Ha	[f]
	Nº de animais =	641 Cabeças	[g]
	Consumo por animal =	27 Kg/ano	[h]
	Quantidade Total =	(nº animais)*(consumo por animal)/ha	
	Consumo =	470,68	US\$/ha/ano
8 Vacinas e medicamentos, US\$			
	Suínos		
	Nº de animais =	641 animais	[g]
	Consumo anual =	2,0 dose/ animal/ano	[h]
	Preço =	R\$ 0,45	[i]
	Cotação US\$ =	1,65 R\$	[j]
	Quantidade =	(nº animais)*(Consumo anual)*(preço)/cotação	
	Quantidade =	R\$ 349,64	US\$/ano
	Quantidade =	10	US\$/ha/ano
	Bovinos	Kg/ha/ano	
	Nº de animais =	128 Animais	[g]
	Consumo diário =	1,0 Dose/ animal/ano	[h]
	Dias =	1,34 USD/dose	
	Quantidade =	(nº animais)*(Consumo diário)*(dias)	
	Quantidade =	172,032	US\$/ano
	Quantidade =	307	US\$/ha/ano
	Total =	317	US\$/ha/ano
9 Nitrogênio, Kg			
	Pastagem		
	Tamanho da propriedade =	11,91 Ha	[f]
	Quantidade aplicada =	754,23 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
	Consumo =	63,33	Kg/ha/ano
	Milho		
	Tamanho da propriedade =	17,04 Ha	[f]
	Quantidade aplicada =	1079,1 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
	Consumo =	63,33	Kg/ha/ano
	Total =	126,65	Kg/ha/ano
10 Fósforo, Kg			
	Pastagem		
	Tamanho da propriedade =	11,91 Ha	[f]
	Quantidade aplicada =	2765,52 Kg/ano	[g]
	Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
	Consumo =	232,20	Kg/ha/ano

Milho

Tamanho da propriedade =	17,04 Ha	[f]
Quantidade aplicada =	3956,71 Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
Consumo =	232,20 Kg/ha/ano	
Total=	464,40 Kg/ha/ano	

11 Potássio, Kg

Pastagem

Tamanho da propriedade =	11,91 Ha	[f]
Quantidade aplicada =	1005,64 Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
Consumo =	84,44 Kg/ha/ano	

Milho

Tamanho da propriedade =	17,04 Ha	[f]
Quantidade aplicada =	1438,8 Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
Consumo =	84,44 Kg/ha/ano	
Total =	168,87 Kg/ha/ano	

12 Uréia, Kg

Pastagem

Tamanho da propriedade =	11,91 Ha	[f]
Quantidade aplicada =	4525,39 Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
Consumo =	379,97 Kg/ha/ano	

Milho

Tamanho da propriedade =	17,04 Ha	[f]
Quantidade aplicada =	6474,61 Kg/ano	[g]
Quantidade Total =	(quantidade)/(área total)	
Consumo =	379,97 Kg/ha/ano	
Total =	759,93 Kg/ha/ano	

13 Depreciação das instalações, US\$

US\$ =	36432,00 R\$	[j]
Vida útil	20,0 anos	
Custo anual =	(US \$)/(vida útil)	
Total =	1821,60 US\$/ha/ano	

14 Depreciação dos equipamentos, US\$

Numero de suínos =	641 Animais	[g]
Cotação US\$ =	1,65 R\$	[j]
US \$ =	77.697 US\$	
Vida útil	20,0 Anos	
Custo anual =	(US \$)/(vida útil)	

= **3884,85** **US\$/ha/ano**

15 Eletricidade, J

Tamanho da propriedade = 36,77 ha [f]
 Consumo em reais = R\$ 400,00 R\$/mês [g]
 Valor tarifa = 0,19593 R\$/KWh [k]
 Consumo por ano = 24499 Kwh/a
 Conteúdo de energia = 3,60E+06 J/Kwh
 Energia (J) = (consumo de energia)*(conteúdo de energia)/(área)
Energia (J) = 2,40E+09 J/ha/ano

16 Mão-de-obra, J

Tamanho da propriedade = 36,77 ha [f]
 Número de pessoas = 5 Pessoas [g]
 Tempo = 4 h/dia [g]
 Energia gasta no dia = 225 Kcal/h
 Conversão 1 = 365 Dias/ano
 Conversão 2 = 4186 J/Kcal
 Energia(J) = (horas/dia)*(energia gasta)*(conversão 1)*(conversão 2)
Energia(J) = 1,87E+08 J/ha/ano

[a] Obtido no website <http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>

[b] Obtido no website <http://www.cnpsa.embrapa.br>

[c] Obtido no website <http://www.inmet.gov.br>

[d] Calculado nesse trabalho por meio do balanço de nutrientes

[e] Estimado a partir do uso do solo, Marques e Pazzianotto (2004)

[f] Estimado por meio do mapa de uso e cobertura do solo obtido nesse trabalho

[g] Obtido por meio de questionários aplicados aos produtores da região.

[h] Obtido no website <http://www.custoseagronegocioonline.com.br/>

[i] Obtido no website <http://www.seab.pr.gov.br>

[j] Projeção do mercado financeiro para a taxa média de câmbio para 2011 para o dólar.

[k] Obtido no website <http://portal.celesc.com.br>