LUIZ RICARDO DOS SANTOS MALTA

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 apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para a obtenção do Título de
Doutor em Engenharia Civil.

SÃO PAULO
2009

LUIZ RICARDO DOS SANTOS MALTA

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 apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para a obtenção do Título de
Doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica

Orientadora:
Prof^a. Dr^a. Monica Ferreira do Amaral Porto

SÃO PAULO
2009

Dedico este trabalho a minha mãe,
pois durante sua vida
me motivou
a atingir até a este ponto.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^a. Dr^a. Monica Ferreira do Amaral Porto, não só por todo o conhecimento técnico repassado a mim, mais principalmente, por me ensinar por meio de exemplo próprio, como se tornar um ser humano melhor, em diferentes campos: como o profissional, como pesquisador, como professor, pessoal dentre outros.

À Dr^a. Silvana Susko Marcellini pela contribuição e grande ajuda no manuseio do Arcview, sem está jamais poderia ter conseguido concluir este doutorado.

Ao Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes por sua orientação técnica que tanto contribui para a realização deste trabalho.

Aos meus amigos Fernando M. Gomes, Mônica Zuffo, Ludmilson B. Mendes e Camila Brandão pela toda a ajuda, apoio e motivação durante todo o período da realização do meu doutorado.

À minha família por tudo que já fizeram por mim durante minha vida e durante meu processo de formação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante estes anos de doutorado.

A Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, por todo o conhecimento a mim transmitido por seus professores.

RESUMO

O presente trabalho apresenta um modelo computacional que visa servir de apoio ao processo de licenciamento de áreas para criação intensiva de animais. Trata-se de um modelo que descreve o comportamento do nitrogênio e do fósforo, oriundos da aplicação em solos agrícolas de dejetos da criação de animais e seu impacto nas bacias hidrográficas. Este modelo apóia-se em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) e foi utilizado o ambiente ARCVIEW[®]. O modelo define a quantidade de nitrogênio e de fósforo que ficam disponíveis no solo para serem arrastados pelo escoamento superficial para os corpos hídricos. Para tal, o modelo utilizará um balanço de massa destes nutrientes (entradas: por adubação orgânica, resultante dos dejetos de animais da bacia, adubação inorgânica, deposição atmosférica e fixação do nitrogênio) e (saídas: por remoção pela cultura, volatilização, desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial). Sendo as perdas por lixiviação e escoamento superficial consideradas como as disponíveis nos solos para serem carregadas para os corpos hídricos. Em seguida o modelo define o escoamento da água pela bacia, ou seja, uma modelagem hidrológica. Finalmente, o modelo irá predizer o que resultará do transporte dos nutrientes disponíveis apoiando-se em modelagem hidrológica. O resultado disto será mostrado em um mapa de concentração acumulado ao longo da bacia. O estudo de caso será aplicado em áreas de suinocultura na bacia hidrográfica do Rio Toledo no Estado do Paraná, Brasil. Os resultados observados foram coerentes com os obtidos no monitoramento realizado em dois pontos da bacia de estudo.

PALAVRAS CHAVES: Modelos, dejetos de animais, nitrogênio, fósforo, disponibilidade e transporte de nutrientes, Sistema de Informação Geográfica (SIG).

ABSTRACT

This work presents a computer-programmed model, which aims to aid environmental agencies in issuing licenses regarding hog farms. It helps to describe the nitrogen and phosphorus behavior impacts in a watershed, when manure is applied in the soil. The algorithm is programmed on a Geographic Information Systems (GIS) tool – ARCVIEW®. The model defines the amount of nitrogen and phosphorus that remains available in the soil to be transported by runoff. The model calculates the balance of all nitrogen and phosphorus sources (organic and inorganic fertilizers, atmospheric accumulation and nitrogen fixation) and losses (plants use, volatilization and denitrification, soil lixiviation and runoff). The result of this balance is the amount of these elements available to be transported along of the watershed. A hydrological simulation model is used to calculate the runoff. The final result is a nitrogen and phosphorus concentration map, accumulated along the basin. The case study to test the model is the Toledo River, state of Paraná, Brazil due to its high concentration of hog farming. The model was able to reproduce data observed in this basin.

KEYWORDS: Models, animal waste, nitrogen, phosphorus, availability and transport of nutrient, Geographic Information Systems (GIS).

LISTA DE ABREVIATURAS

AGNPS – Agricultural Nonpoint Source Pollution Model
ANSWERS – Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation
CN – Curve Number
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CREAMS – Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
CTC – Capacidade de Troca Catiônica
DERAL – Departamento de Economia Rural
DSG – Diretoria de Serviço Geográfico
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPIC – Erosion Productivity Impact Calculator
EUTROMOD – Watershed and Lake Modeling Procedure
FAO – Food and Agriculture Organization
GLEAMS - Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems
GWLF – Generalized Watershed Loading Functions
HSPF – Hydrologic Simulation Program FORTRAN
IAC – Instituto Agrônomo de Campinas
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
IAPAR – Instituto Agrônomo do Paraná
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFA – International Fertilizer Industry Association
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change
MNT – Modelo Numérico de Terreno
MODFLOW - Modular Three-Dimensional Groundwater Flow Model
OCDE – Organização para Cooperação de Desenvolvimento Econômico
PNMA – Programa Nacional do Meio Ambiente
QUAL 2E – The Enhanced Stream Water Quality Model
SAD – Projeto Sistema Apoio à Decisão
SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
SEAB - Secretaria da Agricultura e do Abastecimento do Paraná
SCS – Soil Conservation Method
SIG - Sistema de Informação Geográfica

STORM – Storage , Treatment, Overflow, Runoff Model

SUDERHSA – Superintendência dos Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

SWAT – Soil and Water Integrated Model

SWMM – Storm Water Management Model

USDA – United States Department of Agriculture

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Direção de fluxo no MNT, para cada célula vizinha.	35
Figura 2.2. Codificação da matriz de escoamento.	35
Figura 3.1. Dinâmica do elemento nitrogênio no agro-ecossistema.....	43
Figura 3.2. Elementos utilizados no balanço de nitrogênio da OCDE.	45
Figura 3.3. Distribuição espacial de nitrogênio total na deposição atmosférica no início dos anos 90, em mg N/m ² /ano.	58
Figura 3.4. Mapa de emissão estimada de amônia nos Estados Unidos.	67
Figura 3.5. Dinâmica do elemento fósforo no agro-ecossistema.	76
Figura 4.1. Estrutura do modelo do estudo.	106
Figura 4.2. Zonas fisiográficas do Estado do Paraná.....	108
Figura 4.3. Bacias Hidrográficas do Estado do Paraná.....	109
Figura 4.4. Rio Toledo.....	110
Figura 4.5. Captação SANEPAR.....	111
Figura 4.6. Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Toledo.....	112
Figura 4.7. Setores econômicos.....	116
Figura 4.8. Localização das principais fontes poluidoras da bacia hidrográfica.	117
Figura 4.9. Postos pluviométricos na região de Toledo.....	121
Figura 4.10. Mapa de usos do solo na bacia hidrográfica do Rio Toledo.....	122
Figura 4.11. Pontos de amostragem de qualidade da água na bacia do Rio Toledo. ..	123
Figura 4.12. Raio de influência de aplicação do dejetos.	128
Figura 4.13. Sub-cirunferências de distribuição de dejetos.....	132
Figura 4.14. Mapa de Uso no ArcView.....	133
Figura 4.15. Áreas de distribuição de dejetos por criador.	133
Figura 4.16. Mapa de distribuição de precipitação mensal.	136
Figura 4.17. Mapa da distribuição de nitrogênio originado da deposição atmosférica na bacia hidrográfica.	137
Figura 4.18. Distribuição da carga de nitrogênio pela bacia.....	143
Figura 4.19. Vazões propagadas ao longo da linha de escoamento.....	152
Figura 4.20. Mapa de declividade (%) gerado pelo Arcview.	154
Figura 4.21. Mapa de distâncias.	155
Figura 4.22. Mapa da taxa de entrega modificada na bacia.....	156

Figura 4.23. Carga propagada ao longo da linha de escoamento.....	157
Figura 4.24. Mapa de concentração ao longo da linha de escoamento.	158
Figura 5.1. Distribuição da carga de origem orgânica do nitrogênio pela bacia hidrográfica.....	163
Figura 5.2. Distribuição da carga de origem orgânica do fósforo pela bacia hidrográfica.	167

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Informações gerais sobre diversos modelos existentes.	36
Tabela 3.1. Balanço do nitrogênio em locais com aplicação de dejetos de bovinos.	43
Tabela 3.2. Balanço de nitrogênio (kg/ha/ano) para sete diferentes sistemas culturais encontrados nos Estado Unidos.....	44
Tabela 3.3. Balanço do nitrogênio em solos da Holanda.	44
Tabela 3.4. Valores estimados da produção total de excrementos (fezes + urina) produzidos por animais.	49
Tabela 3.5. Produção média diária de dejetos para diferentes categorias de suínos. ...	50
Tabela 3.6. Dados de relação massa/massa de nitrogênio presentes em dejetos de animais, de acordo com dados utilizados em trabalhos de pesquisa.	50
Tabela 3.7. Relação quantidade de nutrientes produzidas diariamente e peso vivo animal.....	51
Tabela 3.8. Valores de decaimento em esterqueiras.	52
Tabela 3.9. Recomendação de aplicação de nitrogênio (N) por hectare, de acordo com as recomendações para o Estado de São Paulo.	53
Tabela 3.10. Valores base e de produção base para diferentes culturas para cálculo de remoção de nutrientes pela cultura.	59
Tabela 3.11. Valores de remoção pela cultura, adotados pela USDA.....	59
Tabela 3.12. Remoção de nitrogênio pela cultura de algodão em função da produtividade.....	60
Tabela 3.13. Remoção de nitrogênio pela cultura de arroz irrigado em função da produtividade de grãos.	60
Tabela 3.14. Remoção de nitrogênio pela cultura de batata em função da produtividade de tubérculos.....	61
Tabela 3.15. Remoção de nitrogênio pela cultura de cana-de-açúcar em função da produtividade de colmos.....	61
Tabela 3.16. Remoção de nitrogênio pela cultura de feijão em função da produtividade de grãos.	62
Tabela 3.17. Remoção de nitrogênio pela cultura de milho em função da produtividade de grãos.	62
Tabela 3.18. Remoção de nitrogênio pela cultura de soja em função da produtividade de grãos.	63
Tabela 3.19. Remoção de nitrogênio pela cultura de trigo em função da produtividade de grãos.	63
Tabela 3.20. Regras que definem as taxas de volatilização no modelo STELLA.....	65

Tabela 3.21. Perdas por volatilização em função do pH do solo.....	66
Tabela 3.22. Valores recomendados para fatores de volatilização.	68
Tabela 3.23. Valores recomendados para fatores de desnitrificação.....	70
Tabela 3.24. Balanço do fósforo em locais com aplicação de dejetos de bovinos.....	76
Tabela 3.25. Dados utilizados para calcular a entrega de fósforo da bacia do Lago Mendota.	77
Tabela 3.26. Dados de relação massa/massa de fósforo presentes em dejetos animais, de acordo com dados utilizados em trabalhos de pesquisa.	78
Tabela 3.27. Relação quantidade de fósforo produzida diariamente e peso vivo animal.	78
Tabela 3.28. Recomendação de aplicação de fósforo (P) por hectare, de acordo com as recomendações regionais.	79
Tabela 3.29. Remoção de fósforo pela cultura de algodão em função da produtividade.	82
Tabela 3.30. Remoção de fósforo pela cultura de arroz irrigado em função da produtividade de grãos.	83
Tabela 3.31. Remoção de fósforo pela cultura de batata em função da produtividade de tubérculos.....	83
Tabela 3.32. Remoção de fósforo pela cultura de feijão em função da produtividade de grãos.	83
Tabela 3.33. Remoção de fósforo pela cultura de milho em função da produtividade de grãos.	84
Tabela 3.34. Remoção de fósforo pela cultura de soja em função da produtividade de grãos.	84
Tabela 3.35. Remoção de fósforo pela cultura de trigo em função da produtividade de grãos.	85
Tabela 3.36. Valores de CN.	93
Tabela 3.37. Qualidade de drenagem de diferentes tipos de solos nos Estados do Paraná.....	103
Tabela 4.1. Dados de entrada necessários para a o modelo do estudo.	107
Tabela 4.2. Dados climáticos da região da bacia hidrográfica do Rio Toledo.	115
Tabela 4.3. Dados sobre os criadores de suínos na bacia do Rio Toledo.	118
Tabela 4.4. Postos usados nas interpolações.....	121
Tabela 4.5. Resultados de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Toledo.	124
Tabela 4.6. Conteúdo de nitrogênio, fósforo e potássio encontrado em dejetos de animais.....	129

Tabela 4.7. Cotação de adubos nitrogenados, fosfatados e potássicos nos mercados de São Paulo, Paraná.	130
Tabela 4.8. Composição dos principais fertilizantes (garantias mínimas - extraídas da Legislação vigente).	130
Tabela 4.9. Custo médio da hora máquina para diferentes tipos de tratores.	131
Tabela 4.10. Produtividade Média para diferentes culturas nas safras de 2003 e 2004 para o Estado do Paraná de acordo Levantamento Sistemático da Produção Agrícola.	138
Tabela 4.11. Equações de regressão produtividade x taxa de remoção.	138
Tabela 4.12. Valores típicos de CTC para diferentes tipos de solos encontrados no Brasil.	141
Tabela 4.13. Equações de correlação entre produtividade e taxa de remoção de P. ...	148
Tabela 4.14. Relações tipo de solo, uso do solo, atributos e CN.	150
Tabela 5.1. Resultados do modelo e observações para o nitrogênio no ponto 1.	159
Tabela 5.2. Resultados do modelo e observações para o nitrogênio no ponto 2.	160
Tabela 5.3. Resultados do modelo e observações para o fósforo no ponto 1.	161
Tabela 5.4. Resultados do modelo e observações para o fósforo no ponto 2.	161
Tabela 5.5. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de janeiro.	164
Tabela 5.6. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de abril.	165
Tabela 5.7. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de julho.	165
Tabela 5.8. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de outubro.	166
Tabela 5.9. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de janeiro.	168
Tabela 5.10. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de abril.	168
Tabela 5.11. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de julho.	169
Tabela 5.12. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de outubro.	169

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
OBJETIVOS	16
JUSTIFICATIVA.....	17
1. NUTRIENTES NOS DEJETOS DE ANIMAIS E SUA DISPOSIÇÃO NO MEIO AMBIENTE.....	19
2. CONCEITOS GERAIS DE MODELAGEM MATEMÁTICA E SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - SIG	24
3. BALANÇO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM AGRO-ECOSSISTEMAS E O MODELO HIDROLÓGICO E DE TRANSPORTE DE NUTRIENTES	40
3.1. O ELEMENTO, FORMAS E DINÂMICA DO NITROGÊNIO EM AGRO-ECOSSISTEMAS	40
3.2. ETAPAS DA DINÂMICA DO NITROGÊNIO	48
3.2.1. Nitrogênio na fertilização orgânica	48
3.2.2. Nitrogênio na fertilização inorgânica	53
3.2.3. Nitrogênio no resíduo cultural	54
3.2.4. Nitrogênio de fixação biológica	55
3.2.5. Nitrogênio da deposição atmosférica	56
3.2.6. Remoção de nitrogênio pela cultura.....	58
3.2.7. Perdas de nitrogênio por volatilização.....	64
3.2.8. Perdas de nitrogênio por desnitrificação	68
3.2.9. Perdas de nitrogênio por lixiviação para águas subterrâneas.....	70
3.2.10. Perdas de nitrogênio por escoamento superficial para águas superficiais..	71
3.3. O ELEMENTO, FORMAS E DINÂMICA DO FÓSFORO EM AGRO-ECOSSISTEMAS	72
3.4. ETAPAS DA DINÂMICA DO FÓSFORO	77
3.4.1. Fósforo na fertilização orgânica	77
3.4.2. Fósforo na fertilização inorgânica.....	79
3.4.3. Fósforo no resíduo cultural.....	81
3.4.4. Fósforo na deposição atmosférica	81
3.4.5. Remoção de fósforo pela cultura.....	82
3.4.6. Perdas de fósforo por lixiviação para águas subterrâneas.....	86
3.4.7. Perdas de fósforo por escoamento superficial para águas superficiais.....	86
3.5. O MODELO HIDROLÓGICO E O TRANSPORTE DE NUTRIENTES.....	87
3.5.1. O Modelo Hidrológico.....	87
De acordo com Mendes (1994 e 1996), o sistema a ser simulado deve ser composto por: modelo de balanço hídrico local e modelo de transferência.....	87
3.5.2. Método Racional	Erro! Indicador não definido.
3.5.3. Stanford Watershed Model.....	Erro! Indicador não definido.
3.5.4. Soil Conservation Method (SCS) ou Natural Resource Conservation Method (NRCS).....	89
3.6. O TRANSPORTE DE NUTRIENTES	97
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO TOLEDO	108
4.2. LEVANTAMENTO DE DADOS PARA O ESTUDO DE CASO	120

4.3. ETAPAS DA MODELAGEM	125
4.3.1. Definição da disponibilidade de nitrogênio na bacia hidrográfica	125
4.3.2. A determinação do NFO - Nitrogênio na Fertilização Orgânica	126
4.3.3. A determinação do NFI - Nitrogênio na Fertilização Inorgânica	134
4.3.4. A determinação do NFB - Nitrogênio proveniente da Fixação Biológica	135
4.3.5. A determinação do NDA - Nitrogênio proveniente da Deposição Atmosférica	136
4.3.6. A determinação do RNC - Remoção de Nitrogênio pela Cultura	137
4.3.7. A determinação do PNV - Perda de Nitrogênio por Volatilização da amônia	139
4.3.8. A determinação do PND - Perdas de Nitrogênio por Desnitrificação	141
4.3.9. Definição da Matriz de Carga de Fósforo para Bacia Hidrográfica	144
4.3.10. A determinação do FFO - Fósforo na Fertilização Orgânica	145
4.3.11. A determinação do FFI - Fósforo na Fertilização Inorgânica	146
4.3.12. A determinação do FDA - Fósforo proveniente da Deposição Atmosférica	147
4.3.13. A determinação do RFC - Remoção de Fósforo pela Cultura	147
4.3.14. A modelagem hidrológica	149
4.3.15. O transporte dos nutrientes pela bacia hidrográfica	153
4.3.16. Transformação de carga em concentração	157
4.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO	158
5. RESULTADOS	159
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	170
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	174

INTRODUÇÃO

A proposta deste trabalho é gerar uma ferramenta de apoio ao processo de decisão de licenças ambientais para a atividade de criação intensiva de animais. Esta ferramenta é um modelo matemático computacional simplificado, sustentado sobre uma base de Sistema de Informações Geográficas (SIG), que permite prever o impacto do nitrogênio e fósforo presentes na aplicação de dejetos animais em áreas agrícolas sobre o sistema hídrico. Aplicação esta, geralmente, excessiva em bacias hidrográficas agrícolas, causando o conseqüente aumento das concentrações destes nutrientes nas águas superficiais.

Trata-se de um modelo cujo objetivo principal é servir de apoio ao sistema de gestão ambiental, mais precisamente, ao licenciamento da atividade de criação de animais, devido à alta carga de nutrientes nas áreas mais próximas de produção agrícola.

Desenvolver um modelo adequado é um grande desafio, devido à dificuldade de obtenção de dados para a simulação do sistema e à necessidade de tornar a simulação simplificada para possibilitar seu uso para o processo de licenciamento.

No desenvolvimento deste modelo buscou-se trabalhar com sistemas simplificados, ou seja, desenvolver um modelo que necessite de poucas informações, mas que permita uma fácil e adequada resposta do licenciador, auxiliando-o na tomada de decisões, tais como à viabilidade de liberação de novos empreendimentos que gerem dejetos.

O modelo está estruturado em três partes que foram desenvolvidas e montadas em uma base de Sistema de Informação Geográfica (SIG):

- Balanço de massa em cada ponto da bacia, identificando a carga de nitrogênio e de fósforo disponível no solo para ser carreada para os corpos hídricos e posteriormente para o exutório da bacia. Esta etapa será denominada de “fator fonte”;
- A etapa hidrológica que permite definir as vazões dos corpos hídricos;
- Cálculo da transferência destes nutrientes, na bacia hidrográfica desde o ponto de aplicação até o corpo hídrico. Esta etapa será denominada de “fator transporte”.

O capítulo 1 aborda os problemas ambientais gerados pelo nitrogênio e fósforo presentes nos dejetos animais e a necessidade de licenciamento dos geradores destes dejetos. Busca, desta forma, demonstrar quais são os problemas ambientais gerados pelo excesso da aplicação de dejetos e a consequência da instalação de novos criadores de animais, sem nenhum controle. Ilustra-se, portanto, a motivação e a importância deste estudo.

O Capítulo 2 aborda os conceitos gerais da modelagem e sistemas de informações geográficas, no qual serão levantadas informações como:

- As definições do conceito de modelagem, os objetivos e os critérios de seleção ou desenvolvimento de modelos que visam possibilitar o entendimento da importância da definição do objetivo do modelo;
- Os passos a serem cumpridos para um adequado desenvolvimento do modelo;
- As diferenças entre os tipos de modelos existentes;
- Os tipos de dados de entrada requeridos por um modelo;
- Caracterização dos modelos mais utilizados atualmente;
- Caracterização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), suporte sobre o qual será desenvolvido o modelo e apresentação de ferramentas existentes nestes sistemas.

O capítulo 3 aborda o balanço dos nutrientes em estudo e a forma como se tornam disponíveis para o arraste nas áreas agrícolas. Para tanto, avalia-se suas origens, suas interações no solo, como ocorrem as perdas para o meio ambiente e a remoção pelas culturas. O objetivo é possibilitar um melhor entendimento do quanto ficará disponível no solo para eventuais perdas durante um evento chuvoso, atingindo assim o corpo hídrico. Traz considerações hidrológicas e de transporte de nutrientes, com vista a explicar a propagação da água e dos nutrientes, do local onde eles são gerados na bacia até o exutório da mesma.

O capítulo 4 trata da metodologia proposta para a presente pesquisa, onde é apresentado o desenvolvimento do modelo e a descrição da área de estudo.

O capítulo 5 mostra os resultados obtidos para o estudo de caso da suinocultura na bacia do Rio Toledo e a análise de sensibilidade do modelo.

No capítulo 6 estão apresentadas as conclusões e recomendações, com comentários gerais a respeito do modelo, as necessidades de avanços adicionais e as suas fragilidades.

No capítulo 7 encontram-se as referências bibliográficas.

OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho é desenvolver uma ferramenta para apoiar o processo de tomada de decisão dos órgãos ambientais em processos de licenciamento, permitindo reconhecer onde a instalação de um novo empreendimento gerador de resíduos pode representar um risco ambiental e avaliar os efeitos adversos desta aplicação ao longo da bacia hidrográfica. Este risco está relacionado ao emprego excessivo de nutrientes no solo. Isto permitirá que os órgãos ambientais avaliem a adequação do licenciamento de novos empreendimentos ou se há necessidade de medidas de controle para a efetivação deste licenciamento.

A ferramenta utilizada foi um modelo que simula o comportamento do nitrogênio e o fósforo em um agro-ecossistema, tanto na geração como na propagação destes nutrientes na bacia hidrográfica. Faz-se uso de um modelo matemático computacional simplificado (que necessite dados de entrada com fácil disponibilidade), em uma base SIG.

Os objetivos secundários são a sistematização do conhecimento de como os nutrientes se comportam no agro-ecossistema, quais suas origens, suas interações com o solo e atmosfera, como eles são conduzidos para os corpos hídricos e os problemas gerados por estas cargas difusas. Além disto, o estudo permite avaliar as técnicas de modelagem existentes para desenvolvimento de um novo modelo ou para a escolha de um já existente.

JUSTIFICATIVA

Atualmente, a preocupação com cargas difusas vem tomando grande importância para o controle da poluição das águas na maioria dos países preocupados com a proteção ambiental.

Ainda que o Brasil tenha que conviver e enfrentar problemas mais sérios em relação à poluição das águas, como o próprio controle de cargas pontuais, deve-se atentar, desde já, que as cargas difusas constituem um problema, a ser solucionado, mesmo que a longo prazo. Questões como a poluição gerada por excesso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos na agricultura e o excesso de aplicação de defensivos agrícolas devem ser alvo de estudos para que este problema possa ser enfrentado com mais clareza futuramente.

No Brasil, encontram-se áreas com alta concentração de criação intensiva de animais, as quais geralmente dispõem no solo elevadas quantidades de dejetos muitas vezes de modo inadequado. Alguns dos componentes destes dejetos, tais como: o nitrogênio e o fósforo, podem atingir os corpos hídricos causando danos ambientais. Este é um fator que certamente mostra a relevância do problema a ser estudado.

Em áreas que associam intensiva produção agrícola e criação de animais, é comum encontrar elevadas taxas de aplicação destes nutrientes, provenientes do uso concomitante de adubos orgânicos e inorgânicos. Contudo, a capacidade de assimilação do solo e das culturas, muitas vezes, não é suficiente para absorvê-los e os nutrientes podem acabar atingindo e impactando os corpos hídricos. Este é apenas um entre diversos problemas ambientais possíveis.

Cabe salientar que os dejetos de animais, em quantidades corretas são benéficos para o solo, pois, além de fornecerem nutrientes necessários ao adequado desenvolvimento das plantas, aumentando sua produção, ainda contribuem para a melhoria das características do solo.

Cada tipo de nutriente adicionado ao solo segue um fluxo próprio e, assim, chega às plantas, à água ou, ainda, à atmosfera. O desafio está em reduzir estes

fluxos para que fiquem dentro de níveis aceitáveis, sem colocar em risco a saúde humana e o meio ambiente.

Para alcançar níveis aceitáveis de risco é necessário um amplo entendimento dos fluxos de nutrientes no agro-ecossistema, dos processos existentes e do próprio balanço de nutrientes.

Devido a este problema, alguns países da Europa e algumas regiões dos Estados Unidos já enfrentam dificuldades para manter ou ampliar seus rebanhos.

Para resolver esta questão adequadamente, torna-se necessário encontrar uma situação de equilíbrio entre os benefícios econômicos e os riscos ambientais, ou seja, deve-se definir a quantidade exata de fertilizantes que proporcione o melhor rendimento agrícola com a menor agressão ambiental possível. Responder a este equacionamento tornou-se uma questão extremamente importante.

O Brasil possui um grande potencial para ampliar seus rebanhos, porém necessita encontrar uma maneira adequada de manejo para a disposição dos dejetos de animais, principalmente, em regiões de produção intensiva, para evitar os riscos de poluição dos corpos hídricos por nitrogênio e fósforo.

Assim, este estudo pretende elaborar um modelo matemático que apóie os licenciadores, que seja de simples aplicação e represente adequadamente a geração e o fluxo de nutrientes no agro-ecossistema.

1. Nutrientes nos dejetos de animais e sua disposição no meio ambiente.

Os dejetos de animais contêm altos teores de nitrogênio e fósforo, sendo este um importante motivo para que sejam aplicados no solo. Funcionam como uma importante fonte de nutrientes, necessários para as culturas agrícolas, pois auxiliam no melhor desenvolvimento da sua biomassa. Porém, quando o nitrogênio e o fósforo são aplicados de modo ou em local inadequado e/ou em quantidades excessivas, podem atingir os corpos hídricos.

Quando isto ocorre, vários problemas ambientais e para a saúde humana podem ser gerados. Tais problemas podem ser apresentados de forma direta (ex: o nutriente age como uma toxina) ou de forma indireta (ex: o nutriente promove o efeito da eutrofização).

Dentre os casos em que os nutrientes agem de forma direta, ou seja, como uma toxina para os seres aquáticos, pode ser citado o da amônia na forma não ionizável, que de acordo com Water Research Commission - WRC (1988) é tóxica em concentrações que variam de 0,2 a 2 mg/l (Directiva 78/659/ European Economic Community - EEC) legislação utilizada pela Comunidade Européia para proteção da vida aquática que prescreve um valor limite de amônia em corpos hídricos entre 0,005 e 0,025 mg/l. A legislação brasileira prescreve valores bem menos restritivos, entre 0,5 e 13,3 mg/l (Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA - 357).

Outro problema do excesso de nitrogênio na forma amoniacal em corpos hídricos refere-se ao uso para abastecimento de água, pois terão interferências diretas na tratabilidade da água. O nitrogênio amoniacal reage com o cloro utilizado para o processo de desinfecção, sendo necessárias grandes dosagens de cloro para remover todo nitrogênio amoniacal, o que pode encarecer excessivamente o tratamento da água.

Em relação às formas nítricas de nitrogênio, pode-se dizer que, o nitrito pode ser muito tóxico à vida aquática. Por tal motivo, a Directiva 78/659/EEC limita seus valores entre 0,01 e 0,03 mg/l, recomendações muito inferiores a aplicadas pela *United States Environmental Protection Agency* – U.S. EPA que é de 5 mg/l. Na Resolução CONAMA 357, o limite foi definido em 1 mg/l.

Na forma de nitrato, os problemas estão relacionados à água potável e a alguns tipos de usos industriais. No caso de água potável, há risco da doença conhecida como metaemoglobinemia (que causa oxidação da hemoglobina do sangue que não pode transportar o oxigênio para os tecidos, afetando bebês de até seis meses, conhecida também como síndrome do bebê azul). No caso de uso da água para indústrias, como, por exemplo, as cervejarias, o nitrato pode representar um risco mesmo quando em pequenas dosagens, para o processo de fermentação. Com base nestes problemas, a U.S. EPA estabeleceu valores máximos de 10 mg/l como valor máximo para águas de beber, enquanto a Organização Mundial de Saúde limita este valor a 11,3 mg/l. A Resolução CONAMA n° 357 limita este valor a 10 mg/l para os rios considerados de classe 3, que ainda podem ser utilizados para fins de potabilidade.

Não foram encontrados relatos do fósforo funcionando como toxina tanto aos indivíduos do meio aquático quanto aos seres humanos.

Em relação à ação indireta no meio ambiente, tem-se que o processo de eutrofização, que é o enriquecimento dos corpos hídricos por nutrientes, mais especificamente o nitrogênio e fósforo. Estes nutrientes causam uma aceleração do crescimento de algas e outras formas de vida aquática, promovendo efeitos adversos nos corpos hídricos, comprometendo assim sua qualidade. Os efeitos mais comuns são:

- Aumento da biomassa de fitoplâncton e zooplâncton;
- Depleção das concentrações de oxigênio devido ao excesso de respiração desta biomassa;
- Aumento da quantidade de sedimentos na região de fundo dos corpos hídricos;
- Ocorrência de odor devido à morte de algas em excesso, no corpo hídrico, liberação de gás sulfídrico;
- Modificação na composição das espécies de peixes, fauna bentônica e plantas devido à alteração das concentrações de oxigênio e da disponibilidade alimentar;
- Ocorrência de casos de anoxia que podem promover mortalidade de peixes, fauna bentônica e plantas;

- A presença excessiva de clorofila promovida pelo crescimento excessivo de algas implica em mudanças na penetração de luz na coluna de água e na turbidez;
- O aumento da turbidez irá influenciar na tratabilidade da água bruta em algumas estações de tratamento;
- Algumas cianobactérias desenvolvidas com o aumento de biomassa têm a capacidade de produzir toxinas perigosas para a saúde humana e de animais. Estas toxinas podem ser encontradas livres ou conectadas com as células de algas ou cianobactérias;
- Alteração das características estéticas dos corpos hídricos sobre efeito da eutrofização, com perdas de atratividade recreativa;
- Impacto sobre a pesca e aquicultura da região eutrofizada e comunidades dependentes deste setor.

Além destes efeitos relatados nos corpos hídricos, o nitrogênio e o fósforo presentes nos dejetos de animais podem ser responsáveis por acúmulos excessivos no solo, resultando em problemas, tais como: o acamamento da cultura (neste caso pelo nitrogênio) e perdas por volatilização (nitrogênio na forma amoniacal). A amônia pode se dispersar no meio ambiente, causando eventos de chuva ácida e quando em concentrações muito elevadas no ar, a ocorrência de problemas respiratórios em animais e seres humanos pode ser mais facilmente observada.

Todos estes impactos ao meio ambiente e os riscos à saúde humana descritos anteriormente, justificam que medidas de controle, com o objetivo de prevenir aplicações indiscriminadas destes dejetos em áreas agrícolas, sejam implantadas para a melhoria das condições ambientais. Muitos países vêm se preocupando cada vez mais em estabelecer regras para que o uso dos dejetos animais não venha trazer problemas para o meio ambiente e para a saúde humana.

Na Alemanha, por exemplo, mais especificamente na região da Baixa Saxônia, a degradação ambiental causada pela aplicação excessiva de dejetos animais motivou a implantação de medidas extremamente rígidas para o controle de aplicação destes dejetos, com o intuito de preservar e recuperar o solo e as águas superficiais e subterrâneas (*Federal Environmental Agency Germany*, 1998).

A Holanda é um país que há muito tempo vem sentindo os efeitos ambientais do excesso de produção de dejetos animais. Em 1984, o Governo Holandês proibiu,

temporariamente, a expansão de fazendas para criação de animais, principalmente de porcos e gado. Posteriormente, foram fixadas medidas para o máximo nível de disposição de minerais por hectare, e em 1998, foi promulgado o Sistema de Cotas Minerais, que passou a definir cotas de produção mineral por criadores de animais. Em 2002, foi criada uma política adicional para o controle de perdas de nutrientes originados de dejetos de animais, conhecida como Sistema de Acordo de Transferência de Dejetos, que regulamenta a destinação destes materiais. Em 2006, foi instituída a nova regulação para dejetos de animais que corresponde à Diretiva Nitrato estabelecida pela comunidade Européia.

Na França vem sendo adotado, desde 1991, o Programa Ferti-Mieux, contando com a participação voluntária dos agricultores que são orientados sobre a maneira correta de realizar a fertilização.

Nos Estados Unidos as legislações que controlam a criação de animais e a destinação de seus dejetos encontram-se divididas em três diferentes grupos:

- Grupo 1 - regras para as instalações físicas e para a armazenagem dos dejetos;
- Grupo 2 - regras que incluem a verificação pública de novos projetos, definições de taxas a serem pagas pelos geradores de dejetos, transmissão de técnicas para o uso adequado dos dejetos e ainda prova de capacidade financeira, em que os geradores de dejetos demonstram ter condições de recuperar um eventual problema ambiental;
- Grupo 3 - regras de aplicação dos dejetos no solo baseadas nos níveis de nitrogênio e fósforo contidos nos dejetos e no solo.

No Canadá, mais precisamente na província de Quebec tem vigorado um controle muito rígido da ampliação ou instalação de novas granjas de suínos. Os suinocultores são obrigados por lei a especificar onde serão depositados os dejetos, o método e dosagens de aplicação e em que período do ano isto será realizado.

O Brasil está procurando desenvolver regras e adotando novas soluções para resolver este problema. Uma solução que vem ganhando força é a adoção de licenças ambientais para os empreendimentos geradores de dejetos de animais, pois se trata de um instrumento prévio de controle para o exercício legal de atividades modificadoras do meio ambiente (CONAMA, 237/97).

O Estado do Paraná instituiu em 2002 a Instrução Normativa nº 105.006 – DIRAM/IAP que estabelece os aspectos legais, características de empreendimentos,

critérios de locação e técnicos, procedimentos, níveis de competência e premissas para a concessão de Licenciamento e/ou Autorização Ambiental de Empreendimentos de Suinocultura.

Os critérios gerais estabelecidos para liberação destas licenças foram:

- As áreas devem ser de uso rural;
- A área do empreendimento, incluindo armazenamento, tratamento e disposição final dos dejetos deve estar localizada a uma distância mínima de corpos hídricos, de modo a não atingir áreas de preservação permanente; as instalações que já se encontrem em áreas de preservação permanente deverão ser realocadas;
- A área do empreendimento, incluindo armazenamento, tratamento e disposição final dos dejetos deve estar localizada a 50 m das divisas de terrenos de vizinhos, podendo ser esta distância inferior quando da anuência legal dos respectivos confrontantes; a 12 m de estradas municipais; 15 m de estradas estaduais; 55 m de estradas federais. A distância de 50 m é exigida apenas em relação às áreas de disposição final de dejetos;
- A área do empreendimento, incluindo armazenamento, tratamento e disposição final dos dejetos deve estar a uma distância mínima de 300 m de núcleos populacionais;
- Na localização das construções para a criação dos animais, armazenagem, tratamento e disposição final dos dejetos, devem ser consideradas as condições ambientais da área e do seu entorno;
- Fica vetada a implantação de novos empreendimentos a montante de pontos de captação de água para fins de abastecimento público.

O Estado de Santa Catarina, também, definiu regras para a instalação de operação de empreendimentos de suinocultura, de maneira muito similar ao do Estado do Paraná, ou seja, necessita-se de uma licença ambiental.

2. Conceitos gerais de modelagem matemática e Sistemas de Informação Geográfica (SIG)

A avaliação de problema existentes através de modelos de simulação matemática conforme metodologia utilizada neste trabalho é de fundamental importância na avaliação, entendimento e gerenciamento dos recursos hídricos. Ela pode auxiliar em análises de quantidade e qualidade de águas superficiais e subterrâneas, operação de sistemas de reservatórios, operação de sistemas de abastecimento, adequação do gerenciamento do uso da água, dentre outras coisas. Por este motivo, durante os últimos 40 anos, modelos de simulação têm sido intensamente estudados e utilizados.

Para um melhor entendimento deste trabalho, serão apontados diversos pontos que permitem ampliar a compreensão e o conhecimento sobre técnicas de modelagem, tais como:

- Definições do conceito de modelagem;
- Objetivos;
- Critérios de seleção ou desenvolvimento de modelos;
- Etapas da modelagem;
- Classificações usuais de modelos;
- Tipos de dados geralmente requeridos por modelos;
- Sistema de Informações Geográficas (SIG) em modelagem e suas ferramentas;
- Apresentação de alguns dos principais modelos empregados no mundo, demonstrando suas vantagens e desvantagens.

De uma maneira geral, as definições existentes sobre modelagem convergem para uma tentativa de representar o “mundo real” do melhor modo possível. Batchelor (1994) define um modelo como “uma proposição simplificada da natureza com o propósito de conhecer o fenômeno”. Mendes e Cirilo (2001) entendem os modelos como representações úteis da “realidade” para um dado propósito. Clarke *et al.* (1973) define um modelo matemático de simulação como a representação simplificada de um sistema complexo, onde o modo de ação do sistema é representado por um grupo de equações, junto com hipóteses lógicas, exprimindo as relações entre variáveis e parâmetros.

Segundo a U.S. EPA (1992), um modelo matemático de simulação de qualidade da água é um sistema de expressão matemática que descreve a distribuição espacial e temporal de constituintes da qualidade da água, resultantes do transporte do fluido, processos individuais e interações dentro do ecossistema.

De acordo com Porto e Azevedo (1997), um modelo é uma representação simplificada do sistema real que se deseja analisar. As situações reais são em geral demasiadamente complexas para serem representadas na sua íntegra e, em geral, a maior parte desta complexidade é irrelevante à resolução do problema. Por esta razão, procura-se conceber um modelo da realidade que considere apenas a essência do sistema, ou seja, apenas os aspectos realmente relevantes.

Dentro dos objetivos gerais da modelagem é possível sumarizar as seguintes ações:

- Caracterizar a magnitude do problema: caracterizar a quantidade e a qualidade do escoamento superficial e subterrâneo, de forma espacial e temporal, definindo-se cargas, concentrações, dentre outras possíveis variáveis; caracterizar ainda, a resposta do corpo hídrico às cargas de poluentes por ele recebidas;
- Identificar áreas e processos críticos: o modelo pode delinear e detectar as áreas e processos críticos.
- Analisar possíveis soluções dos problemas: determinar os efeitos, a magnitude, a localização e combinações de medidas de controle;
- Fornecer dados para análise de custo-benefício de medidas de gestão, entre outras.

Em relação aos critérios para seleção ou desenvolvimento adequado de um modelo, é possível destacar os seguintes itens apresentados por Nix (1990) e U.S. EPA (1992):

- Ter um claro entendimento dos objetivos do trabalho, se há necessidade de um modelo de pesquisa ou de gerenciamento, quais são as questões que se deseja que o modelo responda, entre outros.
- Verificar se há necessidade ou não de um modelo de qualidade (é possível que o objetivo do trabalho possa ser atendido sem necessitar de um nível de detalhamento requerido pelos modelos de simulação);

- Verificar se o uso de um modelo simplificado poderá satisfazer os objetivos do trabalho. Frequentemente, um modelo simples de regressão ou estatístico resolve adequadamente o problema e atinge o objetivo;
- Se houver necessidade de modelos complexos, é preciso conhecer a disponibilidade de dados, um modelo complexo sem as informações exigidas por ele não funcionará. De acordo com Tucci (1993) o grau de detalhamento que um modelo pode atingir está relacionado às informações disponíveis e à precisão desejada para retratar a bacia. Além disto, com o aumento da complexidade há um aumento das incertezas sobre o modelo;
- Ter claramente definido qual(is) parâmetro(s) de qualidade é (são) necessário(s) para atender aos objetivos do trabalho;
- Avaliar se há necessidade de resultados por eventos chuvosos ou se pode ser mais indicado à obtenção de resultados mensais ou anuais;
- Avaliar a disponibilidade computacional: a complexidade dos modelos envolve uma maior exigência computacional, o que atualmente, tornou-se um problema menos significativo;
- Avaliar a disponibilidade de pessoal treinado: os modelos devem ser amigáveis e de fácil uso;
- Analisar a sensibilidade do modelo e familiarizar-se com suas características;
- Se possível, calibrar, verificar, validar e avaliar as incertezas do modelo.

Para o adequado desenvolvimento de um modelo, segundo a U.S. EPA (1992), devem ser cumpridas diversas etapas:

- Verificação do modelo: este passo envolve a avaliação do modelo teórico, avaliação da consistência entre o sistema computacional e o modelo teórico, e a integridade do sistema computacional nos cálculos. A verificação do modelo pode ser documentada, ou se o modelo é novo, ele pode ser analisado por peritos independentes;
- Calibração do modelo: usar informações registradas num certo período de tempo, específicas para o local de estudo, com objetivo de ajustar os parâmetros do modelo e obter uma ótima concordância entre a informação medida e a informação modelada;
- Validação do modelo: também referenciada como confirmação do modelo. Este passo consiste em demonstrar que o modelo calibrado reproduz

adequadamente condições conhecidas para um conjunto diferente de dados de entrada. Se um aceitável nível de concordância é obtido entre a informação medida e a informação simulada, então o modelo pode ser considerado validado;

- **Análise de sensibilidade:** consiste em verificar qual a importância dos parâmetros do modelo sobre o resultado de simulação;
- **Análise de incertezas:** este processo consiste em propagar o erro em cada parâmetro e determinar o erro resultante no resultado final. Modelos probabilísticos, como, por exemplo, Análise Monte Carlo, podem responder a esta análise de incerteza.

Para ampliar o conhecimento sobre modelagem, é necessário entender, a princípio, a classificação das diferentes categorias dos modelos. Isto permitirá determinar o tipo de modelo mais adequado de acordo com o resultado desejado. De acordo com U.S. EPA, 1992 e Novotny, 2003 é possível agrupar os modelos de qualidade nas diferentes categorias, descritas a seguir.

- **Categorias referentes à representação espacial:**
 - **Modelo concentrado:** é aquele em que os processos são modelados dentro de um sistema de objetos espaciais discretos e a solução do modelo descreve a entrada e a saída em cada objeto sem tentar determinar a distribuição espacial do processo, como por exemplo: o GLEAMS, o EPIC e o SOIL N;
 - **Modelos distribuídos:** operam sobre um espaço contínuo em que a solução é determinada por cada elemento do espaço. A solução pode ser uni, bi ou tridimensional, dependendo de como as diferentes dimensões espaciais são utilizadas no modelo, como por exemplo: o ANSWERS e o SWAT.

De acordo com Tucci (1993), não existe um modelo distribuído puro, pois na prática, são utilizadas discretizações numéricas concentradas numa pequena subdivisão tornando o modelo neste momento concentrado.

- **Categorias referentes à resolução temporal:**
 - **Simulação por evento chuvoso:** são modelos que simulam respostas para cada simples evento chuvoso, como exemplos: o AGNPS e o ANSWERS;

- Simulação contínua: o modelo pode simular a resposta para uma série de eventos chuvosos anuais, sazonais, mensais, como exemplos: o STORM e o SWAT;
 - Simulação variável: o modelo pode responder a qualquer uma das duas condições, como exemplos: o SWMM e o HSPF.
- Categorias relacionadas à escala espacial:
 - Modelo em escala de campo: são modelos que operam em uma escala menor, mais localizada, descrevendo o que acontece em pequenas áreas. Geralmente, são modelos mais detalhados devido a sua dimensão espacial, como exemplo: o CREAMS;
 - Modelo de corpos receptores: são modelos que simulam especificamente o movimento e espalhamento dos poluentes nos corpos hídricos receptores. Este tipo de modelo se preocupa mais em obter respostas sobre o que acontece com a introdução e fluxo de poluentes nos corpos hídricos. Podem ser hidrodinâmicos, estáticos, dinâmicos ou mistos, como exemplos: o QUAL 2E, o EUTROMOD;
 - Modelo em escala de bacia hidrográfica: este tipo de modelo simula e estima a poluição gerada na fonte e seu movimento até o corpo receptor. Geralmente, este tipo requer a resposta também no corpo receptor. Inclui, geralmente, os seguintes componentes: um hidrológico que estima as características do escoamento gerado na bacia e um de geração e transporte de sedimentos ou de poluentes, como exemplos: o SWMM, o GWLF, o STORM e o SWAT.
- Categorias referentes ao tipo de ocupação do solo:
 - Simulam áreas urbanas: existem modelos mais apropriados para área urbana, como exemplos: o STORM e o SWMM;
 - Simulam áreas rurais: existem modelos mais apropriados para área rural, como o AGNPS e o ANSWERS;
 - Simulam áreas urbanas e rurais: existem modelos que respondem bem as duas áreas, como exemplos: o HSPF e o GWLF.
- Categorias referentes à fonte de poluição:
 - Modelos para fontes difusas: são dedicados ao entendimento do comportamento da poluição por fontes difusas, originadas do escoamento em áreas agrícolas ou em áreas urbanas entre outras;

- Modelos para fontes pontuais: são dedicados ao entendimento do comportamento da poluição por fontes pontuais;
- Modelos para fontes difusas e pontuais: este tipo de modelo permite entender o comportamento tanto da poluição por fontes difusas como por pontuais, ao mesmo tempo.
- Categorias referentes à complexidade do modelo:
 - Modelos simples: neste caso, podem representar uma rápida maneira de identificar respostas com o mínimo esforço e informações requeridas. São geralmente derivados de relações empíricas de características físicas da bacia e exportação de poluentes, que são incapazes de dar resultados detalhados, como o *Watershed Management Model* e o *Watershed*;
 - Modelos Intermediários: estes tipos podem avaliar fontes e impactos, e apresentam um meio termo entre os modelos simples e os detalhados. Diversos destes modelos são desenvolvidos para uma interface com Sistemas de Informações Geográficas (SIG), como o GWLF e o AGNPS;
 - Modelos detalhados: este tipo de modelo é capaz de identificar as causas de problemas. Utilizam as mais complexas formulações para simular o escoamento da água, poluentes e sedimentos, porém requerem inúmeras informações e muitas vezes são inviáveis para bacias de grandes dimensões. Como exemplos têm-se o STORM, o ANSWERS e o SWMM.

Quanto aos dados de entrada requeridos por um modelo, Novotny e Chester (1981) desenvolveram três grupos que podem ser requeridos para uma típica aplicação em modelagem, descritos a seguir:

- Dados do sistema: tamanho da bacia, subdivisão da bacia em áreas homogêneas, impermeabilidade de cada sub-área, declividades, frações de áreas impermeáveis diretamente conectadas com um canal, depressões e pontos de interceptação, características do solo incluindo textura, permeabilidade, erodibilidade e composição, dados das culturas e vegetativos, características da drenagem natural e de sistemas de esgoto;
- Variáveis de estado: temperatura ambiente, coeficientes de absorção, estágio de crescimento das culturas, radiação solar, caracterização dos poluentes;
- Entradas variáveis: precipitação, deposição atmosférica, taxas de evapotranspiração.

Em relação aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) utilizados para o desenvolvimento do modelo proposto neste trabalho, pode-se dizer que é uma ferramenta computacional (*software*) com a capacidade de armazenar, manipular, apresentar dados e informações espacialmente distribuídas. Possui módulos para a realização de operações analíticas, sobreposição e cruzamento de informações.

Rocha (2000) define SIG como: “um sistema com capacidade para aquisição, armazenamento, tratamento, integração, processamento, recuperação, transformação, manipulação, modelagem, atualização, análise e exibição de informações digitais georreferenciadas, topologicamente estruturadas, associadas ou não a um banco de dados alfanuméricos”.

Segundo Yuaça e Schmidlin (1997), SIG é uma ferramenta operacional que pode ser utilizada para dar suporte ao planejamento, gerenciamento, tomada de decisão e definição de políticas.

Para a área de recursos hídricos, os sistemas de informações geográficas permitem combinar informações topográficas, geológicas, uso do solo, hidrológicas, níveis de freáticos, dentre outras. Tais informações podem ser adquiridas de imagens de satélites, mapas topográficos, de solo e hidrológicos, etc. Entre os trabalhos realizados com SIG podem ser citados: o de planejamento, projetos, análise de sistemas de esgoto (McKinney *et al.*, 1992), estudos ligados a questões de águas subterrâneas (Hinaman, 1993; Lassere *et al.*, 1999; Raterman *et al.*, 2001), estudos ligados a questões de águas superficiais (Shamsi, 1996), dentre outros.

O acesso de uma diversa gama de usuários ao sistema de processamento foi facilitado devido à rápida evolução e barateamento dos custos de aquisição destes sistemas, sendo comum encontrá-los nas universidades, escolas e em instituições públicas e privadas. Desta forma, desde 1980, vários modelos passaram a utilizar a funcionalidade do SIG. Dentre eles têm-se SWAT, GWLF, AGNPS.

Um Sistema de Informações Geográficas é caracterizado por quatro componentes principais:

- **Dados Geográficos:** são todas as informações necessárias para alimentar o sistema de informação geográfica; estes dados no SIG podem ser estocados em camadas temáticas. Por exemplo, as camadas temáticas para uma cidade poderiam ser: mapas de ruas, mapas hidrográficos, mapas de zoneamento, de taxa de ocupação, entre outros, enquanto para uma área rural podemos

ter: mapas de ocupação do solo, de tipos de solos, hidrográficos, climáticos, de estradas, entre outros.

Este banco de dados pode estar estruturado por meio de:

- Informação espacial: esta é uma locação física para o dado, associado às coordenadas, geralmente apresentado em forma de mapas;
- Atributos: são as informações descritivas de um determinado ponto ou área, por exemplo: número de animais de um determinado criador, tipo de animais, peso, entre outras.

O formato destes dados pode ser:

- Vetor: que representa os recursos físicos como polígonos, linhas ou pontos, por exemplo: recursos físicos como campos agrícolas e lagos são representados como polígonos; rios e estradas como linhas e minas e moradias como pontos;
 - *Raster*: neste caso as informações são estocadas numa matriz de células ou *pixels* que representam uma área retangular. A resolução espacial de uma imagem refere-se ao tamanho da área geográfica que a célula representa.
- *Hardware*: é a parte física do computador;
 - *Software*: é a parte lógica, utilizado para armazenar, analisar e exibir informações geográficas. Diversos pacotes de programas de SIG podem ser encontrados no mercado, os principais deles encontram-se descritos abaixo:
 - ARCVIEW®: trata-se de um pacote SIG desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute* (ESRI), que pode ser visto como uma composição entre o Arcmap utilizado para a composição de mapas e análises geográficas e o Arccatalog utilizado para gerenciamento de informações geográficas. Dentre os modelos que utilizam o Arcview como *software*, encontram-se: o HSPF, o SWMM e o MIKE;
 - ARCINFO®: trata-se de um pacote SIG desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute* (ESRI) e *Henco Software, Inc.* (Henco). Arc/Info é uma importante ferramenta para automação, gerenciamento, obtenção de informações com base geográfica. O Arc/Info é um *software* SIG com base vetorial que roda em Unix e

Windows NT. Dentre os modelos que utilizam o Arcinfo como *software*, encontram-se: o GLEAMS e o MODFLOW;

- ARCGIS®: também é um pacote SIG desenvolvido pela *Environmental Systems Research Institute* (ESRI), com o intuito de combinar algumas das vantagens do ARCVIEW® com as do ARCINFO® e outros produtos desenvolvidos pela ESRI;
- GRASS®: *Geographic Resources Analysis Support System* (GRASS) desenvolvido pela *U.S. Army Construction Engineering Research Laboratories* (USA-CERL), que faz parte da *U.S. Army Corps of Engineers*. Trata-se de um *software* de domínio público com base *Raster* utilizado para gerenciamento de informações geográficas, processamento de imagens, produção de gráficos, modelagem espacial e visualização de informações. Dentre os modelos que utilizam o GRASS como *software*, encontram-se: o SWAT e o ANSWERS;
- IDRIS®: é um *software* SIG com base *Raster* que processa imagem em SIG e possui capacidade analítica de estatísticas espaciais. Proporciona a funcionalidade analítica do SIG, sensoriamento remoto e base de dados para o gerenciamento de recursos. Foi desenvolvido e é mantido pelos Laboratórios Clark, uma organização de pesquisa sem fins lucrativos em conjunto com a Escola de Geografia da Universidade Clark;
- SPRING®: um *software* nacional, projetado pelo INPE/DPI com funções de processamento de imagens, análise espacial, modelagem numérica de terreno e consulta a bancos de dados espaciais, apresenta licença de uso gratuita, não exige máquinas sofisticadas ou sistemas operacionais especiais, conta com um sistema de ajuda eficiente que pode ser consultado durante sua operação (Sousa et al., 2004).
- Usuários: são as pessoas responsáveis por armazenar, manipular e apresentar os dados. No caso específico deste trabalho são os responsáveis pelos novos licenciamentos de criações de animais e seu grupo de apoio, os quais necessitam entender perfeitamente cada etapa a ser desenvolvida no

trabalho e trabalhar com os dados de forma integrada. Porém, pode ser necessário o auxílio de especialistas para apoio a estes usuários, tais como: técnicos para promover a entrada de dados, técnicos especializados em *software* e *hardware* e etc.

Há muitas ferramentas num sistema de informações geográficas que podem facilitar os trabalhos de modelagem, dentre elas estão:

- Calculadora de mapas: é uma ferramenta que permite adicionar, subtrair, dividir ou multiplicar os valores de um determinado *layer* temático, por um valor numérico especificado pelo usuário ou por valores de outro *layer* temático, célula a célula. Outras funções são: usar valores de uma matriz para realocar valores de um ou mais temas, este é um rápido caminho para reorganizar prioridades quando um novo objetivo tenha sido determinado; sobrepor dois temas e selecionar o máximo ou o mínimo valor entre os dois para cada célula, dentre muitas outras opções que variam de programa para programa;
- Atributos de temas: cada tema pode apresentar um atributo correspondente vinculado em tabelas. Para cada atributo é dado um número de referência e quando o mapa de referência é requerido, este número é mostrado na tela, possibilitando ver a descrição do atributo que corresponde a este número. Em alguns casos um elemento analisado pode gerar diferentes temas e ser listado em diversas tabelas de atributos;
- Reclassificação de mapas: existem casos onde há necessidade de reclassificar o número designado para um determinado atributo. A reclassificação de mapas permite mudar o número associado com um atributo, tanto na tabela quanto no mapa;
- *Buffers*: podem ser utilizados para criar novos mapas e gerar quantificações para novos designs. Um típico *buffer* estabelece uma zona ao redor de certos elementos: ponto, linha, ou polígono, baseado numa distância determinada destes elementos. A área dentro do *buffer* pode ser calculada ou processada com novos dados;
- Modelo Numérico de Terreno (MNT): é uma matriz (*Raster*) de números que apresenta a distribuição geográfica de elevações (Moore *et al.*, 1991), ou seja, indica a distribuição espacial do relevo em uma imagem digital.

Sua importância para este trabalho é permitir a definição do encaminhamento do poluente até o corpo hídrico.

Alguns dos produtos derivados do MNT encontram-se relacionados a seguir:

- Rede de drenagem: trata-se do grupo de células onde a área acumulada supera um determinado valor determinado pelo usuário e teoricamente coincide com a localização dos canais naturais em um terreno real;
- Direção de escoamentos: é atribuído a cada uma das células do MNT direção de fluxo para uma das suas oito células vizinhas;
- Delimitação de sub-bacias: mecanismo que divide a bacia nas suas sub-bacias, definidas pelos afluentes da rede de drenagem de ordem inferior ao da bacia de origem;
- Declividade: é um atributo muito utilizado, pois exerce influência sobre o fluxo de água;
- Remoção de depressões: ocorre quando todas as células vizinhas são mais altas, surgindo a impossibilidade de definir a direção de fluxo, sendo possível remover estas depressões por meio do preenchimento de células com alturas mais baixa entre as células vizinhas.

Segundo Mendes e Cirilo (2001), todo o processo de transferência (movimento) dos elementos do ciclo hidrológicos, ao longo da bacia, está fundamentalmente baseado em atributos topográficos, ou seja, o fluxo de água, sedimentos, contaminantes, entre outros, obedece às condicionantes topográficas como indicadores do caminho do movimento.

De acordo com Mendes e Cirilo (2001), a determinação da direção do fluxo no MNT é realizada por um algoritmo de cálculo das direções de escoamento obtido por Jenson e Dominique (1988). Esta direção é obtida numa janela de 3x3 (Figura 2.1) que percorre o MNT e atribui a cada célula a direção para uma de suas oito vizinhas. A direção é feita mediante uma pesquisa de direção de maior declividade.

Para cada célula é calculada a declividade para as células vizinhas, associando-se a direção da maior declividade a um código numérico arbitrário, resultando em uma matriz de aspecto ou direções de maior declividade ou direção de escoamento, este também pode ser representado na forma de setas da direção de escoamento (Figura 2.2).

Figura 2.1. Direção de fluxo no MNT, para cada célula vizinha.

Fonte: Mendes e Cirilo (2001).

4	4	5	5	6	↘	↘	↓	↓	↙
3	4	5	6	5	→	↘	↓	↙	↓
2	3	4	5	6	↗	→	↘	↓	↙
2	3	4	5	6	↗	→	↘	↓	↙
3	4	5	5	5	→	↘	↓	↓	↓
3	3	3	5	7	→	→	→	↓	←

Figura 2.2. Codificação da matriz de escoamento.

Fonte: Mendes e Cirilo (2001).

Finalizando este item é necessária a apresentação de alguns dos modelos de gerenciamento e carregamento de poluentes em bacias hidrográficas mais relevantes e utilizados em recursos hídricos. Os modelos selecionados encontram-se na Tabela 2.1 e pode-se observar para cada modelo apresentado qual o modelo hidrológico, os objetivos específicos, a classificação geral, os dados necessários de entrada e as limitações para cada tipo de modelo apresentado.

Estas informações permitirão entender o que os modelos trazem em sua estrutura e a possibilidade de seu uso para dada situação. O conhecimento destes modelos é de suma importância para embasar o desenvolvimento de um novo modelo ou mesmo ainda avaliar a possibilidade do próprio uso de alguns deles.

Tabela 2.1. Informações gerais sobre diversos modelos existentes.

Nome do Modelo	Modelo Hidrológico	Objetivo	Classificação	Dados de Entrada	Limitações	Fontes
AGNPS (<i>Agricultural Nonpoint Source Pollution model</i>).	SCSCN (<i>Soil Conservation Service Curve Number</i>).	Simulação da qualidade de águas superficiais (geralmente nitrogênio e fósforo) e os efeitos da adoção de práticas culturais.	Simulação de bacia hidrográfica, simulação por evento chuvoso, carga pontual e difusa, distribuído.	Características de solo e topografia, informação climáticas, histórico de cultura e aplicação de nutrientes, fontes pontuais, geomorfologia.	Complexidade de dados de entrada, não há transformações químicas de nitrogênio e fósforo, requerem pequenos elementos de célula e assumem que estas são homogêneas.	Young et al. (1986).
ANSWERS (<i>Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation</i>).	Integrado no modelo.	Simulação da resposta hidrológica, das massas erodidas e da qualidade da água (nitrogênio e fósforo) para bacias hidrográficas.	Simulação de bacia hidrográfica, simulação por evento chuvoso, carga pontual e difusa, distribuído.	Detalhada descrição da bacia: topografia, rede de drenagem, solos e uso do solo, sistemas de cultivos.	Complexidade de dados de entrada, não há transformações químicas de nitrogênio e fósforo, requerem pequenos elementos de célula e assumem que estas são homogêneas.	Beasley et al. (1980).
ARM (<i>Agricultural Runoff Management model</i>).	SWM (<i>Stanford Watershed Model</i>).	Simulação do movimento e degradação de poluentes em bacias com menos que 5 km ² .	Simulação de bacia hidrográfica, simulação contínua.	Evapotranspiração diária, temperatura do ar diária mín. e máx., velocidade do vento, radiação solar diária, dados pluviométricos e concentração de N no solo.	Os volumes de água e nitrogênio produzidos sobre a bacia são encaminhados diretamente para a saída desta, ausência de um fator redutor, uso para bacias que não excedam 5 km ² .	Donigian e Crawford (1976).

Tabela 2.1. Informações gerais sobre diversos modelos existentes (Continuação).

Modelo	Modelo Hidrológico	Objetivo	Classificação	Dados de Entrada	Limitações	Fonte
BASINS (Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources).	HSPF ou SWAT.	(1) facilitar os estudos de informações ambientais; (2) serve para análise de sistemas ambientais; (3) testar os impactos de cenários de gestão nas bacias.	Simulação em nível de bacia hidrográfica, simulação contínua, distribuído.	Ocupação do solo, topografia, zonas urbanas, limites de ecoregiões, captações de água potável, barragens, medidas de estações de qualidade da água, climáticos, sedimentação, entre outros.	Complexidade de dados de entrada e é pouco amigável ao usuário.	U.S. EPA (2000).
CNS (Cornell Nutrient Simulation model).	SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number).	Simulação de perdas de solos, N dissolvido e particulado e P dissolvido e particulado, para bacias rurais com menos que 5 km ² .	Simulação em nível de bacia hidrográfica, simulação contínua.	São requeridos 30 dados de entrada, entre eles: chuva diária, sua duração, temperaturas médias diárias, características físicas da bacia, dados agronômicos.	Complexidade de dados de entrada e dimensão da bacia.	Tubbs e Haith (1981).
CREAMS (Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Manag. Systems).	SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) modificado.	Simulação dos impactos das mudanças de práticas agrícolas sobre perdas de solo, N, P e pesticidas.	Simulação em escala de campo, simulação contínua ou por evento chuvoso.	48 parâmetros (19 para o modelo hidrológico e 29 para o modelo de qualidade), entre eles: chuvas diárias e horárias, temperaturas médias mensais, radiação solar média, dados de entradas de N e P.	Complexidade de dados de entrada e o fato do modelo ser em escala de campo.	Knisel (1980).

Tabela 2.1. Informações gerais sobre diversos modelos existentes (Continuação).

Modelo	Modelo Hidrológico	Objetivo	Classificação	Dados de Entrada	Limitações	Fonte
GWLF (Generalized Watershed Loading Functions).	SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number).	Simulação de cargas totais de N e P nos rios.	Simulação em nível de bacia hidrográfica, simula contínuo, distribuído, simula cargas pontuais e difusas.	Precipitação diária e informações de temperatura, evapotranspiração, concentração de nutrientes no escoamento, dados de fontes pontuais.	Armazenamento da chuva e tratamento não são devidamente explicados.	Haith et al. (1992).
HSPF (Hydrolog. Simulation Program FOR-TRAN).	SWM (Stanford Watershed Model).	Simulação de carga de poluentes e qualidade da água em bacias complexas.	Simula contínuo e por evento chuvoso.	Precipitação diária e informações de temperatura, evapotranspiração, e intensidade solar, dentre uma grande quantidade de parâmetros.	Extensiva quantidade de qualidade de água é necessária para a calibração, requer muitos dados de entrada e não muito amigável ao usuário.	U.S. EPA (1997).
SPNM (Sediment Phosphorus Nitrogen Model).	SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) modificado.	Simulação da contribuição agrícola de poluentes para a água: N e P para bacias de até 2000 km ² .	Simulação em nível de bacia hidrográfica, modelo conceitual, distribuído e contínuo.	Precipitação diária, temperatura média mensal, evapotranspiração potencial, datas e quantidades de entradas de nitrogênio e fósforo, coeficiente de umidade do solo, entre outros.	Complexidade de dados.	Williams e Haan (1978).

Tabela 2.1. Informações gerais sobre diversos modelos existentes (Continuação).

Modelo	Modelo	Objetivo	Classificação	Dados de Entrada	Limitações	Fonte
Hidrológico						
SWAT (<i>Soil and Water Assessment Tool</i>).	SCSCN (<i>Soil Conservation Service Curve Number</i>).	Simulação de práticas de gerenciamento na bacia sobre a qualidade da água.	Simulação em nível de bacia hidrográfica, modelo físico, distribuído e contínuo.	161 parâmetros: modelo numérico de terreno, pedológico, geológico, ocupação do solo, precipitação diária, temperatura máxima e mínima diária, condutividade hidráulica do solo, entre outros.	Complexidade de dados de entrada e é pouco amigável ao usuário.	Arnold <i>et al.</i> , (1994).
SWIM (<i>Soil and Water Integrated Model</i>).	MATSALU.	Modelação da transferência de nutrientes (N e P) do solo a água na bacia.	Simulação em nível de bacia hidrográfica, modelo físico, distribuído e contínuo, mensal ou anual a escolha do modelador.	Modelo numérico do terreno, ocupação do solo, pedologia, nível piezométrico, dados agronômicos e dados climáticos (temperatura média, mínima e máxima diária, radiação solar), entre outros.	Complexidade de dados de entrada.	Krysanova <i>et al.</i> (1996).
SWMM (<i>Storm Water Manag. Model</i>).	SCSCN (<i>Soil Conservation Service Curve Number</i>) modificado.	Simulação dos componentes de bacias em termos de qualidade e quantidade.	Simulação em nível de bacia hidrográfica, modelo conceitual, distribuído, eventual ou contínuo.	Antecedente climático, ocupação do solo, topografia, pedologia, massas de poluentes acumulados entre dois episódios, parâmetros hidráulicos.	Complexidade de dados, mais adequado para áreas urbanas.	Metcalf e Eddy (1971).

3. Balanço de nitrogênio e fósforo em agro-ecossistemas e o modelo hidrológico e de transporte de nutrientes

Os poluentes geralmente associados com cargas difusas de origem agrícola são sedimentos, nutrientes (especialmente, o nitrogênio e o fósforo), pesticidas, bactérias e patógenos. Este trabalho objetivou o estudo dos seguintes poluentes: o nitrogênio e o fósforo. Atualmente, uma grande quantidade destes nutrientes vem sendo adicionada anualmente nos solos com intuito de aumentar a produção agrícola. Estes nutrientes sofrem no solo uma grande quantidade de interações, pois são assimilados pelas plantas ou são conduzidos para a atmosfera e/ou para os corpos hídricos. Neste trabalho, será considerado, para definir a disponibilidade de nutrientes para perdas para corpos hídricos, todos os aportes externos de nutrientes ao solo (aqui denominado de entradas), as assimilações pelas plantas e as perdas para atmosfera (aqui denominado saídas) e as perdas para os corpos hídricos, as quais estão ligadas ao componente hidrológico e de transporte dos nutrientes.

Para melhor entendimento da disponibilidade de nutrientes, as explanações sobre os nutrientes nitrogênio e fósforo serão realizadas separadamente.

3.1. O elemento, formas e dinâmica do nitrogênio em agro-ecossistemas

O elemento nitrogênio é um dos mais abundantes na Terra, sendo também um dos mais importantes e necessários para a vida tal qual a conhecemos. Tão importante quanto os outros elementos fundamentais como: o carbono, o hidrogênio e o oxigênio. Ele é encontrado na composição de moléculas de ácidos nucleicos, proteínas, polissacarídeos, entre outros. Na natureza, o nitrogênio pode ser encontrado principalmente nas rochas, materiais orgânicos, sedimentos, solo e atmosfera.

O nitrogênio é considerado como um elemento essencial para suprir as necessidades nutricionais requeridas pelas plantas. Sua falta é um dos maiores fatores

limitantes ao seu adequado desenvolvimento e está associado à alta produtividade agrícola.

Devido à sua importância para as plantas e produtividade agrícola, os produtores agrícolas acabam, muitas vezes, lançando altas quantidades de nitrogênio no solo, por meio de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos, pré ou pós plantio. Isto pode originar problemas ambientais, tais como: a contaminação dos lençóis freáticos, processos de eutrofização, elevação da concentração de amônia na atmosfera, entre outros.

O nitrogênio no solo ocorre nas formas orgânicas e inorgânicas. Dentre as formas inorgânicas encontradas, incluem-se o íon amônio (NH_4^+), a amônia (NH_3), o nitrito (NO_2^-), o nitrato (NO_3^-), o óxido nitroso (N_2O), o óxido nítrico (NO), o dióxido de nitrogênio (NO_2) e o nitrogênio diatômico (N_2). Sendo as formas mais importantes as amoniacais, as nítricas e as orgânicas.

Na forma amoniacal, apresenta as maiores perdas por meio de escoamento superficial ou processos erosivos, por ser comumente encontrado fixado às partículas do solo. Nas formas nítricas, principalmente o nitrato, apresenta dificuldades para ser fixado nas partículas do solo, permanecendo em solução e podendo ser facilmente lixiviado. A forma amoniacal é a principal forma utilizada na absorção de nitrogênio pelas plantas.

A forma nítrica apresenta um grande potencial poluidor, segundo informações apresentadas por Vitousek *et al.* (1997). Em aproximadamente mil lagos estudados na Noruega, os níveis de nitrato dobraram em menos de uma década. Estudos realizados no Rio Mississippi, apontam que a quantidade de nitrato em suas águas mais que dobrou desde 1965.

O nitrogênio orgânico no solo pode estar presente nas seguintes formas: aminoácidos, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos, açúcares nitrogenados e outras proteínas. A forma orgânica geralmente é a mais encontrada no solo, contudo, ela não está relacionada diretamente a danos ambientais. Porém, ao interagir com o solo ou com a água pode formar formas nítricas ou amoniacais.

A dinâmica de nutrientes através do agro-ecossistema está relacionada à produtividade das propriedades rurais e às perdas de nitrogênio para o meio aquático, quer por lixiviação ou por escoamento superficial. A dinâmica do nitrogênio é muito

complexa e difícil de ser medida, pois envolve muitos processos de transformações, aportes e perdas (Figura 3.1). Estes processos se dão em função de diferentes fatores e são influenciadas por outros igualmente complexos.

Para a construção de um modelo de balanço de nitrogênio baseado nesta dinâmica, é necessário o conhecimento detalhado de cada um dos processos que a envolve e a possibilidades de transformação destes em equações simplificadas ou, ainda, a determinação de possíveis relações que os representem de uma maneira mais realista possível.

O nitrogênio está continuamente circulando entre as plantas, os organismos do solo, a matéria orgânica e a atmosfera em uma série de complexas transformações bioquímicas, sendo que, a maior parte do nitrogênio no solo encontra-se na matéria orgânica e no húmus. Contudo, o processo conhecido como mineralização lentamente transforma o nitrogênio da matéria orgânica, por meio de decomposição microbiana em íons amônio (NH_4^+), liberando-o para o solo, onde pode ficar fortemente absorvido ou relativamente imóvel, ou ainda, pode ser utilizado pelas plantas ou ser movido com os sedimentos.

Outro processo que representa as interações do nitrogênio no agro-ecossistema é o processo de nitrificação no qual microorganismos do solo transformam íons amônia em nitrito e, então, rapidamente em nitrato, que pode ser facilmente absorvidos pelas raízes.

No processo de imobilização, a amônia e o nitrato são convertidos para a forma orgânica, por meio da ação de microorganismos.

A desnitrificação converte nitrato e nitrito em óxido nitroso e nitrogênio gasoso por meio da ação microbiológica em um ambiente anaeróbico. Nestas novas formas, são facilmente perdidos para atmosfera.

Associada a todas estas interações que existem no solo, há diferentes aportes de nitrogênio que são provenientes: da adubação química (fertilizantes), da adubação orgânica, da fixação biológica, da deposição atmosférica e de resíduos culturais. Existem, também, algumas perdas que ocorrem do solo para atmosfera ou para corpos hídricos, tais como: volatilização da forma amoniacal, escoamento para corpos hídricos superficiais, desnitrificação e lixiviação para corpos hídricos subterrâneos.

Figura 3.1. Dinâmica do elemento nitrogênio no agro-ecossistema.

O entendimento do balanço desta dinâmica do nitrogênio, considerando-se as entradas (aportes de nitrogênio no solo) e saídas (remoção pela cultura, as perdas de nitrogênio do solo para atmosfera e para os corpos hídricos) e os processos que ocorrem no solo, é fundamental pra definir o quanto estará disponível em uma determinada área para ser carregado num evento chuvoso.

Como exemplo deste balanço realizado em diferentes países do mundo, pode se citar o desenvolvido por Galvão *et al.* (2008), no Brasil, na região de Esperança, no Estado da Paraíba. Os resultados observados estão sumarizados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Balanço do nitrogênio em locais com aplicação de dejetos de bovinos.

Elemento	Entrada ^{*1} (kg/ha/ano)	Saídas ^{*2} (kg/ha/ano)	Perdas Estimadas (kg/ha/ano)	Saldo Anual (kg/ha/ano)
Nitrogênio	171	98	5	68

Obs: ^{*1} baseado numa dosagem média de 8,7 kg de nitrogênio/ kg de dejetos de bovinos e uma aplicação média de 16 ton./ha de dejetos de bovinos. ^{*2} na remoção de nutrientes pela cultura de batata (produtividade de tubérculos de 6.000kg/ha) e feijão comum (produtividade de grãos 500 kg/ha e de palha 285 kg/ha).

Fonte: Adaptado de Galvão *et al.* (2008).

Outros estudos podem ser observados nas Tabelas 3.2 e 3.3 realizados com o balanço de nitrogênio em diferentes regiões dos Estados Unidos (Miller e Donahue, 1995) e o balanço de nitrogênio realizado na Holanda (RIVM-RIZA, 1991).

Tabela 3.2. Balanço de nitrogênio para sete diferentes tipos de cultivos encontrados nos Estado Unidos.

Entradas	kg/ha/ano						
	Grama Azul (N.C.)	Milho Grão (Índia.)	Soja (Ark.)	Trigo (Kansas)	Batata (Maine)	Algodão (Calif.)	Pinus (Miss.)
Fertilizantes	168	112	0	34	168	179	—
Irrigação	—	10	—	—	—	50	—
Fixação do Nitrogênio	—	—	123	—	—	—	—
Outros	10	10	10	6	6	3	11
Saídas	Grama Azul (N.C.)	Milho Grão (Índia.)	Soja (Ark.)	Trigo (Kansas)	Batata (Maine)	Algodão (Calif.)	Pinus (Miss.)
Remoção pela cultura	38	85	90	36	80	79	12
Desnitrificação	5	15	15	5	15	20	1
Volatilização da amônia	9	—	—	—	—	—	—
Lixiviação	—	15	10	4	64	83	1
Erosão e escoamento para águas superficiais	14	16	16	5	15	50	1

Fonte: Miller e Donahue (1995).

Tabela 3.3. Balanço do nitrogênio em solos da Holanda.

Entradas	1.000 ton. de Nitrogênio	Saídas	1.000 ton. de Nitrogênio
Fertilizantes orgânicos	554	Remoção pela cultura	462
Fertilizantes inorgânicos	502	Escoamento para águas superficiais	160
Deposição atmosférica	142	Volatilização da amônia	108

Fonte: RIVM-RIZA (1991).

Tabela 3.3. Balanço do nitrogênio em solos da Holanda (Continuação).

Entradas	1.000 ton. de Nitrogênio	Saídas	1.000 ton. de Nitrogênio
Outros	56	Acumulação no solo e lixiviação	147
		Desnitrificação	377
Total	1254	Total	1254

Fonte: RIVM-RIZA (1991).

A Organização para Cooperação de Desenvolvimento Econômico - OCDE (2001) adota o balanço de nutrientes como um indicador ambiental que mede a diferença entre o nitrogênio que entra no sistema agrícola (principalmente por adubação orgânica e inorgânica) e a que sai do sistema (remoção pela cultura). Sendo o excesso considerado como um indicador potencial de poluição ambiental, enquanto o déficit indica um potencial problema para a produção agrícola. Os elementos utilizados no balanço de nitrogênio da OCDE podem ser observados na Figura 3.2.

Figura 3.2. Elementos utilizados no balanço de nitrogênio da OCDE.

Fonte: OCDE (2001).

Stanhope (2003) apresenta o cálculo da dinâmica de nitrogênio para áreas agrícolas, com as seguintes entradas: fertilizantes, fixação simbiótica da soja, deposição atmosférica seca e úmida e fixação não simbiótica e com as seguintes saídas: remoção pela cultura, desnitrificação e volatilização. Para áreas florestais, as entradas são: deposição atmosférica seca e úmida e fixação não simbiótica e as saídas são: remoção para biomassa de madeira e desnitrificação.

Ao trabalhar com a dinâmica de nutrientes, muitos autores vêm definindo o quanto de nitrogênio encontra-se disponível para perdas. De acordo com Pierce *et al.* (1991), a quantidade de nitrogênio disponível para a lixiviação em uma área agrícola, pode ser calculada pela Equação 3.1.

$$NAL = \{(SN + FM + PREC) - [(SN + FM + PREC) \times (DN/100)]\} - UP \quad (3.1)$$

em que: NAL = nitrogênio disponível para perda por lixiviação em kg/100m²/ano;

SN = nitrogênio no solo em kg/100m²/ano;

FM = nitrogênio de fertilizantes e dejetos em kg/100m²/ano;

PREC = nitrogênio da deposição úmida e seca em kg/100m²/ano;

DN = nitrogênio da desnitrificação em %;

UP = remoção pela cultura em kg/100m²/ano.

Observa-se que, ao definir esta fórmula, Pierce *et al.* (1991), admitem que as perdas por escoamento superficial sejam muito pequenas se comparadas com as perdas por fluxo sub-superficial, porque o nitrogênio é perdido, primariamente, por lixiviação na forma de nitrato.

Para Burkart *et al.* (2006), a equação que expressa o excesso de nitrogênio no solo pode ser observada na Equação 3.2.

$$E = F + Ms + Mr + Mm + A - C - V - S - D \quad (3.2)$$

em que: E = excesso de nutriente no solo;

F = aplicação de fertilizantes;

Ms = mineralização da matéria orgânica no solo;

Mr = mineralização de resíduos agrícolas;

Mm = mineralização dos dejetos;

A = deposição atmosférica;

C = remoção pela cultura;

V = volatilização do N no solo;

S = volatilização de N durante a senescência da cultura;

D = desnitrificação do N.

Shaffer e Delgado (2002) estimam o balanço de massa de nitrogênio na forma de nitrato disponível para lixiviação do solo, usando a Equação 3.3.

$$\text{NAL} = \text{Nf} + \text{Np} + \text{Nres} + \text{Nn} - \text{Nplt} - \text{Ndet} - \text{Noth} \quad (3.3)$$

em que: NAL = massa de nitrogênio na forma de nitrato para lixiviação;

Nf = nitrogênio de fertilizantes;

Np = nitrogênio da precipitação ou água de irrigação;

Nres = nitrogênio residual no solo;

Nn = nitrogênio da nitrificação;

Nplt = nitrogênio removido pela cultura;

Ndet = nitrogênio da desnitrificação;

Noth = nitrogênio perdido por erosão e escoamento.

Para Howarth *et al.* (1996) a equação para a obtenção do nitrogênio exportado pode ser observada na Equação 3.4.

$$\text{TN} = -120 + 0,79 \text{ Ndep} + 0,11 \text{ Nai} \quad (3.4)$$

em que: TN = nitrogênio total exportado;

Ndep = nitrogênio da deposição seca e úmida;

Nai = nitrogênio de entradas antropogênicas (fertilizantes + fixação biológica + entradas agrícolas – remoção agrícola).

Siebert (2005) utiliza o balanço de nitrogênio com equação bastante similar a estas apresentadas para simular o nitrogênio para a superfície do solo em uma escala mundial.

3.2. Etapas da dinâmica do nitrogênio

3.2.1. Nitrogênio na fertilização orgânica

A aplicação de fertilizantes orgânicos constitui-se numa fonte de nutrientes para o solo, além de promover melhorias em sua qualidade, dentre outros benefícios. Porém, esta aplicação tem criado impacto significativo em áreas onde o uso de dejetos é feito sem nenhum controle, geralmente devido à disponibilidade excessiva desse tipo de insumo por parte dos agricultores (Heatwaite *et al.*, 2000).

Para o entendimento da disponibilidade deste nutriente na bacia hidrográfica, cuja origem é a aplicação dos dejetos de animais, é necessário passar por três etapas: a quantificação da carga de nutriente gerada na bacia; as alterações desta carga no período em que ele permanece armazenado e como o nutriente é distribuído pela bacia.

Para quantificar qual a carga gerada na bacia, deve-se conhecer quanto é gerado de dejetos por cada animal e qual a concentração de nutrientes encontrados nestes dejetos. É claro que a quantidade e a concentração podem variar em função da quantidade e da qualidade da dieta consumida pelos animais, sua idade, sua raça e sua categoria (ex: leitão, reprodutor, fêmea no caso de suínos ou novilho, reprodutor; em caso de bovinos), condições fisiológicas, entre outros.

Geralmente, as citações sobre a geração de dejetos ou nutrientes podem ser apresentadas por unidade animal ou relacionadas ao peso vivo dos animais, como por exemplo, a apresentada por Siebert (2005) que é igual a 11 kg de N/animal/ano para suínos.

Uma solução possível para definir a quantidade de nutrientes gerada por fertilizantes orgânicos passa por levantamentos de campo na região de estudo, levantando os volumes gerados por animais e realizando análises laboratoriais da concentração dos nutrientes presentes nos dejetos destes. Esta solução parece adequada em termos de precisão, porém, é, muitas vezes, inviável devido às dificuldades de execução e dos custos que geram; o que pode não ser compatível com a filosofia de utilizar dados de fácil obtenção proposta neste modelo.

Outra solução para definir esta quantidade passa pelo uso de dados e tabelas citadas em literatura, neste caso o primeiro passo é o de verificar a quantidade de dejetos gerada pelos animais (massa ou volume), o que pode ser observado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Valores estimados da produção total de excrementos (fezes + urina) produzidos por animais.

Animais	Peso médio (kg)	Produção total de excrementos por 500 kg de peso vivo	
		Em kg /dia	Em Dm ³ /dia
Vaca Leiteira	450	41,3	41,6
Bovino de Engorda	450	30,2	31,5
Vitela	90	31,1	31,6
Leitão	15	33,3	36,6
Porcos de engorda	30	31,6	32,6
Porcos de engorda	70	31,4	32,2
Porcos de engorda	110	33,6	35,5
Ovelhas	45	20	18,9
Galinha poedeira	1,8	26,4	28,3
Frango	0,9	35,6	37,8
Peru	6,8	23,7	23,4
Cavalo	450	22,7	23,4

Fonte: United States Department of Agriculture - USDA (1992).

Para a definição destas quantidades de dejetos gerados, pode se recorrer ainda a informações apresentadas por diferentes tipos de animais, pois refletem melhor o entendimento das diversidades existentes entre os diferentes tipos de criações de animais. Exemplo deste tipo de informação pode ser observado na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Produção média diária de dejetos para diferentes categorias de suínos.

Categoria	Estrume (kg/dia)	Estrume + urina (kg/dia)	Dejetos líquidos (l/dia)
Suínos 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,00
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Oliveira (1993).

O passo seguinte seria transformar as quantidades de dejetos produzidos pelos animais em quantidade de nitrogênio gerados. Isto pode ser obtido por meio de informações de percentuais de nitrogênio nos dejetos ou de relações massa/massa ou massa/volume presentes nestes dejetos. Um exemplo destas relações encontra-se apresentado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Dados de relação massa/massa de nitrogênio presentes em dejetos de animais.

Animais	Valores (g/kg base seca)
	N
Esterco de curral	17,3
Cama de Poderia	23,8
Cama de frango de corte	27,7
Esterco de suínos	20,2

Fonte: Adaptado Melo e Marques (2000).

Existem dados e tabelas que já correlacionam diretamente a quantidade de nutrientes com o peso vivo, como o apresentado na Tabela 3.7.

Tabela 3.7. Relação quantidade de nutrientes produzidas diariamente e peso vivo animal.

Animais	Valores (fezes + urina) (kg/dia/500 kg de peso vivo)
	N
Vaca Leiteira	0,23
Bovino de Engorda (Peso entre 350-500 kg)	0,15
Bovino de Engorda (Peso entre 200-350 kg)	0,15
Leitão (até 15 kg)	0,30
Porcos de engorda (Peso entre 15-100 kg)	0,21
Porcas reprodutoras	0,10
Varrascos	0,07
Ovelhas	0,23
Galinha poedeira	0,41
Frango	0,55
Peru	0,37
Cavalos	0,14

Fonte: USDA (1992).

Outro modo para definir a quantidade de nitrogênio proveniente da adubação orgânica, mais especificamente para suínos, seria por meio do conhecimento do volume gerado de dejetos e do seu conteúdo de sólidos. Segundo Konzen (2003), na maior parte dos dejetos de suínos os teores de sólidos variam entre 1,7% a 3,0% e a maioria dos sistemas de coleta oferecem dejetos com teores de sólidos que variam entre 1,7% a 2,6%. De acordo com estes teores de sólidos pode-se fazer uma correlação com os teores de nutrientes.

Conhecendo-se a carga de nutrientes produzida pelos animais de uma propriedade, deve-se considerar que esta carga fica armazenada ou, ainda, é tratada até o momento da aplicação. Este armazenamento ou tratamento pode ocorrer em unidades de tratamento ou mais comumente em esterqueiras, antes de serem aplicadas nas áreas agrícolas. Durante o período em que o esterco fica armazenado na

esterqueira ocorre uma redução da disponibilidade dos nutrientes, que pode ser devido a interações com microorganismos presentes nas esterqueiras, por processos como volatilização ou ainda outros.

A esterqueira é um local destinado a receber os dejetos líquidos e sólidos produzidos em um sistema de criação, por um período de tempo em torno de 4 a 6 meses. Nele, a carga de abastecimento é diária e o material em fermentação é removido de uma única vez. Na região em que será realizado o estudo de caso, o uso de esterqueira é o modo mais comum de “tratamento” utilizado. Na esterqueira, sob condições anaeróbias, os microorganismos utilizam nitrato como acceptor de elétrons na sua cadeia respiratória, promovendo a redução deste para as formas gasosas de N, que são liberados para a atmosfera.

No trabalho de Gosmann (1997), pode ser observado um exemplo de comportamento da redução da quantidade de nutrientes que ocorre em esterqueiras, resultados disponíveis na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Valores de decaimento em esterqueiras.

Parâmetros	Início julho	120 dias novembro	% decaimento	Início novembro	120 dias março	% decaimento
NTK	3,2	2,9	9,4	3,0	2,4	20
P ₂ O ₅	2,2	2,4		2,2	1,6	27,3
P	0,96	1		0,96	0,7	27,3
DQO	43,1	23,3	46	44,7	13,5	70

Fonte: Adaptado de Gosmann (1997).

Para conhecer como ocorre a distribuição dos dejetos sobre a bacia hidrográfica, pode-se recorrer a levantamentos realizados com os agricultores, ou ainda, admitir disposição ao redor do local de criação dentro de um “raio de influência” do local de criação. Este raio é definido como a máxima distância econômica para a deposição, ou seja, qual a distância onde o valor agregado pelo adubo é ainda maior que o valor gasto com o transporte e aplicação do produto. Grandes distâncias para a aplicação do produto inviabilizam o processo, tornando-o anti-econômico.

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1997) estabelece procedimento utilizando a definição de valores comerciais para os dejetos de suínos, adotando comparativos do nitrogênio, fósforo e potássio encontrado nos dejetos com os encontrados em adubos comerciais simples. Para tal, compara os valores comerciais dos dejetos com o custo horário de um trator e, assim define a viabilidade econômica da aplicação. Metodologia similar é utilizada por Azevedo *et al.* (2000), a fim de definir o valor agrícola e comercial do composto orgânico de resíduos sólidos urbanos.

3.2.2. Nitrogênio na fertilização inorgânica

A fertilização inorgânica é fonte de nutrientes, advindos da adubação química, que são muito favoráveis à produção agrícola. Contudo, esta pode envolver problemas ambientais como excesso de nutrientes em águas superficiais, se aplicadas em quantidades e em locais indevido.

Cada região agrícola apresenta suas recomendações específicas de adubação para as áreas de plantio. No Estado do Paraná, área onde será realizado o estudo de caso, não há recomendações de adubação definidas. Para fins do desenvolvimento deste modelo, foram adotadas as recomendações do Estado de São Paulo. As recomendações quanto à quantidade de nutrientes a serem aplicados variam de acordo com a quantidade de matéria orgânica presente no solo e a produtividade esperada para a cultura. Com as informações encontradas no manual de recomendação para o Estado de São Paulo, gerou-se a Tabela 3.9, que estima as quantidades de nitrogênio a serem aplicadas para as diferentes culturas.

Tabela 3.9. Recomendação de aplicação de nitrogênio (N) por hectare, de acordo com as recomendações para o Estado de São Paulo.

Cultura	Estado de São Paulo (kg de N)
Algodão	10
Arroz	10 (plantio) + 30 (cobertura)

Fonte: Boletim 100 (Instituto Agronômico de Campinas – IAC, 1990).

Tabela 3.9. Recomendação de aplicação de nitrogênio (N) por hectare, de acordo com as recomendações para o Estado de São Paulo (Continuação).

Cultura	Estado de São Paulo (kg de N)
Batata	80 (plantio) + 80 (cobertura)
Cana-de-açúcar	20 (plantio) + 40 a 80 (cobertura) cana planta e 100 (plantio) cana soca
Feijão	30 a 40
Milho	15 (plantio) + 40 a 80 (cobertura)
Soja	Não é necessário adubação com N
Trigo	20

Fonte: Boletim 100 (Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, 1990).

Outros estudos estabelecem o consumo de fertilizantes associados à produtividade das principais culturas por área plantada, são eles: os realizados pela MB Associados (1999) e a *Food and Agriculture Organization* - FAO (2004a).

3.2.3. Nitrogênio no resíduo cultural

O resíduo cultural é a massa de residual das plantas, que permanece no campo após a colheita. Esta massa contém nutrientes variados. No modelo proposto, foi realizada uma simplificação, que considerou que os nutrientes que estão retornando para o solo por meio dos resíduos culturais, vão ser incorporados pela cultura no próximo ciclo, formando o resíduo cultural do próximo ciclo e, portanto, não deverão ser contabilizados.

Esta abordagem foi proposta pelo *Committee on Long-Range Soil and Water Conservation Policy, National Research Council* (1993), para definir a participação do resíduo cultural na dinâmica de nutrientes.

3.2.4. Nitrogênio de fixação biológica

A fixação biológica do nitrogênio pode ser entendida como a conversão de nitrogênio atmosférico em formas possíveis de serem utilizadas pelas plantas. Esta fixação é promovida por bactérias que apresentam a capacidade de converter o nitrogênio atmosférico em amônia, por meio da catálise da enzima nitrogenase. O nitrogênio pode ser fornecido para determinadas culturas por fixação biológica, um processo que tem se tornado de extrema importância, não só por reduzir custos com o consumo de insumos, mas por visar uma maior sustentabilidade na produção agrícola.

Segundo Peoples e Craswell (1992), estima-se que a contribuição de nitrogênio fixado biologicamente em todo o mundo para diferentes culturas fixadoras, varia de 139 a 170 milhões de toneladas de nitrogênio por ano. Para a FAO (1985), as taxas de fixação biológica na soja, encontram-se entre 60 e 168 kg/ha. Zilli *et al.* (2006) relatam um valor de até 300 kg/ha para a cultura de soja no Brasil.

A taxa de fixação varia com a espécie, mas é geralmente limitada pelas condições abióticas do solo, como: a acidez (Wolff *et al.*, 1991; Anyango *et al.*, 1995), o tipo de solo, textura e composição (Heijnen *et al.*, 1993), temperatura e umidade (Wolff *et al.*, 1991; van Kessel e Hartley, 2000) e metais pesados (Hirsch *et al.*, 1993). Entretanto, em condições favoráveis, inoculando-se com o rizóbio específico, corrigindo-se as deficiências dos demais nutrientes e adequando-se a espécie às condições edafopedoclimáticas, altas taxas de fixação podem ser obtidas.

Bin-Le Lin *et al.* (1999) assumem que o nitrogênio fixado é a soma do nitrogênio fixado em simbiose e da não simbiose e pode ser modelado em função da temperatura de máxima fixação biológica e da faixa de temperaturas onde ocorre fixação, da área e de padrões de capacidade de fixação biológica (15 kg de N/ha/ano para florestas tropicais; 10 kg de N/ha/ano para florestas temperadas; 8 kg de N/ha/ano para florestas boreais; 30 kg de N/ha/ano para culturas e pastagens; 0,5 kg de N/ha/ano para desertos) para alguns tipos de ecossistemas.

De acordo com a EMBRAPA (2002), para definir o valor de fixação biológica pode-se adotar a Equação 3.5.

$$\text{FBN} = 2 \times \text{Pms} \times \text{Tms} \quad (3.5)$$

em que: FBN = fixação biológica do nitrogênio;

Pms = produção “útil” de soja em kg de matéria seca, admitida pela EMBRAPA como sendo duas vezes a produção de grãos;

Tms = teor de nitrogênio na cultura da soja em kg de N por kg de matéria seca (0,030, segundo o *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC, 1997).

A EMBRAPA (2002), para condições brasileiras, considera que somente a soja apresenta um resultado significativo de fixação biológica, por ser a única cultura no Brasil que adota como prática rotineira o uso de sistemas de inoculação com bactérias específicas para fixação de nitrogênio.

3.2.5. Nitrogênio da deposição atmosférica

A deposição atmosférica é o processo pelo qual os nutrientes presentes na atmosfera retornam ao solo, seja por precipitação seca (não acompanhada de chuva) ou úmida (acompanhada pela chuva). A importância deste processo como fonte de nitrogênio para o solo e para as águas superficiais tem sido evidenciada por diversos autores. Tabatabai (1983) constatou, em estudos realizados em Indiana, Minnesota, Wisconsin e Nebraska, que a presença de nitrogênio na água da chuva estava em torno de 0,5 e 2,0 mg/l e a taxa depositada variava entre 3,9 e 12,4 kg/ha/ano. Para Stevenson (1982), esta taxa estava entre 5,6 e 12,36 kg/ha/ano e para Schepers e Fox (1989), entre 3 e 7 kg/ha/ano. O *Connecticut Department of Environmental Protection* (1999) e Carley e Perkins (2001) creditam a contribuição de 5,9% da carga de nitrogênio à deposição atmosférica, em *Long Island Sound*. A pesquisa de Sheeder *et al.* (2002) indicou que a deposição atmosférica pode representar de 25 a 80% da carga de nitrogênio, que atinge a baía *Chesapeake*.

Para a determinação da contribuição da deposição atmosférica na bacia hidrográfica, a literatura sugere algumas possibilidades, tais como: obter a determinação por análises laboratoriais da concentração dos nutrientes nas águas de

chuvas e informações da precipitação na área. Deve-se utilizar a Equação 3.6, para determinar a deposição atmosférica.

$$\text{DEPON} = \text{Qchuva} \times \text{CNchuva} + \text{Dep. Seca} \quad (3.6)$$

em que: DEPON = deposição de Nitrogênio;

Qchuva = vazão da precipitação;

CN chuva = concentração de N na precipitação;

Dep. Seca = deposição seca, valores globalizados.

A adoção desta equação pode ser uma solução apropriada, mediante um estudo para avaliar o comportamento das concentrações locais e temporais do nitrogênio, presentes nas precipitações. Outra metodologia seria a adoção de equações empíricas, como as desenvolvidas pela FAO (2003). A equação simplificada apresentada pela FAO (2003) para determinar a deposição atmosférica está apresentada na Equação 3.7.

$$\text{Natm} = 0,14 \times P^{0,5} \quad (3.7)$$

em que: P = precipitação (mm/mês);

Natm = deposição atmosférica mensal de nitrogênio (kg/ha).

Uma terceira metodologia seria a utilização de informações desenvolvidas para estimar a deposição atmosférica total de nitrogênio inorgânico. Na qual, as informações são geradas usando-se um modelo de transporte químico tridimensional (TM3), com informações de estimativas de emissão de nitrogênio (van Aardenne *et al.*, 2001) e das projeções do cenário IPCC (IPCC, 1997 e 2000), como entrada para o modelo. O resultado gerado foi um mapa de predição de deposição de nitrogênio, que pode ser observado na Figura 3.3 (Galloway *et al.*, 2004).

Pode-se notar que, de acordo com o mapa, a Região Sul do Brasil, alvo do estudo desta pesquisa, encontra-se entre as que apresentam elevadas taxas de deposição atmosférica, na faixa entre 10 a 20 kg/ha/ano.

Figura 3.3. Distribuição espacial de nitrogênio total na deposição atmosférica no início dos anos 90, em mg N/m²/ano.

Fonte: Galloway et al. (2004).

3.2.6. Remoção de nitrogênio pela cultura

As plantas necessitam absorver nutrientes do solo para completar seu desenvolvimento. A quantidade de nutrientes removida é específica para cada tipo de cultura e é função da produtividade. As culturas removem o nitrogênio, principalmente, na forma de nitrato e em menores quantidades na forma de amônia. Estes íons podem

ser obtidos diretamente a partir da dissolução de sais ou, indiretamente, por outros processos.

De acordo com Beauchamp *et al.* (1996), as quantidades extraídas de nutrientes do solo pela cultura variam a produtividade obtida pela cultura. Esta produtividade está relacionada em função de fatores, tais como: cultivar (forma de uma planta cultivada, correspondendo a um determinado genótipo e fenótipo que foi selecionado e recebeu um nome único e devidamente registrado com base nas suas características produtivas, decorativas ou outras que o tornem interessante para cultivo), disponibilidade hídrica e de nutrientes, manejo da cultura, condições climáticas, entre outros.

O *Potash and Phosphate Institute* (1997) relaciona a produção obtida com a taxa de remoção, como pode ser visto na Equação 3.8. Os valores de produção base e de remoção base podem ser encontrados na Tabela 3.10.

$$\text{Remoção pela cultura} = (\text{Valor Base}) \times (\text{Produção Estimada/Produção Base}) \quad (3.8)$$

Tabela 3.10. Valores base e de produção base para diferentes culturas para cálculo de remoção de nutrientes pela cultura.

Cultura	Produção Base	Remoção Base N kg/ha	Remoção Base P kg/ha
Aveia	3,1	63	9,2
Feijão	2	84	12,2
Milho	9,1	135	29,6
Soja	3	217	20,5
Trigo (macio ver/branco)	5	101	21,3

OBS : valor dividido por 2,29 correlação P_2O_5 e P.

Fonte: Adaptado de *Potash and Phosphate Institute* (1997).

Em estudos realizados pela USDA (2003) no Estado do Arkansas, nos Estados Unidos, entre 1997 e 2001, observaram-se os seguintes resultados para remoção pela cultura, sintetizados na Tabela 3.11.

Tabela 3.11. Valores de remoção pela cultura, adotados pela USDA.

Cultura	N kg/ton	P kg/ton
Algodão	33	4,1
Arroz	13,9	2,9
Milho	16,4	3,1
Soja	65,7	6,7
Sorgo	18,7	3,3
Trigo	19,4	3,7

OBS: valor dividido por 2,29 correlação P_2O_5 e P.

Fonte: USDA (2003).

Muitos outros autores relacionam as taxas de remoção de nitrogênio com a produtividade obtida pela cultura. Estas relações foram sintetizadas nas Tabelas de 3.12 a 3.19.

Tabela 3.12. Remoção de nitrogênio pela cultura de algodão em função da produtividade.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
1302	43	CSIRO (2002)
1517	54	CSIRO (2002)
1736	68	CSIRO (2002)
1953	87	CSIRO (2002)
2170	116	CSIRO (2002)

Tabela 3.13. Remoção de nitrogênio pela cultura de arroz irrigado em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
1000	22,5	Fageria (1999)
3336	50,6	Crusciol <i>et al.</i> (2003)
3645	58,3	Crusciol <i>et al.</i> (2003)
3652	56,5	Crusciol <i>et al.</i> (2003)
3986	63,9	Crusciol <i>et al.</i> (2003)
5000	100	FADINAP (2000)

Tabela 3.14. Remoção de nitrogênio pela cultura de batata em função da produtividade de tubérculos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
19700	104,88	Robles (2003)
20970	95,48	Robles (2003)
22300	131,02	Robles (2003)
24000	119	Yorinori (2003)
36500	140	Yorinori (2003)

Tabela 3.15. Remoção de nitrogênio pela cultura de cana-de-açúcar em função da produtividade de colmos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
86000	91,6	Basanta(2004)
98000	116,6	Basanta(2004)
110000	118,1	Basanta(2004)
119000	155,0	Basanta(2004)
120000	190,0	Basanta(2004)
132000	161	IFA (1992)

Tabela 3.15. Remoção de nitrogênio pela cultura de cana-de-açúcar em função da produtividade de colmos (Continuação).

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
138000	236,5	Basanta(2004)

Tabela 3.16. Remoção de nitrogênio pela cultura de feijão em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
679	27,29	Araújo <i>et al.</i> (2000)
772	29,57	Araújo <i>et al.</i> (2000)
806	29,82	Araújo <i>et al.</i> (2000)
888	33,56	Araújo <i>et al.</i> (2000)
898	36,81	Araújo <i>et al.</i> (2000)
906	32,89	Araújo <i>et al.</i> (2000)
916	35,27	Araújo <i>et al.</i> (2000)
1000	35	Oliveira <i>et al.</i> (1996)
1000	35,1	Paulleti (2006)
1069	39,77	Araújo <i>et al.</i> (2000)
1500	46	Oliveira e Thung (1988)
1893	72	Pessoa (1999)

Tabela 3.17. Remoção de nitrogênio pela cultura de milho em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
1000	15,8	Paulleti (2006)
1000	18,2	Altmann e Pavinato (2001)
2100	53	Bull e Cantarela (1993)
3650	77	Coelho e França (1995)

Tabela 3.17. Remoção de nitrogênio pela cultura de milho em função da produtividade de grãos (Continuação).

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
5000	67	Perdomo e Cazzaré (2001)
5800	100	Coelho e França (1995)
5900	163	Büll e Cantarella (1993)
7870	167	Coelho e França (1995)
9100	190	Büll e Cantarella (1993)
9170	187	Coelho e França (1995)
10150	217	Coelho e França (1995)

Tabela 3.18. Remoção de nitrogênio pela cultura de soja em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
1000	59,2	Paulleti (2006)
1000	51	Flanery (1989)
1000	51	Yamada (2003)
1000	58,5	Bundy e Oplinger (1984)
1000	51	EMBRAPA (1998)
2340	196	IFA (1992)
2685	258,56	Caíres e Fonseca (2000)
2702	242,64	Caíres e Fonseca (2000)
2704	244,71	Caíres e Fonseca (2000)
2860	280,85	Caíres e Fonseca (2000)

Tabela 3.19. Remoção de nitrogênio pela cultura de trigo em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	N (kg/ha)	Referência
1000	20,1	Paulleti (2006)
1000	20,1	Fundação ABC (2003)
1000	21	Wiethöler (2002)
2690	95	Simplot (2000)

3.2.7. Perdas de nitrogênio por volatilização

A volatilização da amônia para a atmosfera é um processo complexo controlado pela combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. O nitrogênio na forma de íon amônio é transformado para a forma de amônia que pode ser facilmente liberado para atmosfera.

O processo de volatilização da amônia pode promover perdas de nitrogênio em dois momentos distintos: durante o armazenamento e após a aplicação no campo.

Para Stevenson (1996), este processo está em função: do pH do solo (sendo mais efetivo em solos com pH superior a sete); da temperatura (sendo que as perdas aumentam com a elevação desta); da capacidade de troca catiônica - CTC (são maiores em solos com baixa capacidade catiônica); da presença de nitrogênio orgânico (as perdas podem ser elevadas na presença de elevadas quantidades de nitrogênio orgânico, tais como adubos orgânicos e a presença de uréia).

Alguns modelos tentam elucidar os valores de volatilização que ocorrem após a aplicação no solo. Para o modelo STELLA, por exemplo, estes valores são obtidos utilizando-se a metodologia desenvolvida por Trivelin (2000). Esta metodologia traz a combinação das variáveis como: fonte de nitrogênio, forma de aplicação, época de aplicação e fator de precipitação. Na Tabela 3.20 pode-se ver a correlação desenvolvida por Trivelin (2000) para definir a taxa de volatilização.

Esta metodologia apesar de interessante, só pode ser adotada para a aplicação de alguns tipos de adubos inorgânicos, que já foram estudados, além disto, há a necessidade de se conhecer a época de aplicação e da precipitação após a aplicação.

Tabela 3.20. Regras que definem as taxas de volatilização no modelo STELLA.

Fonte de nitrogênio	Forma de aplicação	Época de aplicação	Precipitação ^(*)	Taxa de volatilização (%)
Uréia	Cobertura	Verão	1	45
	Cobertura	Verão	2	25
	Cobertura	Verão	3	0
	Cobertura	Inverno	1	8
	Cobertura	Inverno	2	4
	Cobertura	Inverno	3	0
	Incorporado	-	-	0
Uran	Cobertura	Verão	1	20
	Cobertura	Verão	2	10
	Cobertura	Verão	3	0
	Cobertura	Inverno	1	8
	Cobertura	Inverno	2	4
	Cobertura	Inverno	3	0
	Incorporado	-	-	0
Nitrato de amônio e Sulfato de amônio	Cobertura	Verão	1	8
	Cobertura	Verão	2	4

^(*) Precipitação: 1 = Precipitação até 10mm; 2 = Precipitação de 10 a 30mm, 3 = Precipitação acima de 30mm.

Fonte: Bergamasco *et al.* (2002).

Tabela 3.20. Regras que definem as taxas de volatilização no modelo STELLA (Continuação).

Fonte de nitrogênio	Forma de aplicação	Época de aplicação	Precipitação ^(*)	Taxa de volatilização (%)
Nitrato de amônio e Sulfato de amônio	Cobertura	Verão	3	0
	Cobertura	Inverno	1	8
	Cobertura	Inverno	2	4
	Cobertura	Inverno	3	0
	Incorporado	-	-	0

(*) Precipitação: 1 = Precipitação até 10mm; 2 = Precipitação de 10 a 30mm, 3 = Precipitação acima de 30mm.

Fonte: Bergamasco *et al.* (2002).

Para Meisinger e Randall (1991), as perdas por volatilização estão em função do pH do solo e do tipo de fertilizante utilizado, conforme demonstrado na Tabela 3.21.

Tabela 3.21. Perdas por volatilização em função do pH do solo.

Fertilizante tipo	pH do solo maior ou igual que 7			pH do solo menor que 7		
	Uréia e Sol. de N	Nitrato amônia	Amônia anidra	Uréia e Sol. De N	Nitrato amônia	Amônia anidra
Perda de N (%)	7,5	7,5	1	2	0	0

Fonte: Meisinger e Randall (1991).

A U.S. EPA (2002) desenvolveu um dos mais recentes inventários, para estimar a emissão de amônia em todas as regiões americanas. O resultado encontra-se na Figura 3.4.

Figura 3.4. Mapa de emissão estimada de amônia nos Estados Unidos.

Fonte: U.S. EPA (2002).

Outra opção para determinar a volatilização do nitrogênio é a proposta pela FAO e a *International Fertilizer Industry Association* - IFA (2004), que adota a Equação 3.9 para determinar o percentual de volatilização da amônia.

$$\%VA = e^{(ftc+fta+fph+fc+fctc+ftf)} \quad (3.9)$$

em que: %VA = Percentual de volatilização da amônia;

ftc = fator característico para o tipo de cultura;

fta = fator para o tipo de aplicação;

fph = fator referente ao nível de pH do solo;

fc = fator referente ao clima característico da região;

fctc = fator referente à capacidade de troca catiônica do solo;

ftf = fator referente ao tipo de fertilização.

Os valores para estes diferentes fatores podem ser observados na Tabela 3.22.

Tabela 3.22. Valores recomendados para fatores de volatilização.

Tipo de cultura	Fator	CTC do solo	Fator
Culturas em geral	-0,045	CTC < 16	0,088
Gramíneas	-0,158	16 < CTC < 24	0,012
Cultura inundada	0	24 < CTC < 32	0,163
Método de aplicação	Fator	CTC > 32	0
Lançamento Superficial	-1,305	Tipo de Fertilizante	Fator
Incorporado	-1,895	Sulfato de amônia	0,429
Aplicado na forma líquida	-1,292	Uréia	0,666
pH do solo	Fator	MAP	-0,622
pH < 5,5	-1,072	DAP	0,182
5,5 < Ph < 7,3	-0,933	Adubo orgânico	0,955
7,3 < pH < 8,5	-0,608	Urina	0,747
Ph > 8,5	0	Uréia + DAP	0,803
Clima	Fator	Nitrato de amônia	-0,35
Tropical	0	Amônia Anidra	-0,35
Temperado	-0,402	Nitrato de cálcio	-1,585

Fonte: FAO e IFA (2004).

3.2.8. Perdas de nitrogênio por desnitrificação

O nitrogênio encontrado na forma amoniacal geralmente sofre um processo de nitrificação (transformação para a forma nítrica). A disponibilidade de nitrato está relacionada a dois importantes aspectos: o de desnitrificação e o de lixiviação (processos vistos a seguir). Para evitar o processo de nitrificação, alguns países vêm adotando o uso de inibidores, em conjunto com a aplicação de dejetos de animais, tais como a nitrapirina ou o diaciano diamida.

De acordo com Knowles *et al.* (1982), a desnitrificação é um processo por meio do qual as bactérias anaeróbias facultativas produzem N_2 e N_2O , utilizando nitrato e nitrito como aceptores de elétrons.

Neste processo, o nitrogênio no solo na forma de nitrato ou nitrito é perdido para a atmosfera na forma de óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2).

De acordo com Firestone (1982) e Parkin (1987), as condições necessárias para o processo de desnitrificação são: condições anaeróbias do solo ou restrição do fornecimento de oxigênio, presença de bactérias desnitrificantes, disponibilidade ou presença de nitrato, compostos de carbono orgânico (ex: matéria orgânica, adubos orgânicos, resíduos de plantas com alto teor de carbono) e compostos de enxofre ou hidrogênio molecular.

Para Bin-Le Lin *et al.* (1999), o processo de desnitrificação se dá em função da água no solo, da temperatura e da quantidade de nitrato e nitrito no solo. Admite-se que quando o solo está em condição abaixo da capacidade de campo, o processo de desnitrificação é nulo; quando acima, é linearmente relacionado com conteúdo de água.

De acordo com a FAO e IFA (2004), pode-se estimar as taxas de desnitrificação, utilizando-se a Equação 3.10 e os respectivos fatores referentes a ela.

$$\%PNV = e^{(fcm+ftc+fts+fmo+fds+fph+fc+fctc+ftf)} \quad (3.10)$$

em que: PNV = Perdas de Nitrogênio por desnitrificação (kg/ha);

fcm = fator constante do modelo igual a -0,414;

ftc = fator característico para o tipo de cultura;

fts = fator característico para a textura do solo;

fmo = fator conteúdo de carbono orgânico;

fds = fator drenagem do solo;

fph = fator referente ao nível de pH do solo;

fc = fator referente ao clima característico da região;

fctc = fator referente à capacidade de troca catiônica do solo;

ftf = fator referente ao tipo de fertilização.

Os valores para estes diferentes fatores podem ser observados na Tabela 3.23.

Tabela 3.23. Valores recomendados para fatores de desnitrificação.

Tipo de cultura	Fator	Conteúdo de Carbono orgânico	Fator
Gramíneas	-1,268	< 1	0
Leguminosas	-0,023	1-3	0,140
Arroz	-2.536	3-6	0,580
Outras	0	> 6	1,045
Textura do solo	Fator	Drenagem do solo	Fator
Grossa	-0,008	Boa	-0,420
Média	-0,472	Ruim	0
Fina	0	Tipo de Fertilizante	Fator
pH do solo	Fator	Uréia	0,0051
pH < 5,5	0	Adubo orgânico	0,0021
5,5 < pH < 7,3	0,109	Adubo NPK	0,0065
pH > 7,3	-0,352	Nitrato de amônia	0,0061
Clima	Fator	Amônia Anidra	0,0056
Tropical	0		
Temperado	-0,402		

Fonte: FAO e IFA (2004).

3.2.9. Perdas de nitrogênio por lixiviação para águas subterrâneas

A lixiviação é um processo caracterizado pelo movimento de íons de camadas superficiais do solo para camadas mais profundas, podendo atingir o lençol freático. Este processo requer que o nitrogênio esteja na forma solúvel em água e que esta seja

abundante o suficiente para movimentá-lo e transportá-lo através do solo. Cameron (1995) relaciona o processo de lixiviação à aplicação de dejetos, afirmando que há uma considerável elevação das perdas por este processo quando ocorre excesso de aplicação.

Para estimar as perdas por lixiviação Smaling e Fresco (1993) sugerem as Equações de 3.11 a 3.13.

$$PI = 0,021 \times P - 3,9 \quad \text{se o conteúdo de argila} \leq 35\% \quad (3.11)$$

$$PI = 0,014 \times P - 0,71 \quad \text{se } 35\% < \text{conteúdo de argila} < 55\% \quad (3.12)$$

$$PI = 0,0071 \times P - 0,54 \quad \text{se conteúdo de argila} \geq 55\% \quad (3.13)$$

em que: PI = percentual de nitrogênio perdido por lixiviação;

P = precipitação anual em (mm).

3.2.10. Perdas de nitrogênio por escoamento superficial para águas superficiais

As perdas de nitrogênio por escoamento superficial podem ocorrer quando a precipitação exceder a capacidade de infiltração do solo. Este mecanismo está ligado às intensidades de chuvas, propriedades hidráulicas do solo e fatores topográficos.

No presente trabalho serão avaliados o escoamento superficial e o processo erosivo como eventos que ocorrem de forma conjunta.

De acordo com Ceretta *et al.* (2005), as perdas de nitrogênio por escoamento superficial podem ocorrer pelas altas quantidades aplicadas, somadas a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitação em solos de pouca cobertura e baixa permeabilidade.

Staver *et al.* (1988) e Owens e Edwards (1993) afirmam que o maior potencial de transporte de nitrogênio em escoamento superficial ocorre quando há eventos de precipitação extrema, porém há autores que demonstram a contribuição em precipitações baixas (Quinton *et al.*, 2001). Mesmo com pequenas perdas provenientes

de um pequeno evento, deve-se ter em conta que estes eventos são muito mais freqüentes.

Cabe ainda considerar que, o modo de aplicação do adubo, como a aplicação superficial, pode favorecer as perdas de nutrientes por meio de escoamento superficial de acordo com Pierce *et al.* (1991).

3.3. O elemento, formas e dinâmica do fósforo em agro-ecossistemas

O fósforo, tal como o nitrogênio, é um elemento essencial para o crescimento das plantas. Ele faz parte das estruturas dos ésteres de carboidratos, fosfolipídeos das membranas celulares, coenzimas e ácidos nucleicos (Marschner, 1995; Malavolta *et al.*, 1997). As plantas absorvem o fósforo nas seguintes formas: $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_4^-$ e HPO_4^{2-} , sendo que de 80 a 90% deste fósforo é prontamente incorporado aos compostos orgânicos. Este elemento apresenta como função principal o armazenamento e transferência de energia e participação na divisão celular. Nos animais, cerca de 80% do fósforo está incorporado em seus ossos e dentes. Contudo, todas as células animais apresentam fósforo em sua constituição e suas funções são similares as das plantas.

Entende-se, portanto, porque o fósforo é um macro elemento extremamente importante à vida, que vem sendo cada vez mais requerido, para elevar a produção das culturas.

Fornece-se fósforo às plantas, geralmente por meio de adubos orgânicos ou inorgânicos. Dentre as formas orgânicas, têm-se os dejetos de animais, cuja constituição fornece uma quantidade bastante variável de fósforo. Esta variação está basicamente associada ao tipo: da ração do animal, da condução e da alimentação.

O fósforo pode ser agrupado em: orgânico ou inorgânico e particulado ou dissolvido.

Na primeira, o fósforo na forma orgânica é normalmente encontrado em húmus e em outros materiais orgânicos. Nesta forma, é liberado por processos biológicos que ocorrem no solo. Esta atividade é influenciada pelo tipo de solo e temperatura. A forma inorgânica é representada por compostos, em que ele se encontra combinado com o cálcio, o magnésio, o ferro, o alumínio ou a argila.

O fósforo na forma dissolvida geralmente é encontrado em pequenas quantidades no solo. Nesta forma, pode ser encontrado em ortofosfatos e em pequenas quantidades de fósforo orgânico. A importância do fósforo nesta forma deve-se ao fato, das plantas serem somente capazes de assimilar na forma de ortofosfato.

A forma particulada do fósforo está associada ao material sólido erodido durante o escoamento superficial. De acordo com muitos autores, dentre eles Mass *et al.* (1985) e Pionke *et al.* (1988), o fósforo particulado é a forma tipicamente dominante de perdas que ocorrem. Em 116 bacias agrícolas estudadas por Prairie e Kalff (1986) foram observadas que das perdas totais de fósforo, em média 86%, ocorreram na forma particulada. Para se obter o impacto total das perdas por fósforo, deve-se medir tanto o fósforo dissolvido como o particulado. O fósforo liga-se às partículas do solo por adsorção ou por reações de precipitação.

Segundo Haygarth e Sharpley (2000), estes grupos podem estar combinados, nas seguintes formas: fósforo inorgânico dissolvido (ortofosfato), orgânico dissolvido (orgânicos solúveis), inorgânico particulado (encontra-se associado aos colóides minerais) e orgânico particulado (encontra-se associado aos colóides orgânicos).

A distinção entre a forma orgânica e inorgânica tem menor importância do que a variação entre o dissolvido e particulado, no contexto da poluição hídrica por fósforo. A variação entre o dissolvido e particulado está intimamente ligada ao modo como as formas particuladas e dissolvidas se movimentam no solo.

Segundo a Natural Resources Conservation Service - NRCS (1994), as interações entre as formas particuladas e dissolvidas no escoamento são muito dinâmicas e o mecanismo de transporte é complexo. De maneira simplificada: o fósforo particulado é transportado no processo erosivo e o fósforo dissolvido tem processo de transporte quando a chuva e o escoamento interagem com as camadas mais superficiais do solo carreando o fósforo. Altas concentrações de fósforo podem ser esperadas em águas que percolam através de solos orgânicos, arenosos, com pouco oxigênio e empobrecidos. Mas, o fósforo dissolvido pode passar rapidamente para a forma particulada se condições de pH forem favoráveis.

A dinâmica do fósforo apresentada descreve os aportes e a perdas de fósforo para o meio e as interações e as transformações sofridas no solo, quer por processos

físicos, químicos ou biológicos. Estas interações e transformações que determinam a disponibilidade para a absorção pela planta e para ser transportado em escoamento superficial ou lixiviação (Ritter e Shirmohammadi, 2001).

Entre as diferenças na dinâmica do fósforo e do nitrogênio, pode se citar a ausência de alguns fluxos, como por exemplo: a volatilização, a desnitrificação, a fixação biológica e por processos de transformação que ele sofre no solo.

Os aportes de fósforo são devidos à aplicação de adubos minerais e adubos orgânicos, pela deposição atmosférica e pelo retorno dos resíduos culturais. Suas perdas estão associadas à remoção pela cultura, lixiviação e escoamento superficial. Os processos básicos de transformação são: adsorção/dissorção, precipitação/dissolução e mineralização/imobilização.

A adsorção é um processo relacionado à detenção química do fósforo por constituintes reativos do solo, modificando o grau em que ele está disponível na solução do solo, sendo a proporção de fósforo adsorvido e presente na solução do solo uma questão muito importante no contexto de poluição do solo. O fósforo na forma adsorvida pode causar poluição somente quando o transporte ocorrer com erosão do solo, enquanto na forma não adsorvida é transportado no escoamento independentemente da erosão.

A adsorção é um processo muito rápido enquanto a dissorção (processo oposto à adsorção) é um processo mais lento. Todo o solo apresenta uma máxima capacidade de adsorção, sendo que quando se ultrapassa este ponto o fósforo passa a ficar disponível na solução. Algumas características que favorecem a adsorção são solos com alto conteúdo de ferro e/ou alumínio os quais apresentam maior potencial para adsorção de fósforo e condições de pH baixo as quais favorecem a adsorção do fósforo. Condições de pH entre 6 e 7 favorecem a disponibilidade do fósforo na solução.

A precipitação é o processo no qual o fósforo é fixado, ocorrendo à formação de um discreto material sólido. O controle deste processo está ligado ao alto pH em solos calcários. Neste caso, o fósforo combina-se ao carbonato de cálcio, formando apatitas. Em condições de baixo pH, o fósforo combina-se com o alumínio e com o ferro. Em resumo, a quantidade de fósforo precipitado está relacionada à presença de cálcio,

ferro e alumínio e determinadas condições de pH. A dissolução é um processo oposto a precipitação e também depende do pH.

A mineralização é a transformação por atividade microbológica, que degrada as formas orgânicas de fósforo em formas inorgânicas, como os ortofosfatos. A imobilização ocorre quando formas inorgânicas são consumidas por microorganismos, passando para formas orgânicas. São processos opostos que ocorrem continuamente e simultaneamente. É por meio do processo de mineralização que o fósforo presente nos dejetos orgânicos passa para a forma dissolvida.

As taxas de mineralização e imobilização estão correlacionadas às atividades microbológicas, sendo geralmente estas melhores ou piores de acordo com a temperatura do solo, as boas condições de mistura, a disponibilidade dos diferentes nutrientes e a relação entre carbono e fósforo.

Tal qual o comentado anteriormente para o nitrogênio, a importância do entendimento do balanço da dinâmica do fósforo no solo, considerando-se as entradas (aportes de fósforo no solo) e saídas (remoção pela cultura e perdas de fósforo para os corpos hídricos) e os processos que ocorrem no solo, é fundamental para definir a quantidade disponível em uma determinada área para ser carregada num evento chuvoso.

A Figura 3.5 apresenta o esquema geral da dinâmica do fósforo, com aportes, perdas e interações deste no solo.

Figura 3.5. Dinâmica do elemento fósforo no agro-ecossistema.

Como exemplos destes balanços realizados em diferentes países do mundo, pode se citar o desenvolvido por Galvão *et al.* (2008), no Brasil, na região de Esperança, no Estado da Paraíba. Os resultados observados estão sumarizados na Tabela 3.24.

Tabela 3.24. Balanço do fósforo em locais com aplicação de dejetos de bovinos.

Elemento	Entradas ^{*1} (kg/ha/ano)	Saídas ^{*2} (kg/ha/ano)	Perdas Estimadas (kg/ha/ano)	Saldo Anual (kg/ha/ano)
Fósforo	40	8	0	32

Obs: ^{*1} baseado numa dosagem média de 3,0 kg de fósforo/ kg de dejetos de bovinos e uma aplicação média de 16 ton./ha de dejetos de bovinos.

^{*2} na remoção de nutrientes pela cultura de batata (produtividade de tubérculos de 6.000kg/ha) e feijão comum (produtividade de grãos 500 kg/ha e de palha 285 kg/ha).

Fonte: Adaptado de Galvão *et al.* (2008).

Como resultado da pesquisa realizada por Bennett *et al.* (1999), as possíveis entradas e saídas são apresentadas na Tabela 3.25. O estudo de caso que buscou a pesquisa deu-se na bacia hidrográfica do Lago Mendota, nos Estados Unidos.

Tabela 3.25. Dados utilizados para calcular a entrega de fósforo da bacia do Lago Mendota.

Componentes de Entradas	Sub-componentes das Entradas
Fertilizantes	Recomendação de taxa de fertilização Típicas taxas de fertilização Típicas taxas de aplicação de dejetos Quantidade de área plantada por cada cultura
Fertilizantes para área urbana	Taxa de fertilização de gramados Área de gramados
Suplemento para alimentação animal	Quantidades utilizadas
Deposição atmosférica	Deposição Seca e úmida
Componentes de Saídas	Sub-componentes das Saídas
Remoção pela cultura	Área para cada cultura Percentual de P em cada cultura
Produção animal	Número de cabeças de gado e aves % de P no gado e aves Leites e ovos produzidos na região % P em leite e ovos
Exportação hidrológica para o Lago Mendota	Exportação hidrológica para o Lago Mendota

Fonte: adaptado de Bennett *et al.* (1999).

3.4. Etapas da dinâmica do fósforo

3.4.1. Fósforo na fertilização orgânica

O entendimento da aplicação do fósforo na bacia hidrográfica está relacionado com as mesmas etapas do nitrogênio, ou seja, qual a carga de nutriente gerada na bacia, o que ocorre com a carga de nutriente no período em que ele permanece armazenado ou quando ele é tratado e como o nutriente é distribuído pela bacia.

A maneira como o nutriente é distribuído e o que ocorre com ele no período de armazenamento é similar ao que foi discutido no Item 3.2.1. deste trabalho. A definição das cargas geradas na bacia e dos volumes ou produções geradas de dejetos também é similar ao descrito neste mesmo item, porém os valores característicos para o fósforo nos dejetos são diferentes dos do nitrogênio. Seus valores típicos da relação massa/massa e que relacionam a quantidade de nutrientes e o peso vivo estão representados nas Tabelas 3.26 e 3.27.

Tabela 3.26. Dados de relação massa/massa de fósforo presentes em dejetos de animais, de acordo com dados utilizados em trabalhos de pesquisa.

Animais	Valores (g/kg base seca)
	P
Esterco de curral	2,0
Cama de Poderia	23,0
Cama de frango de corte	16,7

Fonte: Adaptado de Melo e Marques (2000).

Tabela 3.27. Relação quantidade de fósforo produzida diariamente e peso vivo animal.

Animais	Valores (fezes + urinas) (kg/dia/500 kg de peso vivo)
	P
Vaca Leiteira	0,03
Bovino de Engorda (Peso entre 350-500 kg)	0,05
Bovino de Engorda (Peso entre 200-350 kg)	0,05
Leitão (até 15 kg)	0,13
Porcos de engorda (Peso entre 15-100 kg)	0,08
Porcas reprodutoras	0,03

Fonte: USDA (1992).

Tabela 3.27. Relação quantidade de fósforo produzida diariamente e peso vivo animal (Continuação).

Animais	Valores (fezes + urinas) (kg/dia/500 kg de peso vivo)
	P
Porcos reprodutores	0,03
Ovelhas	0,03
Galinha poedeira	0,15
Frango	0,17
Peru	0,14
Cavalos	0,03

Fonte: USDA (1992).

3.4.2. Fósforo na fertilização inorgânica

Os valores de fósforo na fertilização inorgânica dentro de uma bacia hidrográfica podem ser estimados do mesmo modo como foram estimados os valores de nitrogênio na fertilização inorgânica. Os valores recomendados de adubação para o fósforo no Estado de São Paulo, de acordo com o manual Boletim 100. Estas recomendações podem ser encontradas na Tabela 3.28.

Tabela 3.28. Recomendação de aplicação de fósforo (P) por hectare, de acordo com as recomendações regionais.

Cultura	P resina ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)	Estado de São Paulo *1 (kg de P)
	0-6	43,6
	7-15	34,9
Algodão	16-40	26,2
	41-80	17,4
	> 80	8,7

OBS *1: valor dividido por 2,29 correlações P2O5 e P.

Fonte: Boletim 100 (Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, 1990).

Tabela 3.28. Recomendação de aplicação de fósforo (P) por hectare, de acordo com as recomendações regionais (Continuação).

Cultura	P resina ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)	Estado de São Paulo *1 (kg de P)
Arroz	0-6	26,2
	7-15	17,4
	>15	8,7
Batata	0-15	130,8
	16-40	87,2
	>40	43,6
Cana-de-açúcar (planta)	0-6	52,2
	7-15	43,6
	16-40	34,9
Cana-de-açúcar (soca)	>40	17,4
	0-15	26,2
	>15	17,4
Feijão	0-6	34,9
	7-15	26,2
	16-40	17,4
Milho	>40	8,7
	0-6	34,9
	7-15	21,7
Soja	16-40	13,1
	>40	8,7
	0-6	34,9
Soja	7-15	26,2
	16-40	17,4

OBS *1: valor dividido por 2,29 correlações P2O5 e P.

Fonte: Boletim 100 (Instituto Agronômico de Campinas – IAC, 1990).

Tabela 3.28. Recomendação de aplicação de fósforo (P) por hectare, de acordo com as recomendações regionais (Continuação).

Cultura	P resina ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)	Estado de São Paulo *1 (kg de P)
Soja	>40	8,7
	0-6	39,2
Trigo	7-15	26,2
	>15	17,4

OBS *1: valor dividido por 2,29 correlações P_2O_5 e P.

Fonte: Boletim 100 (Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, 1990).

3.4.3. Fósforo no resíduo cultural

O mesmo conceito utilizado para o nitrogênio pode ser aplicado ao caso do fósforo. O fósforo removido pela formação do resíduo é igualmente retornado ao solo pela deposição do resíduo.

3.4.4. Fósforo na deposição atmosférica

A deposição atmosférica é um fenômeno que também ocorre com o fósforo. Porém, sua ocorrência é muito variável e de acordo com informações de diversos autores são relatados desde valores insignificantes como 0,22 kg de P total/ha/ano na Inglaterra e 0,11 kg de P total/ha/ano na Escócia (Haygarth *et al.*, 1998), até autores como Axler *et al.* (1994) e Gibson *et al.* (1995), que admitem que a deposição atmosférica possa ser uma importante fonte de fósforo, em ecossistemas aquáticos e terrestres. McMahon e Woodside (1997) apontam que 22% da carga de fósforo da bacia são provenientes da deposição atmosférica.

A FAO (2003) apresenta a equação simplificada (Equação 3.14), para determinar a deposição atmosférica.

$$\text{Patm} = 0,053 \times \text{P}^{0,5} \quad (3.14)$$

em que: P = precipitação (mm/mês);

Patm = deposição atmosférica mensal de fósforo (kg/ha).

Cabe indicar que, no caso do fósforo, ter em mãos a determinação por análises laboratoriais da concentração dos nutrientes nas águas de chuvas e informações da precipitação na área, seria a melhor maneira de definir a deposição atmosférica, uma vez que existe tanta diversidade de opiniões a respeito de suas concentrações. Porém, na ausência destas informações, pode-se recorrer à equações como a da FAO (2003).

3.4.5. Remoção de fósforo pela cultura

O fósforo é retirado do solo pelas plantas para suprir suas necessidades e executar certas atividades bioquímicas.

Wolkowski *et al.* (2003) demonstram que este processo está intimamente correlacionado à produtividade. Este mesmo trabalho avalia o modelo PALMS para prever a remoção de nutrientes pela cultura.

Há muitos autores que fazem referência à remoção de fósforo, relacionando-a com a produtividade obtida pela cultura. Estas relações podem ser observadas nas Tabelas 3.29 a 3.35.

Tabela 3.29. Remoção de fósforo pela cultura de algodão em função da produtividade.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1302	17	CSIRO (2002)
1517	17	CSIRO (2002)
1736	20	CSIRO (2002)
1953	23	CSIRO (2002)
2170	26	CSIRO (2002)

Tabela 3.30. Remoção de fósforo pela cultura de arroz irrigado em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	5	Fageria (1999)
3336	8	Crusciol et al. (2003)
3645	10,6	Crusciol et al. (2003)
3652	9,3	Crusciol et al. (2003)
3986	9,9	Crusciol et al. (2003)
5000	18	FADINAP (2000)

Tabela 3.31. Remoção de fósforo pela cultura de batata em função da produtividade de tubérculos.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
15000	11	Gargantini et al. (1963)
19700	9,5	Robles (2003)
19890	13,58	Robles (2003)
24000	15,2	Yorinori (2003)
36500	17,6	Yorinori (2003)

Tabela 3.32. Remoção de fósforo pela cultura de feijão em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg//ha)	P (kg/ha)	Referência
679	3,69	Araújo et al. (2000)
772	3,88	Araújo et al. (2000)
806	3,99	Araújo et al. (2000)
888	4,52	Araújo et al. (2000)
898	5,06	Araújo et al. (2000)
906	4,57	Araújo et al. (2000)
916	4,30	Araújo et al. (2000)

Tabela 3.32. Remoção de fósforo pela cultura de feijão em função da produtividade de grãos (Continuação).

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	4	Oliveira et al. (1996)
1000	2	Paulleti (2006)
1069	5,17	Araújo et al. (2000)
1500	9	Oliveira e Thung (1988)
1893	9,4	Pessoa (1999)

Tabela 3.33. Remoção de fósforo pela cultura de milho em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	1,87	Volnei (2001)
1000	1,17	Altmann e Pavinato (2001)
2100	8	Büll e Cantarella (1993)
3650	9	Coelho e França (1995)
5000	6,11	Perdomo e Cazzaré (2001)
5800	19	Coelho e França (1995)
5900	28	Bull e Cantarella (1993)
7870	33	Coelho e França (1995)
9100	39	Bull e Cantarella (1993)
9170	34	Coelho e França (1995)
10150	42	Coelho e França (1995)

Tabela 3.34. Remoção de fósforo pela cultura de soja em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	2,72	Paulleti (2006)
1000	6,4	Flanery (1989)

Tabela 3.34. Remoção de fósforo pela cultura de soja em função da produtividade de grãos (Continuação).

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	5,4	Yamada (2003)
1000	6	Bundy e Oplinger (1984)
1000	4,3	EMBRAPA (1998)
2340	8,57	IFA (1992)
2685	22,82	Caíres e Fonseca (2000)
2702	19,72	Caíres e Fonseca (2000)
2704	20,01	Caíres e Fonseca (2000)
2860	25,17	Caíres e Fonseca (2000)
3100	16,12	Tanaka et al. (1993)

Tabela 3.35. Remoção de fósforo pela cultura de trigo em função da produtividade de grãos.

Produtividade (kg/ha)	P (kg/ha)	Referência
1000	1,59	Paulleti (2006)
1000	3,2	Fundação ABC (2003)
1000	4,37	Wiethöler (2002)
3470	14,02	Alam et al. (2003)
3720	15,1	Alam et al. (2003)
4100	17,1	Alam et al. (2003)
4240	17,37	Alam et al. (2003)
4400	16,05	Alam et al. (2003)
4590	18,12	Alam et al. (2003)
4800	19,12	Alam et al. (2003)

3.4.6. Perdas de fósforo por lixiviação para águas subterrâneas

O fósforo pode ser movido por lixiviação, mas este mecanismo de transporte é usualmente considerado menos importante que o escoamento superficial. As perdas por lixiviação não são muito comuns, devido aos mecanismos de retenção do fósforo, tais como a adsorção do íon fosfato na superfície de minerais ou a precipitação química em muitos solos resultam em um baixo risco de lixiviação do fósforo (Haygarth e Jarvis, 1997).

Porém, há exceções quando existe uma alta disponibilidade de fósforo nos solos arenosos, com baixa capacidade de retenção. Neste caso, o processo de lixiviação pode ocorrer rapidamente através dos macroporos do solo (Miller, 1979 e Sims *et al.*, 1998).

Segundo Laubel *et al.* (1999) e Beauchenin *et al.* (1996), o processo de lixiviação pode ocorrer somente quando o percentual de saturação de fósforo no solo encontra-se muito elevado, devido às contínuas aplicações de fósforo, que excedem as necessidades das culturas. Pode gerar, ainda, algumas perdas na forma orgânica (Eghball *et al.*, 1997).

3.4.7. Perdas de fósforo por escoamento superficial para águas superficiais

As perdas por escoamento superficial se dão em função de algumas características descritas a seguir:

- Quanto maior a disponibilidade de nutrientes, maiores serão as perdas;
- O método de aplicação dos adubos, quer seja orgânico ou inorgânico, irá influenciar nas perdas; aplicação superficial sem incorporação terá maiores perdas que com incorporação;
- Intervalo entre a aplicação e a precipitação: quanto mais cedo a precipitação ocorrer após aplicação, maiores serão os riscos;
- A forma em que o fósforo é fornecido: algumas formas em que o fósforo é encontrado (particulado) são mais suscetíveis a perdas por escoamento do que outras (dissolvido);

- Processos erosivos: a maior suscetibilidade do solo a processos erosivos favorece maiores perdas, desde que não haja medidas de controle;
- A proximidade do corpo hídrico: não interfere nas perdas por escoamento, mas possibilita que maior quantidade de fósforo presente no escoamento aporte em um corpo hídrico;
- A conectividade entre a origem do escoamento e os corpos hídricos: também não afeta diretamente a capacidade de perdas por escoamento, mas afeta no aporte do fósforo no corpo hídrico, devido à interceptação deste, por exemplo, por uma área riparia.

Sharpley (1995) aponta os seguintes fatores ligados as perdas de fósforo por escoamento: taxa, tempo e método de aplicação, forma do fósforo aplicado, quantidade e tempo de chuva após a aplicação do fósforo. As perdas de fósforo por escoamento podem ocorrer tanto na forma particulada como na dissolvida. De acordo com Sharpley *et al.* (1992), Carpenter (1998) e Sims e Kleinman (2005), a perda de fósforo particulado em escoamentos está entre 60 e 90%.

3.5. O Modelo Hidrológico e o Transporte de Nutrientes

A poluição por fontes difusas é controlada pela hidrologia, pois a água funciona como fonte de energia para o transporte dos poluentes de um ponto qualquer da bacia para o corpo hídrico e seu exutório. Este tipo de poluição tem alta relação com os eventos de precipitação e da hidrologia da bacia, o que justifica a necessidade de utilização de modelo de simulação hidrológico que represente adequadamente a situação da bacia.

3.5.1. O Modelo Hidrológico

De acordo com Mendes (1994 e 1996), o sistema a ser simulado deve ser composto por: modelo de balanço hídrico local e modelo de transferência.

O primeiro ponto a ser observado é o a compreensão do fenômeno da precipitação. A precipitação pode ocorrer sob diferentes formas: chuva, sereno, granizo,

neve, orvalho. Para fins deste trabalho, o tipo de precipitação de interesse é o evento chuvoso, considerado aqui como aqueles que apresentam gotas de água entre 0,5 e 7 mm de diâmetro. Isto se justifica visto que o estudo proposto é realizado em um país tropical, que neva em casos esporádicos e bastante restritos. Os outros tipos de precipitação apresentam pouca ou nenhuma influência no transporte de nutrientes.

Em relação aos eventos chuvosos, eles podem ser mais ou menos intensos, sendo sua intensidade reportada como a altura da lâmina de chuva por uma unidade de tempo, expressa em mm/h. Outra variável do evento chuvoso é sua duração, que pode variar de poucos minutos a horas. As interações entre sua duração e sua intensidade estão intimamente ligadas a processos de escoamento. Por exemplo, um evento chuvoso muito intenso, mesmo que de pouca duração, pode acarretar em processos de escoamento muito maiores que uma chuva pouco intensa, de maior duração.

O escoamento superficial representa o residual da precipitação, após todas as interações como o meio terem sido satisfeitas. Estas interações incluem intercepções da vegetação, armazenamento em depressões, evaporação, absorção por vegetais e infiltração de água no solo.

O escoamento pode ocorrer de diferentes formas: como escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo. O primeiro está diretamente relacionado com os corpos hídricos superficiais (objeto de interesse desta pesquisa), e os dois últimos estão diretamente relacionados aos corpos hídricos subterrâneos, mas são indiretamente associados aos corpos hídricos superficiais, por serem os aquíferos responsáveis por sua recarga.

Para a determinação do escoamento deve-se levar em consideração os resultados de complexas interações entre a intensidade, a distribuição, a duração, a quantidade, a frequência de ocorrência de eventos chuvosos e ainda, as características do solo da bacia, tais como: o uso e ocupação do solo, a geomorfologia, a geologia, a topografia e tipo de solo. O objetivo dos modelos hidrológicos é descrever da melhor maneira possível como estas interações interferem no escoamento, a fim de prever o volume de chuva escoado e o seu encaminhamento deste escoamento pela bacia até o seu exutório.

Diversos procedimentos permitem estimar o escoamento superficial promovido por um evento chuvoso, sendo um dos mais usuais o *Soil Conservation Method* (SCS), também conhecido como *Natural Resource Conservation Method* (NRCS).

3.5.2. Soil Conservation Method (SCS) ou Natural Resource Conservation Method (NRCS)

O *Soil Conservation Method* (SCS) é o modelo que melhor se enquadra nas necessidades da proposta deste trabalho, pois apresenta dados de entrada possíveis de serem obtidos, associados a uma alta consistência de resultados, além de ser utilizados em diversos outros modelos com bons resultados (Tucci, 1993).

Este método, dentre outras utilidades, estima a precipitação excedente responsável pela produção do escoamento superficial, dependendo apenas de quatro variáveis: a precipitação, os tipos de solo, as categorias de uso e ocupação do solo e as considerações de umidade antecedente.

A precipitação excedente total no tempo é determinada pela Equação 3.15.

$$Q = (P - 0,2 \cdot S)^2 / P + 0,8 \cdot S \quad \text{para } P > 0,2 S \quad (3.15)$$

em que: Q = precipitação excedente total acumulada num tempo (t), em mm;

P = precipitação total no tempo (t), em mm;

S = diferença potencial máxima entre P e Q, em mm, na hora em que começa a chuva.

A quantidade de 0,2S é uma estimativa de perdas iniciais, devido à interceptação e à retenção em depressões. Por esta razão, impõe-se a condição $P > 0,2S$.

O valor de S depende do tipo e da ocupação do solo e pode ser determinado através da Equação 3.16.

$$S = (25400 - 254 \text{ CN}) / \text{CN} \quad (3.16)$$

em que: CN = valor de um parâmetro denominado *Curve Number* (CN).

Este parâmetro adimensional (CN), numerado de 0 (sem escoamento) a 100 (toda precipitação escoa), encontra-se tabelado de acordo com a combinação do grupo

hidrológico do solo com o tipo de cobertura e tratamento da terra, ambos associados a uma condição de umidade antecedente da bacia.

Os valores do parâmetro “CN” mais comumente encontrados, variam de 100 (ex: para a análise de um lago ou reservatório), até aproximadamente 30 (ex: solo predominante permeável com alta taxa de infiltração).

A condição de umidade antecedente da bacia é um parâmetro associado à umidade do solo decorrente de precipitações ocorridas num período de 5 a 30 dias anteriores ao antes do evento analisado. Para atender tal condição, o SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo, as quais são:

Condição I: condição em que os solos de uma bacia hidrográfica estão secos, mas não ao ponto de murchamento das plantas. É quando se ara ou cultiva o solo.

Condição II: é o caso em que os solos encontram-se na “umidade ideal”, isto é, nas condições que precederam a ocorrência de uma enchente máxima anual em numerosas bacias hidrográficas.

Condição III: condição em que os solos se apresentam quase saturados, quando da ocorrência de chuvas fortes ou fracas e baixas temperaturas durante 5 dias anteriores a uma determinada precipitação.

O valor de CN na condição II não necessita de correções. Já para as condições I e III são necessárias correções que atendam as Equações 3.17 e 3.18 respectivamente:

$$CN I = 4,2 * CN / (10 - 0,058 * CN) \quad (3.17)$$

$$CN III = 23 * CN / (10 - 0,13 * CN) \quad (3.18)$$

Em relação às definições dos grupos do solo, foram apresentados pelo SCSCN, os seguintes grupos:

Grupo A: solos com baixo potencial de escoamento e alta taxa de infiltração uniforme quando completamente saturados, consistindo principalmente em areias e cascalhos, ambos profundos e excessivamente drenados (Taxa Mínima de Infiltração: >7,62 mm/h);

Grupo B: solos contendo moderada taxa de infiltração quando molhados, consistindo principalmente de solos moderadamente profundos, moderadamente bem drenados (Taxa Mínima de Infiltração: 3,81-7,62 mm/h);

Grupo C: solos contendo baixa taxa de infiltração quando completamente molhados, consistindo principalmente em camadas que dificultam o movimento da água de camadas superiores para inferiores e baixa taxa de infiltração (Taxa Mínima de Infiltração: 1,27-3,81 mm/h);

Grupo D: solos que possuem alto potencial de escoamento, tendo uma taxa de infiltração muito baixa quando completamente molhados, principalmente solos argilosos (Taxa Mínima de Infiltração: <1,27 mm/h).

No Brasil, vários pesquisadores têm se esforçado no sentido de adaptar a classificação dos solos proposta pelo SCS para os tipos de solos brasileiros. Setzer e Porto (1979), propuseram sob o ponto de vista de formação geológica, cinco grupos hidrológicos de solos conforme sua natureza física e tipo de perfil.

Baseando-se em estudos pedológicos existentes para todas as formações geológicas do Estado de São Paulo e em fotografias aéreas, enquadraram os 41 tipos de solos registrados naquela época em doze zonas ecológicas, as quais refletem o clima e a geologia, a topografia e as possibilidades agrícolas (Setzer e Porto, 1979). A definição de cada grupo hidrológico da classificação proposta é:

Grupo A: solos arenosos com baixo teor de argila total, inferior a 8%; não há rocha nem camadas argilosas e nem mesmo densificadas até a profundidade de 1,5 m. O teor de húmus é muito baixo, não atingindo 1%;

Grupo B: solos arenosos menos profundos que os do grupo A e com maior teor de argila total, porém ainda inferior a 15%. No caso de terras roxas este limite pode subir a 20% graças à maior porosidade. Os dois teores de húmus podem subir, respectivamente, a 1,2 e 1,5%. Não pode haver pedras e nem camadas argilosas até 1,5 m, mas é quase sempre presente em camadas mais densas que a camada superficial;

Grupo C: solos barrentos com teor de argila de 20 a 30%, sem camadas argilosas impermeáveis ou contendo pedras até a profundidade de 1,2 m. No caso de terras roxas, estes dois limites máximos podem ser 40% e 1,5 m. Nota-se a cerca de 60

cm de profundidade camadas mais densas que no grupo B, mas ainda longe das condições de impermeabilidade;

Grupo D: solos argilosos (30 - 40% de argila total) e ainda com camadas densas a uns 50 cm de profundidade. Em solos arenosos, mas com camada argilosa quase impermeável ou horizonte de seixos rolados;

Grupo E: solos barrentos como C, mas com camada argilosa impermeável ou com pedras. Sem tal camada, mas o teor de argila supera 40%. No caso de terras roxas este teor pode subir a 60%.

Como visto anteriormente, a combinação das informações de uso atual do solo, dos grupos hidrológicos e da umidade antecedente propicia a definição do valor de CN. Muitos resultados de CN para estas combinações são sugeridas por diversos autores (Silva, 1996; Tucci, 2000, Sartori, 2004).

Tucci (2000) apresenta os valores de CN conforme demonstra a Tabela 3.36, que variam desde uma cobertura muito impermeável até uma cobertura muito permeável. Os grupos hidrológicos apresentados são: Grupo A: solos que produzem baixo escoamento superficial e alta infiltração, solos arenosos profundos e com baixo teor de silte e argila; Grupo B: solos menos permeáveis que o anterior, solos arenosos menos profundos que o anterior e com permeabilidade superior a média; Grupo C: solos que geram escoamento superficial acima da média e com capacidade de infiltração abaixo da média, contendo percentagem considerável de argila; Grupo D: solos contendo argilas expansivas e pouco profundas, com baixa capacidade de infiltração, gerando a maior proporção de escoamento superficial.

Tabela 3.36. Valores de CN.

Descrição de cobertura		CN para os Grupos Hidrológicos			
Uso do Solo	Manejo	A	B	C	D
Solo Lavrado	Em sulcos retilíneos	77	86	91	94
	Em fileiras retas	70	80	87	90
Plantações Regulares	Plantio em nível	67	77	83	87
	Terraceamento em nível	64	76	84	88
	Em fileiras retas	64	76	84	88
Pastagens	Pobres, em curva de nível	47	67	81	99
	Normais, em curva de nível	25	59	75	83
	Boas, em curva de nível	6	35	70	79
Campos Permanentes	Normais	30	58	71	78
	Esparsas, de baixa transpiração	45	66	77	78
	Normais	36	60	63	79
	Densas, de alta transpiração	25	55	70	77
	Muito esparsas, de baixa transpiração	56	75	86	91
Florestas	Esparsas	46	68	78	84
	Densas, de alta transpiração	26	52	62	69
	Normais	36	60	70	76

Fonte: Tucci (1993).

Do valor obtido de CN, deve-se reduzir uma parcela de perdas referentes à evapotranspiração durante o evento, a porção de recarga profunda no sentido da água durante o evento e a retenção pelas folhas das copas das árvores, superfície do terreno e armazenamento de água no solo durante o evento.

Pelo fato dos eventos chuvosos serem de pequena duração e acompanhados de elevado teor de umidade e pequena radiação solar, o valor de evapotranspiração é normalmente baixo. A retenção nas folhas é preenchida rapidamente e constitui uma pequena parcela dos eventos chuvosos, sendo seu armazenamento também

considerado de pequena magnitude. O armazenamento no solo é o fator mais importante em termos de perdas, contudo este já foi previamente considerado no cálculo do CN com o conceito de umidade antecedente.

Tendo em vista que estas perdas são geralmente reduzidas ou já foram consideradas na própria definição do CN, para o modelo proposto aqui, o cálculo destes valores não é fundamental.

Em seqüência ao modelo de balanço hídrico local ocorre a necessidade de considerar a transferência da água de uma posição qualquer da bacia até a linha de drenagem principal e até seu exutório, denominado modelo de transferência.

Para o modelo de transferência, a definição de dois conceitos é muito importante: tempo de concentração e o mapa de isócronas.

O tempo de concentração da bacia hidrográfica é o tempo necessário para a água precipitada no ponto mais distante da bacia, deslocar-se até o exutório. Esse tempo é definido também como o tempo entre o fim da precipitação e o ponto de inflexão do hidrograma (Tucci, 1993).

Este tempo, depende basicamente dos seguintes fatores: declividade média dos terrenos, do comprimento, da forma, do tipo de solo, da rugosidade dos canais, do recobrimento vegetal da bacia hidrográfica.

Diversas equações empíricas podem ser empregadas para estimar o tempo de concentração de uma bacia. Para Wanielista *et al.* (1996), na determinação do tempo de concentração para células não-pertencentes à rede de drenagem, onde predomina escoamento em superfície, o cálculo do tempo de deslocamento entre células é realizado por meio da Equação 3.19.

$$T_c = 21,3 * [L/5280 * (1/ A^{0,1} * S^{0,2})] \quad (3.19)$$

em que: T_c = tempo de concentração (min);

L = comprimento de talvegue (km);

CN = número da curva (SCS);

S = declividade do talvegue (m / m).

Outro modo para o cálculo do tempo de concentração da bacia é definido pelo Soil Conservation Service (1975), Equação 3.20.

$$T_c = 3,42 * L^{0,8} [(1000/CN) - 9] * S^{-0,5} \quad (3.20)$$

em que: T_c = tempo de concentração (minutos);

L = maior comprimento do escoamento superficial (m);

S = declividade média da bacia (m/m);

A = área da bacia (km²).

Outra equação é a fórmula de Dooge (1956), a qual é utilizada em bacias hidrográficas rurais, com áreas compreendidas entre 140 e 930 km² (Tucci et al., 1993), conforme a Equação 3.21.

$$T_c = 21,88 * A^{0,41} * S^{0,17} \quad (3.21)$$

em que: T_c = tempo de concentração (minutos);

S = declividade média da bacia (m/m);

A = área da bacia (km²).

A Equação 3.22 foi apresentada pelo DNOS (1957).

$$T_c = 10/K * (A^{0,3} * L^{0,2} / I^{0,4}) \quad (3.22)$$

em que: T_c = tempo de concentração (minutos);

A = área da bacia (ha);

L = comprimento do curso d'água (m);

I = declividade (%);

K = depende das características da bacia, conforme descrito em seguida:

- Terreno areno-argiloso, coberto de vegetação intensa, elevada absorção ($K=2$);
- Terreno comum, coberto de vegetação, absorção apreciável ($K=3$);
- Terreno argiloso, coberto de vegetação, absorção média ($K=4$);
- Terreno de vegetação média, pouca absorção ($K=4,5$);
- Terreno com rocha, escassa vegetação, baixa absorção ($K=5$);

- Terreno rochoso, vegetação rala, reduzida absorção ($K=5,5$);

Equação aceitável para qualquer tamanho de bacia.

O mapa de isócronas deve ser definido por meio da associação de outros dois conceitos: a velocidade e o tempo de concentração. O modelo gerará um mapa de isócronas, que está associado ao tempo de percurso da água, desde cada isócrona até o ponto exutório.

O método das isócronas é uma maneira simples de considerar as subáreas da bacia de drenagem no processo de transformação chuva excedente-vazão. É baseado no traçado de linhas de mesmo tempo de percurso até a seção exutório, que divide a bacia em sub-áreas.

A velocidade de escoamento de uma célula para outra difere em função da topografia e do uso e tipo de solo.

Há várias formas de estimar a velocidade da água na bacia hidrográfica. Uma delas é a fórmula de Chezy, com coeficientes de Manning (Equação 3.23). Trata-se de uma entre as mais utilizadas, por ter sido experimentada desde canais com dimensões mínimas até em grandes rios.

$$V = (Rh^{0,666} * S^{0,5}) / N \quad (3.23)$$

em que: V = velocidade (m/s);

Rh = raio hidráulico (m);

S = declividade média da bacia (m/m);

N = coeficiente de Manning (adimensional).

Deve-se considerar que, em bacias hidrográficas com pequenas áreas de drenagem, a avaliação da vazão de pico a partir de uma chuva uniforme de duração “ t ” é razoável, pois a vazão máxima é rapidamente atingida. Nesta situação, não é fundamental considerar a variação temporal da chuva. É o caso do método racional ou do SCS, quando aplicado a pequenas bacias. Para chuvas maiores, a duração da chuva de projeto é maior e a variabilidade temporal da chuva deve ser considerada por meio da tormenta de projeto.

3.6. O transporte de nutrientes

Existem três processos básicos pelos quais o nitrogênio e o fósforo podem ser transferidos para os corpos hídricos, são eles:

- Transferência dissolvida: processo que ocorre em nível micro, dentro dos agregados do solo;
- Transferência incidental: processo que ocorre quando a chuva interage diretamente com fertilizantes orgânicos ou inorgânicos que são colocados na superfície do solo, geralmente em aplicações de fertilizantes seguida de uma chuva de alta intensidade;
- Transferência física: processo que ocorre no nível macro, através de deslocamento físico ou arrastamento de colóide. Hilger et al. (1999) destacam que em chuvas de alta intensidade perdas nesta forma são três vezes mais intensas que pelas dissolvida.

No PIT Model (Heathwaite et al. 2003) os mecanismos de transferência de fósforo particulado, fósforo incidental e fósforo estão em função de: solo (hidrologia do solo e características estruturais da camada arável do solo e propensão a deslocamento e erosão), do clima e da declividade.

Muitos outros pesquisadores associam estes processos de transporte a alguns fatores que podem ser resumidos, nos seguintes itens: drenagem do solo, intensidade de chuva, distância do início do fluxo ao rio, concentração do fluxo, grupo hidrológico, taxa de aplicação e processos erosivos do solo.

Georhing et al. (2002) associam o transporte de fósforo, na forma dissolvida, a fatores tais como: drenagem do solo, intensidade do fluxo e distância do início do fluxo ao rio. Na forma particulada associa-se a fatores como drenagem do solo, intensidade do fluxo, distância do fluxo ao rio e concentração do fluxo.

Frankenberg (1996) observou em seus estudos uma forte correlação entre a classe de drenagem do solo e a geração de escoamento superficial, já a correlação do escoamento com o grupo hidrológico e a declividade do solo não foram tão evidentes no mesmo estudo.

De acordo com Randall et al. (1998) os principais fatores que afetam o transporte no caso do fósforo são os processos erosivos e as características do escoamento, sendo que o processo erosivo está intimamente ligado ao transporte de formas particuladas.

Estudos como os desenvolvidos por Parsons et al. (1994) e Daniels e Gilliam (1996) avaliaram a relação positiva existente entre a distância do início do fluxo ao rio e as perdas, indicando que distâncias superiores a 200 m estão relacionadas a uma redução de 95% do total de perdas de fósforo.

Sharpley et al. (1992) estabelecem a relação entre transporte de fósforo e processos erosivos do solo, admitindo que 90% do material transportado possam estar associados a este processo.

Para Heatwole e Shanholtz (1991) o transporte é função da carga de dejetos, da distância do rio e a declividade ao longo da distância. Esta metodologia foi utilizada para desenvolver o Animal Waste Pollution Potential Index - AWPPI. Este índice pode ser representado matematicamente pela Equação 3.24.

$$\text{AWPPI} = 1/A \sum L \times a \times AF \times DR \quad (3.24)$$

em que: L = carga de nutrientes em lb/A;

A = área em acres tratadas com dejetos;

AF = fator de disponibilidade;

DR = taxa de entrega.

Draper et al. (1979) apresentam o decaimento durante o transporte como uma função da distância e a declividade. Para tanto utilizou a Equação 3.25 para definir a taxa de entrega de nutrientes de uma bacia hidrográfica e que foi complementada com indicações de fator disponibilidade e disponibilidade de nutrientes que se movem no escoamento superficial de locais onde ocorreram aplicações de dejetos por Heatwole e Shanholtz (1991) e, sendo finalmente, a esta equação acrescida por Giasson et al. (2002) uma função de classe de drenagem natural do solo, resultando na Equação 3.26.

$$DR = e^{-k_1 D SF} \quad (3.25)$$

em que: DR = taxa de entrega;

k_1 = coeficiente de entrega, valores sugerido de 0,0161

D = distância percorrida (m);

SF = fator declividade.

$$MDR = SD \times DR \quad (3.26)$$

em que: MDR = taxa de entrega modificada;

SD = fator drenagem do solo;

DR = taxa de entrega.

Outro modo que pode ser seguido para definir a quantidade de nutrientes transportados é através da associação do risco potencial da área em que se encontra a carga de nutriente a um valor numérico de transporte. Onde áreas que tem maior risco estariam associadas aos valores maiores de transporte e vice versa.

Algumas áreas apresentam maior suscetibilidade para o transportare de nutrientes do que as outras. Diferentes trabalhos relatam índices de riscos para diferentes áreas em relação a esta suscetibilidade a perdas.

O Nutrient Export Risk Matrix - NERM é um sistema de suporte a decisão que permite a fazendeiros e planejadores avaliarem os riscos de perdas de nutrientes do solo e explorar as opções para reduzir estas perdas (Heathwaite et al., 2003). Como exemplo de NERM pode-se citar o Fósforo Export Risk Matrix (PARM), um sistema que integra e prioriza os fatores chaves que controlam a poluição, o PARM reflete a disponibilidade de fósforo para o processo de transporte e o mecanismo pelo qual mecanismo de propagação de fluxos na definição das áreas de risco (Hewett et al., 2004).

Os riscos de perdas neste sistema estão associados aos seguintes itens: carga total de fósforo, modo de aplicação, tipo de cultura, drenagem, estado de conservação do solo, áreas de mata, Wetlands, entre outros.

Em 1990, o USDA e o Natural Resources Conservation Service - NRCS, formaram um grupo de pesquisa com a finalidade de desenvolver o P Index para o Estado da Pensilvânia. Este índice agrupa fatores de fonte e transporte que controlam as perdas de fósforo no escoamento superficial e definem locais onde o risco de escoamento superficial é ou não é excessivamente alto. Posteriormente diversos outros estados americanos desenvolveram metodologias de P Index levando em conta suas peculiaridades.

Os fatores ligados ao risco de perdas de fósforo adotados para a definição dos P Indexes variam muito de estado para outro, porém, de modo geral, podem ser sintetizados em: taxa de aplicação de fósforo, método de aplicação, sistema de drenagem, taxa de erosão, grupo hidrológico do solo, declividade, distância para o corpo d'água, presença de faixas filtros (áreas vegetativas que removem o nutriente em seu fluxo).

Avaliando-se as diferentes possibilidades para descrever o transporte dos nutrientes pela bacia, chegou-se a conclusão que a mais coerente para o modelo proposto devido à facilidade de se obter os dados solicitados, seria o modelo de taxa de entrega. Este modelo integra alguns fatores, que são apresentados a seguir:

- **Fator distância**

É um fator ligado ao percurso que o poluente necessita realizar para sair do local onde ele se encontra disponível até o corpo hídrico. Quanto maior este percurso mais intenso será o decaimento do poluente.

- **Fator declividade**

Trata-se de um fator relacionado principalmente com o processo erosivo, o qual demonstra o percurso por áreas com maior declividade tendem a ter um menor decaimento do poluente durante o processo de transporte.

Segundo Heatwole e Shanholtz (1991) e por Draper et al. (1979) a equação que pode ser utilizada para calcular o fator declividade esta demonstrada em Equação 3.27.

$$SF = SF_{\min} + e^{-k_2 (S + S_0)} \quad (3.27)$$

em que: SF = fator declividade;

SF min = é um fator incluído na forma para garantir a maior importância sobre a declividade;

k2 = coeficiente de fator declividade;

S = declividade ao longo da distância (m/m);

S0 = declividade mínima (m/m).

Os valores de SFmin = 0.60, k2 = 16.1, e S0 = 0.057 foram sugeridos por Heatwole and Shanholtz (1991).

- **Fator drenagem natural do solo**

Trata-se de um fator ligado ao fluxo de água no solo, por meio do qual os solos que apresentam característica de boa drenagem têm maior decaimento dos nutrientes durante o transporte, enquanto solos com piores condições de drenagem um menor decaimento.

De acordo com Bryant et al. (2000) e Giasson et al. (2002) os valores sugeridos de fator de drenagem do solo, para serem utilizados na Equação 3.26 são:

- 0,1 para solos de bem a excessivamente drenados;
- 0,3 para solos de moderado a bem drenados;
- 0,7 para solos de pobremente a moderadamente drenados;
- 1,0 para solos de muito pobremente a pobremente drenados.

Deve-se considerar que os tipos de solo na região sul do Brasil em relação às classes de drenagem de acordo com os levantamentos de reconhecimento de solos realizados pela EMBRAPA (1984) no Estado do Paraná são:

- **Fortemente ou acentuadamente drenado** - onde a água é removida rapidamente do perfil, sendo o equivalente de umidade média do perfil, de maneira geral, inferior a 18g de água/100g de solo, e a maioria dos perfis apresenta pequena diferenciação de horizontes, sendo solos muito porosos, de

textura média e arenosa e bem permeável. Exemplo: típico, podem ser citados Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos de textura média;

- **Bem drenado** – onde a água é removida do solo com facilidade, porém não rapidamente, e os solos dessa classe comumente apresentam textura argilosa ou média;
- **Moderadamente drenado** - onde a água é removida do solo um tanto lentamente, de modo que o perfil permanece molhado por um período pequeno, porém significativo;
- **Mal drenado** - onde a água é removida do perfil tão lentamente que o solo permanece molhado por grande parte do tempo. O lençol freático comumente está à superfície ou próximo dela durante considerável parte do ano. As condições de má drenagem são devidas ao lençol freático elevado, camada de baixa permeabilidade no perfil, adição de água através de translocação lateral interna ou alguma combinação dessas condições;
- **Muito mal drenado** - onde a água é removida do solo tão lentamente que o lençol freático permanece à superfície ou próximo dela durante a maior parte do ano. Solos com drenagem dessa classe usualmente ocupam áreas planas ou depressões, onde há freqüentemente estagnação. Como exemplos típicos, podem ser citados: Gleissolos Melânicos (alguns), Organossolos e Gleissolos Tiomórficos.

Avaliando diversas amostras de solo presente nestes levantamentos conseguiu-se identificar o perfil em relação à drenagem do solo apresentado na Tabela 3.37, para os diferentes tipos de solos da região sul do país.

Tabela 3.37. Qualidade de drenagem de diferentes tipos de solos nos Estados do Paraná.

Classe de solos do SBCS	Classe de solos EMBRAPA	Número de análises	% Quanto à qualidade de drenagem
Chernossolos	Brunizéns avermelhados, brunizéns hidromórficos	23	82,6 % bem drenados; 4,3% acentuadamente drenado; 8,7% moderadamente drenado; 4,3 % entre bem a moderadamente drenado.
Latossolo	Latossolo vermelho escuro, latossolo roxo, latossolo Bruno e latossolo vermelho amarelo	69	82,6% entre acentuadamente a fortemente drenados; 17,4% bem drenados.
Cambissolos	Cambissolos	40	82,5% bem drenados; 15% moderadamente drenados; 2,5% mau drenados.
Argissolos, Nitossolos, Alissolos.	Terra roxa estruturada, terra bruno estruturada, terra bruno estruturada similar e podzólico vermelho amarelo.	82	74,4% bem drenados; 14,6 % acentuadamente drenado; 9,7 % entre bem e acentuadamente drenados; 1,22% mal drenados.

Fonte: EMBRAPA (1984).

4. Metodologia

Para apoiar o processo de tomada de decisão pelos órgãos ambientais em relação aos processos de licenciamento de atividades de criação intensiva de animais, foi desenvolvida uma ferramenta que permite que o licenciador visualize a influência da uso dos dejetos dos animais em áreas agrícolas provenientes de uma nova instalação de criação de animais sobre os corpos hídricos da bacia hidrográfica .

Esta ferramenta centra-se no entendimento do que ocorre no corpo hídrico em relação a dois elementos poluidores: o nitrogênio e o fósforo. A justificativa para a análise destes componentes já foi discutida no Capítulo 1 deste estudo, podendo no futuro serem avaliados para outras variáveis.

O licenciador mediante a uma solicitação de instalação de um empreendimento de criação de animais poderá lançar os dados referente ao uso de dejetos em áreas agrícola e avaliar a resposta das concentrações de nitrogênio e fósforo no corpo hídrico da bacia hidrográfica. Avaliando se a resposta é adequada ou não, conforme esta resposta poderá restringir ou não a instalação do empreendimento. Além disto o licenciador terá uma visão da distribuição de cargas ao longo da bacia o que poderá indicar condições inadequadas para a locação de um novo criador.

Esta ferramenta é um modelo matemático-computacional que será empregado neste trabalho para um determinado estudo de caso (na bacia do Rio Toledo no Estado do Paraná - Brasil), onde há inúmeras instalações de criadores de suínos. Desta forma, pode-se avaliar os efeitos da aplicação dos dejetos em solos agrícolas advindos destas instalações sobre a qualidade das águas superficiais, para os parâmetros nitrogênio e fósforo.

Para tal fim, não se faz necessário um modelo complexo, pois haveria muita dificuldade para os licenciadores obterem todos os dados de entrada requeridos por um modelo complexo. Além disto, as informações requeridas por estes usuários não são de alta precisão, ou seja, não há necessidade de saber o valor exato da concentração de nitrogênio ou fósforo no corpo hídrico, mas sim entender os efeitos sobre estas concentrações quando há a instalação de empreendimento em um ou outro local da bacia.

O modelo deste estudo utilizou o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e suas etapas foram efetuadas dentro do ambiente do ArcView[®]. Os mapas utilizados e as informações necessárias foram convertidos para uma estrutura de grades com células ou pixels. Cada uma destas células representa um elemento de cálculo do modelo. Cabe ressaltar que, a determinação do tamanho da célula foi função da escala na qual se dispõe o conjunto das informações levantadas. Quanto maior a escala, menor poderá ser o tamanho da célula. Para este estudo considerou-se o tamanho de 100 m x100 m, ou seja, um hectare de área, como coerente com a precisão das diferentes escalas dos dados utilizados. Contudo, para outros estudos em bacias de menores dimensões e de acordo com as informações obtidas, este tamanho das células deve ser reavaliado.

A estrutura do modelo está alocada sobre três componentes básicos:

- O componente balanço de nutrientes: define a carga de nitrogênio e fósforo para cada uma das células da bacia hidrográfica. Utiliza os dados de entrada do modelo para realizar um balanço célula a célula destes nutrientes transformando-os em disponibilidades;
- O componente transporte de nutrientes: define os processos envolvidos na transferência dos nutrientes de uma posição qualquer da bacia até a linha de drenagem principal mais próxima e até o exutório, permitindo a obtenção das cargas acumuladas ao longo da linha de drenagem na bacia hidrográfica;
- O componente hidrológico: define a vazão para os corpos hídricos da bacia. Transformando dados climáticos e de solo em: lâminas de escoamento e mapas de isócronas, ou seja, é realizado um balanço hídrico local (em cada célula). Com este balanço obtido realiza-se então a transferência da água de uma posição qualquer da bacia até a linha de drenagem principal mais próxima e até o exutório. Obtendo-se assim vazões acumuladas ao longo da linha de drenagem na bacia hidrográfica.

Em seguida, o modelo irá cruzar os dados de cargas acumuladas ao longo da linha de drenagem com os de vazões acumuladas ao longo da linha de drenagem gerando as concentrações acumuladas ao longo da linha de drenagem na bacia hidrográfica.

Uma melhor compreensão da estrutura do modelo proposto pode ser visualizada por meio do fluxograma apresentado na Figura 4.1.

Figura 4.1. Estrutura do modelo do estudo.

O modelo pode ser classificado da seguinte forma:

- Modelo distribuído;
- Simulação contínua;
- Modelo em escala de bacia hidrográfica;
- Simulam somente áreas rurais;
- Modelo simples.

Os dados de entrada requeridos pelo modelo estão apresentados na Tabela 4.1, onde é possível verificar em que etapa do modelo ele é requerido.

Tabela 4.1. Dados de entrada necessários para a o modelo do estudo.

Dado de entrada	Etapa: Balanço de nutrientes	Etapa: Hidrológica	Etapa: Transporte dos nutrientes
Dados primários			
Tipo de Solo			
Uso do Solo			
Dados Pluviométricos			
Modelo Numérico de Terreno (MNT)			
Dados sobre os criadores animais			
Mapa de culturas agrícolas (opcional)			
Mapa de declividade			
Mapa de raio hidráulico			
Mapa de Coeficiente de Manning			
Informações dos agricultores sobre o modo de aplicação dos fertilizantes			
Informações dos agricultores sobre os tipos de fertilizantes empregados			
Dados Secundários			
Custo de hora máquina (tratores)			
Custo de adubos			
Velocidade de tratores na bacia			
Recomendação de adubação			
Produtividade média da cultura na região ou na bacia hidrográfica			
Caracterização do clima			

4.1. Caracterização da área do estudo de caso: Bacia do Rio Toledo

A Bacia Hidrográfica do Rio Toledo, localiza-se na região fisiográfica denominada de Terceiro Planalto Paranaense (Figura 4.2), na porção oeste do Estado. O Terceiro Planalto representa o plano de declive que forma o reverso da Escarpa Triássico-Jurássica (porção paranaense da Serra Geral). Nesta área ocorreram os grandes derrames de extrusivas básicas do vulcanismo.

Figura 4.2. Zonas fisiográficas do Estado do Paraná.

As massas de lavas ascenderam através de fendas tectônicas, que atualmente mostram-se na forma de diques de diabásios, e se espalharam pela superfície do planalto, em toda sua extensão. Desta formação do embasamento geológico, derivaram, sob ação dos padrões climáticos do Quaternário, os solos argilosos

vermelhos, conhecidos como terra roxa, que ocupam a maior extensão do Terceiro Planalto.

A bacia hidrográfica do Rio Toledo está inserida na bacia hidrográfica denominada de Paraná 3 (Figura 4.3), segundo a classificação de bacias hidrográficas do Estado. Ocupa uma área de 8.710 km², drenando suas águas para o Rio Paraná, em local cuja maior parte é ocupada pelo lago da represa da UHE Itaipu.

Figura 4.3. Bacias Hidrográficas do Estado do Paraná.

A bacia hidrográfica do Rio Toledo possui com uma área de 93,90 km². É um tributário do Rio São Francisco, que despeja suas águas no Rio Paraná.

A rede de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Toledo totaliza 323,71 km. O comprimento do seu canal principal (Figura 4.4) é de 28,52 km. Apresenta uma densidade de drenagem de 0,58 km/km² e uma extensão média de escoamento superficial de 0,43 km. Com uma amplitude altimétrica de 240 m, apresenta um desnível de talvegue de 6,99 m/km e uma declividade média de 0,0043 m/m.

Figura 4.4. Rio Toledo.

A garantia da qualidade da água do Rio Toledo é de grande interesse, pois ele serve como manancial para o abastecimento do Município de Toledo. Esta captação está localizada junto a um dos pontos de monitoramento utilizados para fins desta pesquisa - Ponto de Monitoramento Captação SANEPAR (Figura 4.5).

Figura 4.5. Captação de água para o município de Toledo da SANEPAR.

Na Bacia, ocorrem 4 classes de solos : Latossolos, Nitossolos, Neossolos e Gleissolos. Os Latossolos ocupam praticamente toda a extensão da área, sendo que os Nitossolos ocupam áreas menores. As demais classes ocorrem em áreas de pequena expressão geográfica (Figura 4.6).

Figura 4.6. Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Toledo.

Informações sobre as características dos diferentes tipos de solos encontrados na bacia hidrográfica do Rio Toledo foram retiradas do diagnóstico dos solos e uso e manejo das terras da bacia, realizado para a Fundação da Universidade Federal do Paraná para o Desenvolvimento da Ciência, da Tecnologia e da Cultura – FUNPAR. Estas informações encontram-se a seguir:

- Latossolos: são solos em avançado estágio de intemperismo, muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo (salvo minerais pouco alteráveis). Os solos são virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo e têm capacidade de troca de cátions baixa, inferior a 17 cmol/kg de argila sem correção para carbono, comportando variações desde solos predominantemente cauliníticos, com valores de K_f mais altos, em torno de 2,0, admitindo o máximo de 2,2, até solos oxidícos de K_f extremamente baixo.

Variam de fortemente a bem drenados, embora ocorram variedades que têm cores pálidas, drenagem moderada ou até mal drenados, transicionais para condições de maior grau de gleização.

São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a um metro. Têm seqüências de horizontes A, B, C, com pouca diferenciação de horizontes, e transições usualmente difusas ou graduais. De um modo geral, os teores da fração argila no *solum* aumentam gradativamente com a profundidade, ou permanecem constantes ao longo do perfil. Tipicamente, é baixa a mobilidade das argilas no horizonte B, ressalvados comportamentos atípicos, de solos desenvolvidos de material arenosos quartzoso, de constituintes orgânicos ou com ΔpH positivo ou nulo. São, em geral, solos fortemente ácidos, com baixa saturação por bases, Distróficos ou Álicos. Ocorrem, todavia, solos com média ou alta saturação por bases, encontrados geralmente em zonas que apresentam estação seca pronunciada, semi-áridas ou não, como, também, em solos formados a partir de rochas básicas.

- Nitossolos: Compreende solos constituídos por material mineral, com horizonte B nítico (reluzente) de argila de atividade baixa, textura argilosa ou muito argilosa, estrutura em blocos subangulares, angulares ou prismática moderada ou forte, com superfície dos agregados reluzente, relacionada à cerosidade e/ou superfícies de compressão. Esta classe não engloba solos com incremento no teor de argila requerido para horizonte B textural, sendo a diferenciação de horizontes menos acentuada que aqueles, com transição do A para o B clara ou gradual e entre subhorizontes do B difusa. São profundos, bem drenados. São, em geral, moderadamente ácidos a ácidos, com saturação por bases baixa a alta, às vezes álicos, com composição caulínítico – oxídica e por conseguinte com argila de atividade baixa.
- Neossolos: compreende solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso com pequena expressão dos processos pedogenéticos em consequência da baixa intensidade de atuação destes processos, que não conduziram, ainda, a modificações expressivas do material originário, de características do próprio material, pela sua resistência ao intemperismo ou composição química, e do relevo, que podem impedir ou limitar a evolução desses solos.

- Gleissolos: compreende solos hidromórficos, constituídos por material mineral, que apresentam horizonte glei dentro dos primeiros 50 cm da superfície do solo, ou a profundidades entre 50 e 125 cm desde que imediatamente abaixo de horizontes A ou E (gleizados ou não), ou precedidos por horizonte B incipiente, B textural ou C com presença de mosqueados abundantes com cores de redução. Estes solos desta classe são permanente ou periodicamente saturados por água, salvo se artificialmente drenados. A água de saturação permanece estagnada internamente, ou é absorvida pelo fluxo lateral do solo. Em qualquer circunstância, a água do solo pode-se elevar por ascensão capilar, atingindo a superfície do mesmo. Caracterizam-se pela forte gleização, em decorrência do regime de umidade redutor, que se processa em meio anaeróbico, com muita deficiência ou mesmo ausência de oxigênio, devido ao encharcamento do solo por longo período ou durante todo o ano. São solos mal ou muito mal drenados, em condições naturais, que apresentam seqüência de horizontes A-Cg, A-Big-Cg, A-Btg-Cg, A-E-Btg-Cg, A-Eg-Bt-Cg, Ag-Cg, H-Cg, tendo o horizonte A cores desde cinzentas até pretas, espessura normalmente entre 10 e 50 cm e teores médios a altos de carbono orgânico. São solos que, ocasionalmente, podem ter textura arenosa (areia ou areia franca) somente nos horizontes superficiais, desde que seguidos de horizonte glei de textura franco arenosa ou mais fina. São formados em materiais originários estratificados ou não, e sujeitos à constante ou periódico excesso d'água. Comumente, desenvolvem-se em sedimentos recentes nas proximidades dos cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais sujeitos às condições hidromórficas, podendo formar-se, também, em áreas de relevo plano de terraços fluviais, lacustres ou marinhos, como também em materiais residuais em áreas embaciadas e depressões. São eventualmente formados em áreas inclinadas sob influência da exsudação de água subterrânea (surgentes). São formados sob vegetação hidrófila ou higrófila herbácea, arbustiva ou arbórea.

Quanto ao relevo, na bacia de estudo há a predominância de duas classes: o plano e suavemente plano (nas porções mais elevadas e na várzea) e o relevo suave ondulado e ondulado (nas encostas).

O clima de região da bacia hidrográfica do Rio Toledo, de acordo com o sistema de classificação Köppen é definido como: Cfa (Subtropical), apresentando temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. As médias históricas de dados climáticos (período de 1983 a 1997) podem ser avaliadas de acordo com os dados obtidos na estação meteorológica do IAPAR, de São Miguel do Iguaçu, situada próximo a bacia. Estes dados estão sintetizados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Dados climáticos da região da bacia hidrográfica do Rio Toledo.

MÊS	TEMPERATURA DO AR (°C)			Umid. REL Média (%)	PRECIPITAÇÃO (mm)				EVAPORAÇÃO Total (mm)
	Media	Média máxima	Média mínima		Total	Máxima 24h	Ano	Dias de chuva	
Jan	25,7	31,8	21,2	75	167,7	105,2	1984	11	89,9
Fev	24,9	31,1	20,6	77	156,1	80,9	1992	11	69,9
Mar	24,2	30,6	19,6	75	135,2	90,0	1984	10	86,5
Abr	21,7	27,6	17,4	78	146,6	84,8	1988	10	74,0
Mai	18,4	24,2	14,3	80	184,4	156,6	1997	10	61,6
Jun	16,2	22,1	12,1	80	148,0	100,8	1988	9	50,6
Jul	16,0	22,4	11,5	76	99,7	54,8	1983	8	69,2
Ago	17,8	24,7	12,7	71	105,4	142,0	1990	7	87,4
Set	19,5	26,1	14,4	69	150,0	97,4	1983	10	99,3
Out	22,3	28,7	17,1	70	227,6	136,0	1996	11	105,8
Nov	24,2	30,7	18,8	66	147,9	113,0	1991	9	121,7
Dez	25,4	31,5	20,4	71	162,0	158,0	1984	10	108,1
Ano	21,4	27,6	16,7	73,9	1831	ND	ND	117	1024

ND – Não Determinado.

Fonte: IAPAR (2008).

A bacia hidrográfica do Rio Toledo está totalmente inserida no perímetro do Município de Toledo, que conta com uma população de 98.189 habitantes (IBGE, 2001). A extensão territorial do município é de 1.195,34 km² e densidade demográfica de 82,14 hab./km². Sua economia é bastante equilibrada entre os setores produtivos, como uma leve predominância no setor industrial (Figura 4.7).

Figura 4.7. Setores econômicos.

Fonte: IBGE (2002).

A parcela do setor agropecuário deriva da agricultura do Município de Toledo, sendo que seus produtos estão majoritariamente vinculados à agroindústria. Quanto ao nível tecnológico, a produção agrícola é extremamente profissionalizada, com técnicas de produção fundamentadas na mecanização, aliada a uma melhoria na conservação de solos. Isto propicia a introdução de novas variedades e a adoção do plantio direto, que é realizado praticamente em todo município. Os principais produtos cultivados são: a soja, o trigo, o milho e a aveia preta.

De acordo com Levantamento da Produção Agrícola das Principais Culturas da Safra 2005/2006 realizado pela SEAB/DERAL, a cultura da soja ocupa em torno de

66.300 hectares de área de plantio, obtendo uma média de produtividade de 2.230 Kg/ha. A cultura do trigo ocupa 21.000 hectares, produzindo 900 kg/ha. O milho é cultivado numa área de 6.000 hectares, produzindo 6.200 kg/ha. O cultivo do milho safrinha, efetuado entre fevereiro e março, ocupa uma área de 23.400 hectares, produzindo 4.960 Kg/ha. A aveia preta é cultivada numa área de 8.500 hectares, produzindo 620 kg/ha.

As principais fontes poluidoras pontuais encontradas na bacia hidrográfica do Rio Toledo foram três frigoríficos (bovinos, suínos e aves), uma unidade de processamento e filetagem de pescado, a malha urbana do Município de Toledo e a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), conforme Figura 4.8. Porém, todos estes pontos estão à jusante dos pontos de monitoramentos adotados para o fim de avaliação deste modelo.

Figura 4.8. Localização das principais fontes poluidoras da bacia hidrográfica.

Existem na bacia hidrográfica do Rio Toledo trinta e nove produtores de suínos cadastrados, que juntos totalizam um plantel de 16.853 cabeças, envolvendo todos os ciclos produtivos. Esta população resulta numa densidade de 179,48 cabeças/km². A Tabela 4.3 apresenta a listagem com os dados sobre os criadores de suínos.

Tabela 4.3. Dados sobre os criadores de suínos na bacia do Rio Toledo.

Propriedade	Fase	Nº de animais	Estrume + urina (Kg/dia)	Estrume + urina (ton/mês)/por propriedade	Kg de N/mês	Kg de P/mês
1	Diversas	22	Obs1	2,27	4,58	0,91
2	Diversas	14	Obs1	1,44	2,92	0,58
3	Suínos terminação	600	4,9	88,20	178,16	35,28
4	Suínos terminação	600	4,9	88,20	178,16	35,28
5	Suínos terminação	300	4,9	44,10	89,08	17,64
6	Suínos terminação	1300	4,9	191,10	386,02	76,44
7	Suínos terminação	400	4,9	58,80	118,78	23,52
8	Suínos terminação	100	4,9	14,70	29,69	5,88
9	Suínos terminação	200	4,9	29,40	59,39	11,76
10	Suínos terminação	150	4,9	22,05	44,54	8,82
11	Suínos terminação	216	4,9	31,75	64,14	12,70
12	Suínos terminação	305	4,9	44,84	90,57	17,93
13	Suínos terminação	750	4,9	110,25	222,71	44,10
14	Diversas	480	Obs1	120,72	243,85	48,29
15	Suínos terminação	450	4,9	66,15	133,62	26,46

Obs 1: valores variáveis de acordo com o número de animais encontrados para as diversas fases.

Fonte: Informações de campo levantadas pelo projeto PNMA II - SAD.

Tabela 4.3. Dados sobre os criadores de suínos na bacia do Rio Toledo (Continuação).

Propriedade	Fase	Nº de animais	Estrume + urina (Kg/dia)	Estrume + urina (ton/mês)/por propriedade	Kg de N/mês	Kg de P/mês
16	Suínos terminação	278	4,9	40,87	82,55	16,35
17	Suínos terminação	772	4,9	113,48	229,24	45,39
18	Suínos terminação	650	4,9	95,55	193,01	38,22
19	Suínos terminação	347	4,9	51,01	103,04	20,40
20	Suínos terminação	350	4,9	51,45	103,93	20,58
21	Suínos terminação	430	4,9	63,21	127,68	25,28
22	Suínos terminação	300	4,9	44,10	89,08	17,64
23	Diversas	1204	Obs1	165,80	334,91	66,32
24	Diversas	3512	Obs1	362,91	733,08	145,16
25	Suínos terminação	700	4,9	102,90	207,86	41,16
26	Diversas	65	Obs1	8,36	16,88	3,34
27	Suínos terminação	75	4,9	11,03	22,27	4,41
28	Diversas	122	Obs1	15,84	32,00	6,34
29	Suínos terminação	500	4,9	73,50	148,47	29,40
30	Diversas	1060	Obs1	107,10	216,34	42,84

Obs 1: valores variáveis de acordo com o número de animais encontrados para as diversas fases.

Fonte: Informações de campo levantadas pelo projeto PNMA II - SAD.

4.2. Levantamento de dados para o Estudo de Caso

Os dados de entrada necessários para o estudo proposto foram obtidos de uma série de fontes de informação, em diferentes formatos e resoluções cartográficas. Demandou-se desta forma, uma série de adequações, análises de consistência e compatibilizações. Foram digitalizadas, interpoladas e rasterizadas em uma grade de células para propiciar a análise do estudo escolhido.

Entre os dados levantados, distinguem-se: uma base digital georreferenciada, o relevo e o modelo numérico do terreno (MNT), a precipitação, os tipos de solos, o uso do solo, dados sobre a atividade de suinocultura na bacia e dados de qualidade da água, os quais também foram levantados para servirem de base para a avaliação dos resultados a serem obtidos pelo modelo.

A base digital georreferenciada foi obtida a partir de uma delimitação da bacia hidrográfica em uma carta digital. Após a delimitação, selecionou-se um retângulo envolvente, cujo perímetro serviu de referência para a digitalização das informações planialtimétricas do Mapeamento Sistemático Brasileiro (DSG/IBGE), na escala 1:50.000. Com base nas informações altimétricas, gerou-se o modelo numérico do terreno (MNT), que representa as feições do relevo em meio digital.

Para suprir a necessidade de dados de precipitação, foram selecionadas as estações pluviométricas (SUDERHSA) mais próximas à bacia. Após a consolidação dos dados para corrigir eventuais falhas nos registros, foram gerados os mapas de chuvas para os doze meses do ano, por meio de algoritmos de interpolação de dados.

As precipitações de cada mês foram baseadas em valores obtidos em 8 estações pluviométricas da região com mais de 25 anos de dados diários preenchidos e consistidos. A Tabela 4.4 mostra as principais informações sobre estes Postos, tais como o código, o nome e a localização e a Figura 4.9 mostra suas disposições espaciais.

Tabela 4.4. Postos usados nas interpolações.

Código	Posto	Latitude (S)	Longitude (O)
02453017	Nova Concórdia	24° 43' 00"	53° 51' 00"
02453026	Ouro Verde do Oeste	24° 46' 31"	53° 54' 06"
02453027	Bom Princípio	24° 46' 20"	53° 38' 33"
02453028	Dois Irmãos	24° 37' 00"	53° 55' 59"
02453030	Bragantina	24° 36' 40"	53° 36' 51"
02453031	Jota Esse	24° 37' 59"	53° 28' 00"
02453033	Vila Nova	24° 34' 00"	53° 48' 00"
02453059	Toledo	24° 43' 59"	53° 43' 00"

Figura 4.9. Postos pluviométricos na região de Toledo.

Após consistirem-se os dados, pode-se sintetizar os totais médios mensais ou os máximos diários mensais. Posteriormente, eles foram exportados para o ambiente Arcview®.

As informações referentes às tipologias de solos que ocorrem na bacia foram inicialmente retiradas do Mapeamento de Reconhecimento de Solos do Estado do Paraná (EMBRAPA, 1982), na escala 1:600.000. Posteriormente esta fonte foi substituída por um levantamento de solos elaborado pelo Projeto de Ativos Ambientais, em escala de maior detalhe.

Com relação ao uso da terra, foi utilizado o sensoriamento remoto com base em imagens de satélite LANDSAT- ETM7, com as bandas 3/4/5 do ano 2000. As imagens foram processadas e interpretadas para a obtenção do mapa de uso da terra (Figura 4.10).

Figura 4.10. Mapa de usos do solo na bacia hidrográfica do Rio Toledo.

As informações relativas à atividade da suinocultura na bacia do Rio Toledo foram repassadas ao Projeto Programa de Meio Ambiente II - Projeto Sistema Apoio à Decisão (PNMA II - SAD), trata-se de um programa desenvolvido pelo Governo

Brasileiro e co-financiado pelo Banco Mundial, com a finalidade de identificar para fins de mitigação ambiental a poluição das águas por dejetos de animais, particularmente os de origem suína.

No rol de informações levantadas constaram as coordenadas espaciais de cada produtor, dados das propriedades e do plantel de suínos. Este cadastro foi utilizado nas análises de produção de dejetos e carga poluidora associada.

Visitas a campo complementaram o levantamento de dados. Nestas ocasiões, foram levantadas coordenadas espaciais (com apoio de GPS), o que possibilitou uma maior aproximação à realidade do espaço em estudo.

Os dados de qualidade foram obtidos do monitoramento Quali-Quantitativo dos Recursos Hídricos Superficiais, como subsídio ao PNMA II, que foi realizado em parceria com o Instituto Ambiental do Paraná – IAP e a Superintendência dos Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – SUDERHSA. Dos três pontos de monitoramento de qualidade de água existentes na bacia hidrográfica do Rio Toledo foram adotados somente dois pontos: o ponto Sol Nascente - RT 01 e o ponto da captação SANEPAR - RT 02 (Figura 4.11), o ponto de monitoramento denominado de Pedreira foi descartado devido à influência da poluição pontual da malha urbana.

Figura 4.11. Pontos de amostragem de qualidade da água na bacia do Rio Toledo.

Fonte: Serviço de Geoprocessamento do Instituto Ambiental do Paraná (2006).

- RT01 - montante, também denominada estação Sol Nascente, localizada nas coordenadas 24°45'05"S e 53°39'51"E, a área de drenagem da estação compreende 24,1km²;
- RT02 - captação SANEPAR, localizada nas coordenadas 24°44'17"S e 53°41'20"E, a área de drenagem da estação compreende 64,2km²;

Os resultados observados nestes pontos de monitoramento podem ser observados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5. Resultados de monitoramento na bacia hidrográfica do Rio Toledo.

Data de coleta	Condição do tempo	Chuva nas 48hs antecedentes	RT01 – Montante		RT02 – Captação Sanepar	
			N Kjeldhal (mg/l)	P total (mg/l)	N Kjeldhal (mg/l)	P total (mg/l)
28/01/2004	Bom	Não	0,09	0,03	0,02	0,02
01/03/2004	Bom	Não	0,04	0,09	0,06	0,02
25/03/2004	Bom	Não	0,03	0,08	0,05	0,06
28/04/2004	Bom	Não	0,12	0,05	0,09	0,13
27/05/2004	Bom	Sim	0,08	0,03	0,03	0,07
24/06/2004	Bom	Sim	0,09	0,04	0,13	0,05
27/07/2004	Bom	Não	0,19	0,55	0,12	0,01
01/09/2004	Bom	Não	0,11	0,03	0,27	0,17
30/09/2004	Bom	Não	0,09	0,31	0,12	0,10
27/10/2004	Bom	Não	0,11	0,07	0,12	0,07
15/12/2004	Bom	Não	0,13	0,02	0,32	0,18

Fonte: <http://www.meioambiente.pr.gov.br>.

4.3. Etapas da modelagem

4.3.1. Definição da disponibilidade de nitrogênio na bacia hidrográfica

Para estimar a disponibilidade mensal de nitrogênio na bacia foi empregado o balanço deste nutriente no agro-ecossistema, para uma determinada safra agrícola. Para tal, partiu-se do pressuposto que, o resultado do balanço de uma safra seria dividido por seis meses, devido ao fato da adoção de duas safras anuais, condição comum em áreas agrícolas (safra de inverno e safra de verão).

A Equação 4.1 foi utilizada para representar o balanço de nitrogênio.

$$\text{NFO} + \text{NFI} + \text{NRC} + \text{NFB} + \text{NDA} + \text{NARS} = \text{NRC} + \text{RNC} + \text{PNV} + \text{PND} + \text{PNL} + \text{PES} + \text{NARS} \quad (4.1)$$

em que: NFO = Nitrogênio proveniente da Fertilização Orgânica (kg/ha);

NFI = Nitrogênio proveniente da Fertilização Inorgânica (kg/ha);

NRC = Nitrogênio encontrado no Resíduo Cultural (kg/ha);

NFB = Nitrogênio proveniente da Fixação Biológica (kg/ha);

NDA = Nitrogênio proveniente da Deposição Atmosférica (kg/ha);

RNC = Remoção de Nitrogênio pela Cultura (kg/ha);

PNV = Perdas de Nitrogênio por Volatilização da amônia (kg/ha);

PND = Perdas de Nitrogênio por Desnitrificação (kg/ha);

PNL = Perdas de Nitrogênio por Lixiviação para águas subterrâneas (kg/ha);

PES = Perdas de nitrogênio por Escoamento Superficial para águas superficiais (kg/ha);

NARS = Nitrogênio Acumulado ou Removido do Solo (kg/ha).

O primeiro lado da igualdade representa as entradas de nitrogênio no agro-ecossistema e o segundo, as saídas. Para adequar a equação foram feitas duas simplificações. A primeira, é a admissão de que o solo não está acumulando ou empobrecendo em termos de nutrientes com o passar do tempo. A segunda, é que o nitrogênio proveniente dos resíduos culturais da cultura anterior seja utilizado para

formar o resíduo cultural da cultura atual. Estas duas simplificações permitem a retirada de duas variáveis da equação (NARS e NRC). Desta forma obtém-se a Equação 4.2.

$$\text{NFO} + \text{NFI} + \text{NFB} + \text{NDA} = \text{RNC} + \text{PNV} + \text{PND} + \text{PNL} + \text{PES} \quad (4.2)$$

A próxima etapa foi isolar os termos das perdas de nitrogênio por escoamento superficial para águas superficiais (PES) e das perdas de nitrogênio por lixiviação para águas subterrâneas (PNL), pois estes representam a matriz de carga de nitrogênio, ou seja, a carga disponível para ser transportada aos corpos hídricos, quer por lixiviação ou por escoamento superficial. Desta forma resultou a Equação 4.3, trata-se da equação de trabalho.

$$\text{PNL} + \text{PES} = \text{NFO} + \text{NFI} + \text{NFB} + \text{NDA} - \text{RNC} - \text{PNV} - \text{PND} \quad (4.3)$$

A partir daí, tem início a definição de cada uma das variáveis da equação.

4.3.2. A determinação do NFO - Nitrogênio na Fertilização Orgânica

A definição da taxa de aplicação do nitrogênio por meio da fertilização orgânica em quilos por célula por safra está em função da localização, quantidade de animais por criador, tipo de criação dos animais e do teor intrínseco de nitrogênio nos dejetos.

Deste modo, os seguintes dados de entrada foram necessários para a determinação do NFO:

- Localização dos criadores de animais na bacia;
- Mapa de uso do solo;
- Quantidade de animais por criador, tipos de unidade de criação e número de animais por tipo de unidade, sendo este último uma informação opcional;
- Custo da tonelada de adubos nitrogenados (recomendado sulfato de amônio), adubos fosfatados (recomendado superfosfato simples) e adubos a base de potássio (recomendado cloreto de potássio);
- Custo da hora máquina de um trator praticado na região;

- Velocidade típica de um trator nas estradas da bacia hidrográfica.

Com estes dados, alocou-se os pontos onde estão localizados todos os criadores de animais em um novo mapa no Arcview[®]. Estes pontos foram previamente levantados em campo e encontram-se georreferenciados.

A segunda etapa foi definir quanto cada criador gera de nitrogênio em sua propriedade. Inicia-se pelo registro da quantidade de cabeças de cada tipo de animal por criador alocado, sendo estes separados por tipo de criação. Cada cabeça de animal corresponde a uma determinada quantidade, em quilos, gerada de dejetos e cada tipo de dejetos animal apresenta uma quantidade de nitrogênio em sua composição por quilo. Com isto, determina-se o quanto de nitrogênio que foi gerado por uma determinada criação intensiva de animais

Estes dados foram transformados em carga de nitrogênio acumulada pelo criador pelo período da cultura, já que as aplicações são realizadas somente em períodos de plantio. Simultaneamente, foi realizado um decaimento deste nutriente, referente às perdas que ocorrem durante seu armazenamento, até o momento da aplicação. O valor adotado foi de 10% de decaimento, feito com o auxílio da calculadora de mapas, multiplicando dos valores de nitrogênio gerado por cada criador por 0,9.

A terceira etapa foi a definição de qual a distância máxima de abrangência de aplicação destes dejetos. Esta etapa foi denominada como “raio de influência” para disposição dos dejetos (Figura 4.12).

Admitiram-se dois critérios: que o gerador de dejetos não tenha prejuízo econômico na sua distribuição e que ele não descarte inadequadamente estes dejetos, ou seja, faça aplicação somente em áreas agrícolas como deverá ser solicitado pelo próprio licenciamento ambiental.

Figura 4.12. Raio de influência de aplicação do dejeito.

O raio de influência está em função do valor econômico dos nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio) e do custo de transporte destes dejetos, de acordo com a Equação 4.4.

$$DAL = \left(\frac{VED \times CT}{CTD} \right) - 1,5 \times \frac{VT}{2} \quad (4.4)$$

em que: DAL = Distância máxima de Abrangência do Lançamento do dejeito (km);

VED = Valor Econômico do Dejeito (R\$/ton);

CTD = Custo de Transporte de Dejetos (R\$/ton/hora);

VT = Velocidade Típica do trator nas estradas da bacia hidrográfica (km/hora);

CT = Capacidade de carga do implemento (carreta) acoplado ao Trator (ton).

O valor 1,5 (um e meio) da equação é o tempo adotado em horas que são gastos para carregar e descarregar o implemento (carreta) e o valor 2 (dois) refere-se ao caminho de ida e volta realizado pelo trator.

O conceito de valor econômico dos dejetos aqui empregado foi a transformação da quantidade de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) presente em um valor de

aquisição da mesma quantidade de adubos simples nitrogenado, fosfatado e potássico, de origem mineral. Esta definição atende à Equação 4.5.

$$VED = VND \times \frac{VAN}{(PNA \times 10)} + VFD \times \frac{VAF}{(PFA \times 10)} + VPD \times \frac{VAP}{(PPA \times 10)} \quad (4.5)$$

em que: VED = Valor Econômico do Dejeto (R\$/ton);

VND = Valor de Nitrogênio presente no Dejeto de animal (kg/ton);

VAN = Valor em reais (R\$) do Adubo Nitrogenado simples (R\$/ton);

PNA = Percentual de Nitrogênio presente no Adubo simples (%);

VFD = Valor de Fósforo presente no Dejeto de suínos (kg/ton);

VAF = Valor em reais (R\$) do Adubo Fosforado simples (R\$/ton);

PFA = Percentual de Fósforo presente no Adubo simples (%);

VPD = Valor de Potássio presente no Dejeto de suínos (kg/ton);

VAP = Valor em reais (R\$) do Adubo Potássico simples (R\$/ton);

PPA = Percentual de Potássio presente no Adubo simples (%).

Os valores de nitrogênio, fósforo e potássio presente nos dejetos de animais podem ser encontrados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6. Conteúdo de nitrogênio, fósforo e potássio encontrado em dejetos animais.

Dejeto animal	Nitrogênio (kg/ton base seca)	Fósforo (kg/ton base seca)	Potássio (kg/ton base seca)
Esterco de curral	17,3	2,0	8,5
Cama de poedeira	23,8	23,0	19,1
Cama de frango de corte	27,7	16,7	25,7
Esterco de suíno	20,2	4,0	12,6

Fonte: Melo e Marques (2000).

Estes valores poderão ser alterados pelo usuário, desde que promova levantamentos de concentrações destes nutrientes nos dejetos animais produzidos na bacia e percebam que os valores encontrados diferem dos valores aqui apresentados.

O usuário poderá lançar no modelo computacional o valor de mercado atualizado do adubo simples para cada nutriente. Estes podem ser obtidos por meio de uma consulta no comércio local ou com cotações provenientes de entidades ligadas à agricultura e à pesquisa agrícola.

A Tabela 4.7 demonstra cotações de alguns adubos simples para o Estado do Paraná e de São Paulo, fornecidas pela FNP consultoria na área agrícola.

Tabela 4.7. Cotação de adubos nitrogenados, fosfatados e potássicos nos mercados de São Paulo, Paraná.

Adubo	Valor PR (R\$/ton)	Valor SP (R\$/ton)
Sulfato de amônio	420,00	556,00
Uréia	770,00	923,00
Super Simples	394,00	409,00
Super Triplo	760,00	859,00
Cloreto de Potássio	724,80	745,00

Cotação efetuada entre 23/01 e 01/02/2006.

Fonte: FNP consultoria.

Os percentuais de nitrogênio, fósforo e potássio presentes nos adubos são valores padrões encontrados no modelo computacional e estão na Tabela 4.8.

Tabela 4.8. Composição dos principais fertilizantes (garantias mínimas - extraídas da Legislação vigente).

Adubo	% de N no adubo	% de P no adubo	% de K no adubo
Sulfato de amônio	20	-	-
Uréia	44	-	-
Super Simples	-	3,9	-
Super Triplo	-	8,9	-
Cloreto de Potássio	-	-	24

Fonte: Adaptado IAP. <http://www.iap.com.br/InformeTecnico03.aspx>.

O valor do custo de transporte do dejetos por hora para cada tonelada foi definido de acordo com o valor da hora máquina e capacidade de carga do implemento acoplado ao trator. Este valor atende a Equação 4.6.

$$\text{CTD} = \frac{\text{VHM} + \text{CC}}{\text{CT}} \quad (4.6)$$

em que: CTD = Custo de Transporte de Dejetos (R\$/hora/ton);

VHM = Valor da Hora Máquina (R\$/hora);

CC = Custos Complementares (R\$/hora).

CT = Capacidade de carga do implemento (carreta) acoplado ao Trator (ton).

O valor da hora máquina atualizado pode ser fornecido pelo usuário e este pode ser obtido de informações de unidades de assistência técnica agrícola ou entidade similar, diretamente por agricultores, ou, ainda, em publicações especializadas, como as do Instituto FNP publicadas na revista Agrianual. Cabe ao usuário atualizar constantemente estas informações.

De acordo com Agrianual (2006), o valor por hora máquina trabalhada para alguns tratores, levando-se em conta um período de hora trabalhada/ano médio de 1500 horas/ano, pode ser observado na Tabela 4.9.

Tabela 4.9. Custo médio da hora máquina para diferentes tipos de tratores.

Tratores *	R\$ /hora máquina trabalhada
Agrale	17,18
Massey Ferguson	38,74
New Holland	32,75
Yanmar	23,99
Valmet	58,08
Média	34,15

* valores médios entre os diferentes tipos de tratores com potencia abaixo de 100HP da marca.

Fonte: AGRIANUAL (2006).

A este valor foram adicionados os custos complementares, tais como: a hora de implementos e o custo com combustível, de acordo com o Agrianual (2006) o valor é de R\$ 2,75, para o caso de uma carreta com capacidade de carga de quatro toneladas, levando-se em consideração a quantidade de hora trabalhada anual de 300 horas.

A quarta etapa consiste na definição da distância de abrangência de lançamento destes dejetos. Pode-se adotar esta distância como sendo um raio de circunferência que envolverá cada localização de criador de suíno na bacia. Este raio será subdividido em quatro partes com distâncias iguais, formando-se quatro sub-circunferências. A distribuição dos dejetos em cada uma destas sub-circunferências respeitará a seguinte ordem: 40% da produção da esterqueira seria distribuída na sub-circunferência mais próxima a esterqueira, 30% na segunda, 20% na terceira e 10% na sub-circunferência mais distante.

O resultado desta definição para um criador pode ser observado na Figura 4.13.

Figura 4.13. Sub-circunferências de distribuição de dejetos.

O passo seguinte foi a remoção das áreas onde não poderiam ser aplicados os dejetos, ou seja, a remoção das áreas não agrícolas. Esta etapa foi realizada com o auxílio do mapa de uso do solo (Figura 4.14).

Figura 4.14. Mapa de Uso do Solo no Arcview®.

A remoção das áreas fora da bacia constitui em uma etapa de trabalho, que foi realizada assumindo-se que os dejetos não seriam aplicados fora da bacia. Isto se deve ao fato de que a bacia vizinha também pode estar lançando esterco na bacia em estudo. Para definir estes lançamentos seriam necessários estudos na bacia vizinha, o que complicaria em muito os trabalhos.

O resultado da combinação das sub-circunferências, com a remoção das áreas que não apresentam uso agrícola e das áreas fora da bacia, gera o mapa da Figura 4.15, onde serão distribuídos efetivamente os dejetos.

Figura 4.15. Áreas de distribuição de dejetos por criador.

Finalmente, este procedimento foi realizado para todos os criadores e todos os mapas gerados foram somados. A quantificação dos nutrientes gerados por todos os criadores irá formar o mapa de distribuição de carga orgânica na bacia. Nele, tem-se a distribuição do nutriente para cada célula do mapa em quilos por célula. Com este mapa completa-se a fase de determinação da carga orgânica.

4.3.3. A determinação do NFI - Nitrogênio na Fertilização Inorgânica

Nesta etapa o objetivo foi definir a taxa de aplicação do nitrogênio por meio da fertilização inorgânica, em quilos por célula por safra. A definição está em função do tipo de cultura e da recomendação de adubação para a região.

Para a determinação de NFI, os dados de entrada requeridos foram:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas e o respectivo calendário agrícola da bacia hidrográfica. Caso este mapa seja de difícil obtenção, existe a possibilidade de trabalhar com o mapa de uso do solo utilizando as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia.
- Recomendação de adubação agrícola.

A princípio, foi realizada a definição da cultura agrícola que será adotada em cada célula da bacia, o que consta no mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas ou por meio da conversão em um mapa de uso de solo para possível cultura. Em seguida, foi gerada para cada célula a quantidade de nitrogênio aplicada por meio da recomendação de adubação para a cultura. Um exemplo deste tipo de recomendação pode ser visto na Tabela 3.9 no Item 3.2.2, onde observa-se que as diferentes regiões agrícolas podem apresentar recomendações diferenciadas, para a região de estudo de caso, ou seja, para o Estado do Paraná não foi encontrado nenhuma recomendação específica, por isto será adotada a recomendação do Estado de São Paulo. Será necessário que o usuário levante a recomendação utilizada em sua região e faça o emprego dela no modelo. Esta etapa gerou um mapa de distribuição do nutriente proveniente da aplicação de fertilizantes inorgânicos para cada célula do

mapa em quilos por célula, com este mapa completa-se a fase de determinação da carga inorgânica.

4.3.4. A determinação do NFB - Nitrogênio proveniente da Fixação Biológica

O objetivo aqui foi definir a taxa de aplicação do nitrogênio através da fixação biológica em quilos por hectare por célula safra, esta taxa associada a presença de plantio de leguminosas na área da bacia hidrográfica.

Para a determinação de NFB o dado de entrada requerido foi:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas e o calendário agrícola da bacia hidrográfica, caso este mapa seja de difícil obtenção a possibilidade de trabalhar como o mapa de uso do solo utilizando as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia.

Através deste mapa da localização das culturas podem ser definidas quais as áreas onde foram plantadas culturas leguminosas, para estas áreas devem ser acrescidas contribuições de cargas advindas pela fixação biológica.

Em cada célula, em que se encontram plantadas a cultura da soja, é necessário fazer o acréscimo da quantidade de nitrogênio de acordo com a Equação 4.7, citada anteriormente no Item 3.2.4.

$$\text{FBN} = 2 \times \text{Pms} \times \text{Tms} \quad (4.7)$$

Os valores de Pms serão obtidos para a cultura da soja com o apoio de dados da Tabela 4.10. Esta etapa irá gerar um mapa de distribuição do nutriente proveniente da fixação biológica para cada célula do mapa em quilos por célula. Com este mapa completa-se a fase de determinação da fixação biológica.

4.3.5. A determinação do NDA - Nitrogênio proveniente da Deposição Atmosférica

Cabe a esta etapa definir a taxa de aplicação do nitrogênio por meio da deposição atmosférica, em quilos por hectare por célula por safra. Esta taxa está em função da precipitação por célula.

O dado de entrada requerido para a determinação do NDA foi o mapa de distribuição de precipitação mensal sobre a bacia (Figura 4.16).

Figura 4.16. Mapa de distribuição de precipitação mensal.

Por meio deste mapa, foi obtida a deposição atmosférica por célula utilizando o valor da precipitação em milímetros para cada célula da bacia na Equação 4.8.

$$\text{DAN} = 0,14 \times P^{0,5} \quad (4.8)$$

em que: DAN = deposição atmosférica de nitrogênio;

P = precipitação (mm/mês ou mm/ano).

Após os cálculos executados com o auxílio da calculadora de mapas, tem-se o valor da contribuição da deposição atmosférica mensal para cada célula bacia

hidrográfica, produzindo assim um mapa de deposição atmosférica para a safra, com este mapa completa-se a fase de determinação da deposição atmosférica (Figura 4.17).

Figura 4.17. Mapa da distribuição de nitrogênio originado da deposição atmosférica na bacia hidrográfica.

4.3.6. A determinação do RNC - Remoção de Nitrogênio pela Cultura

Foi definida a taxa de remoção do nitrogênio por meio das sementes exportadas na colheita em quilos por hectare/célula/safra. Esta taxa está em função do tipo de cultura e da taxa de remoção de nutrientes, que é dependente da produtividade.

Para a determinação de RNC os dados de entrada requeridos foram:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas e o respectivo calendário agrícola da bacia hidrográfica. Caso este mapa seja de difícil obtenção, há a possibilidade de se trabalhar como o mapa de uso do solo, utilizando-se as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia;
- Produtividade média da região para cada tipo de cultura presente.

Definida a cultura instalada nas células, o modelo computacional necessitou de informações de produtividade que podem ser fornecidas pelo usuário. Pode-se utilizar a produtividade média estadual, fornecidas pelo Levantamento Sistemático da Produção Agrícola do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE ou informações de

unidades de assistência técnica agrícola ou entidade similar, ou ainda, diretamente pelos agricultores. Informações de produtividade fornecidas pelo IBGE para o Estado do Paraná, podem ser consultadas na Tabela 4.10.

Tabela 4.10. Produtividade Média para diferentes culturas nas safras de 2003 e 2004 para o Estado do Paraná de acordo Levantamento Sistemático da Produção Agrícola.

Culturas	Produtividade média 2003 (kg/ha)	Produtividade média 2004 (kg/ha)
Algodão	2.386	1.905
Arroz	2.735	2.678
Batata	16.323	19.782
Cana-de-açúcar	85.399	81.703
Feijão	1.311	1.316
Milho	5.056	4.426
Soja	3.017	2.547
Trigo	2.554	2.245

Fonte: Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – IBGE (2003-2004).

O modelo apresenta equações padrões, uma para cada tipo de cultura, o que possibilita transformar as informações de produtividade em taxas de remoção de N em kg/célula/cultura.

Estas equações foram obtidas por meio de curvas de regressão dos resultados obtidos por vários pesquisadores. Estes resultados foram apresentados nas Tabelas de 3.12 a 3.19. A coletânea destas equações pode ser observada na Tabela 4.11.

Tabela 4.11. Equações de regressão para produtividade em kg/ha (x) e taxa de remoção em kg de N/ha (Y).

Culturas	Equação	R ²
Algodão	$Y = 0,0432x$	0,761

Tabela 4.11. Equações de regressão para produtividade em kg/ha (x) e taxa de remoção em kg de N/ha (Y) (Continuação).

Culturas	Equação	R ²
Arroz	$Y = 0,0171x$	0,887
Batata	$Y = 0,0046x$	0,560
Cana-de-açúcar	$Y = 0,0014x$	0,659
Feijão	$Y = 0,0365x$	0,923
Milho	$Y = 0,0208x$	0,932
Soja	$Y = 0,0820x$	0,856
Trigo	$Y = 0,0309x$	0,883

Após estes cálculos, para cada célula, tem-se um mapa de remoção do nutriente devido à exportação pela cultura. Isto, para cada célula do mapa em quilos por célula. Com este mapa completa-se a fase de determinação da remoção pela cultura.

4.3.7. A determinação do PNV - Perda de Nitrogênio por Volatilização da amônia

Nesta etapa foi definida a perda de nitrogênio que ocorre por meio da volatilização da amônia, em quilos por hectare por célula por safra. Esta taxa encontra-se em função do tipo de cultura local, do método de aplicação do adubo, do pH do solo, do clima, da CTC do solo e do tipo de fertilizante empregado.

Os dados de entrada requeridos para a determinação do PNV foram:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas e o respectivo calendário agrícola da bacia hidrográfica. Caso este mapa seja de difícil obtenção, existe a possibilidade de trabalhar como o mapa de uso do solo, utilizando-se as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia;
- Informações de qual o modo mais comum em que se realiza a aplicação dos adubos;

- Definição do tipo de clima local;
- O mapa de tipos de solos da bacia hidrográfica;
- Informações de qual o tipo de fertilizante químicos mais utilizados pelos agricultores da bacia.

Para a definição das perdas de nitrogênio por volatilização da amônia o modelo computacional utilizou a Equação 4.9.

$$\text{PNV} = (\text{NFI} \times \% \text{VA}) + (\text{NFO} \times \% \text{VA}) \quad (4.9)$$

em que: PNV = Perdas de Nitrogênio por Volatilização da amônia (kg/ha);

NFI = Nitrogênio na Fertilização Inorgânica (kg/ha);

NFO = Nitrogênio na Fertilização Orgânica (kg/ha);

%VA = percentual de Volatilização da Amônia (%).

Os procedimentos para obtenção dos valores de NFI e NFO foram definidos anteriormente. O valor percentual de volatilização da amônia foi obtido por meio da aplicação da Equação 4.10, citada anteriormente no Item 3.2.7. Os fatores e seus respectivos valores podem ser observados na Tabela 3.22 do mesmo item.

$$\% \text{VA} = e^{(\text{ftc} + \text{fta} + \text{fph} + \text{fc} + \text{fctc} + \text{ftf})} \quad (4.10)$$

Cada uma das definições destes fatores encontra-se explicada abaixo:

Fator tipo de cultura pode ser determinado por meio do mapa de distribuição agrícola. Para definir o fator de incorporação do fertilizante, recorre-se às informações dos agricultores, quanto ao tipo de aplicação mais comum realizada por eles.

Para definir o fator pH, é adotada uma simplificação em que se considera uma prévia correção do pH do solo antes de qualquer aplicação de fertilizantes orgânicos ou inorgânicos. Então, a faixa de pH sempre estaria entre 5,5 e 7,3 e o fator seria automaticamente -0,933.

O fator clima será obtido pela escolha do usuário entre o clima tropical e temperado.

O fator capacidade de troca catiônica será definido por meio de uma correlação entre o tipo de solo e o valor padrão da CTC para este tipo de solo. O modelo computacional verifica qual o tipo de solo encontrado em cada uma das células e por meio de valores padrões que podem ser observados na Tabela 4.12, ele obtém o valor de CTC e conseqüentemente o fator CTC.

Tabela 4.12. Valores típicos de CTC para diferentes tipos de solos encontrados no Brasil.

Tipos de Solo	Valor Típico de CTC (meq/100g)
Latossolos, Argissolos	Valores de CTC abaixo de 16
Neossolos	Valores de CTC acima de 30

O fator tipo de fertilizante foi conseguido a partir de informações dos próprios agricultores, para saber qual o tipo de fertilizante mais utilizado por eles.

Definido todos os fatores, o modelo calcula o nitrogênio perdido por volatilização para cada célula, resultando em um mapa de distribuição de perdas por volatilização para cada célula da bacia hidrográfica. Termina-se, assim, a etapa de volatilização.

4.3.8. A determinação do PND - Perdas de Nitrogênio por Desnitrificação

Esta etapa definiu as perdas de nitrogênio que ocorrem por meio do processo de desnitrificação em quilos por hectare/célula/safra. Esta taxa calcula-se em função do tipo de cultura local, da textura do solo, do conteúdo da matéria orgânica, da drenagem do solo, do pH do solo, do clima e do tipo de fertilizante empregado.

Os dados de entrada requeridos para a determinação do PND foram:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas sobre a bacia. Caso este mapa seja de difícil obtenção, existe a possibilidade de trabalhar com o mapa de uso do solo, utilizando-se as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia;
- Definição do clima local;
- O mapa de tipos de solos da bacia hidrográfica;

- Informações dos agricultores locais de qual o tipo de fertilizante químicos mais utilizados por estes.

Para a definição das perdas de nitrogênio por desnitrificação da amônia o modelo computacional utiliza a Equação 4.11.

$$\text{PNV} = (\text{NFI} \times \% \text{PNV}) + (\text{NFO} \times \% \text{PNV}) \quad (4.11)$$

O valor percentual de desnitrificação foi obtido por meio da Equação 4.12 citada anteriormente no Item 3.2.8, sendo que os fatores e seus respectivos valores para aplicar nesta equação podem ser observados na Tabela 3.23 do mesmo item.

$$\% \text{PNV} = e^{(\text{fcm} + \text{ftc} + \text{fts} + \text{fc} + \text{fmo} + \text{fds} + \text{fph} + \text{fc} + \text{fctc} + \text{ftf})} \quad (4.12)$$

O procedimento para a escolha de qual o fator deve ser utilizado para cada tipo de cultura, pH do solo, clima e tipo de fertilizante é o mesmo apresentado na metodologia para perdas de nitrogênio por volatilização da amônia.

O modelo adota para cada célula, automaticamente, os valores que apresentaram menores resultados para nitrificação, o que resulta em maiores valores de escoamento, trabalhando assim a favor da segurança. Que são respectivamente: para os fatores textura do solo média = - 0,472 e conteúdo de carbono orgânico menor que 1 = 0, conforme apresentados na Tabela 3.23 citada no Item 3.2.8.

Quanto ao fator drenagem do solo o modelo considera a situação solo mal drenado, exclusivamente, para áreas com cultura de arroz inundado e para várzeas. Para as demais áreas, serão consideradas de boa drenagem.

Definido todos os fatores, o modelo calcula o nitrogênio perdido por desnitrificação para cada célula, resultando em um mapa de distribuição de perdas para cada célula da bacia hidrográfica, terminando assim esta etapa.

Com esta última parcela da equação de balanço do nitrogênio. partiu-se, então, para a soma de todas as cargas de entrada de nitrogênio distribuídas pela bacia, provenientes das fertilizações orgânicas, das fertilizações inorgânicas, da fixação biológica e da deposição atmosférica. Então, se subtraiu as cargas de saída, ou seja, a

remoção pela cultura e as perdas por volatilização da amônia e por desnitrificação. Desta forma, obteve-se as cargas disponíveis por célula e que poderão ser arrastadas pela lixiviação ou pelo escoamento superficial e gerou-se um mapa de carga de nitrogênio disponível para perdas. Esta etapa foi executada com o auxílio da calculadora de mapas no Arcview[®], que realizou a somatória e subtração célula a célula de todos os mapas mencionados anteriormente, para resultar no mapa final de disponibilidade de nitrogênio que pode ser transportado. Após esta etapa, foi admitido para simplificação do modelo que o período médio de uma safra seria de seis meses e que a distribuição da disponibilidade gerada para a safra seria dividida igualmente mês a mês, portanto, foi realizada na calculadora de mapas uma divisão por seis para cada célula gerando a disponibilidade de nitrogênio mensal. Este mapa da matriz de cargas de nitrogênio pode ser observado na Figura 4.18.

Figura 4.18. Distribuição da carga de nitrogênio na bacia.

4.3.9. Definição da Matriz de Carga de Fósforo para Bacia Hidrográfica

Para definir a matriz de carga de fósforo foi utilizada a Equação 4.13 que representa o balanço de fósforo no agro-ecossistema.

$$\text{FFO} + \text{FFI} + \text{FRC} + \text{FDA} + \text{FARS} = \text{FRC} + \text{RFC} + \text{PFL} + \text{PES} + \text{FARS} \quad (4.13)$$

em que: FFO = Fósforo proveniente da Fertilização Orgânica (kg/ha);

FFI = Fósforo proveniente da Fertilização Inorgânica (kg/ha);

FRC = Fósforo encontrado no Resíduo Cultural (kg/ha);

FDA = Fósforo proveniente da Deposição Atmosférica (kg/ha);

RFC = Remoção de Fósforo pela Cultura (kg/ha);

PFL = Perdas de Fósforo por Lixiviação para águas subterrâneas (kg/ha);

PES = Perdas de fósforo por Escoamento Superficial para águas superficiais (kg/ha);

FARS = Fósforo Acumulado ou Removido do Solo (kg/ha).

O primeiro lado da igualdade representa as entradas de fósforo no solo e o segundo lado representa as saídas.

Aqui também foram feitas as mesmas simplificações utilizadas para o nitrogênio. A primeira, é a admissão de que o solo não está acumulando ou empobrecendo em termos de nutrientes com o passar do tempo. A segunda, é que o fósforo proveniente dos resíduos culturais anteriores seja utilizado para formar o resíduo cultural atual. Estas duas simplificações permitem a retirada de duas variáveis da equação (FARS e FRC), passando-se a Equação 4.14.

$$\text{FFO} + \text{FFI} + \text{FDA} = \text{RFC} + \text{PFL} + \text{PES} \quad (4.14)$$

A etapa seguinte constitui-se em isolar os termos “perdas de fósforo por escoamento superficial para águas superficiais” (PES) e “perdas de fósforo por lixiviação para águas subterrâneas” (PFL). Estes representam a matriz de carga de fósforo, ou seja, a carga disponível para sair do solo com destino aos corpos hídricos. Gerando a Equação 4.15.

$$\text{PFL} + \text{PES} = \text{FFO} + \text{FFI} + \text{FDA} - \text{RFC} \quad (4.15)$$

Após a definição desta equação, inicia-se a definição de cada uma de suas variáveis.

4.3.10. A determinação do FFO - Fósforo na Fertilização Orgânica

A definição da taxa de aplicação do fósforo por meio da utilização de dejetos de animais, em quilos por célula e por safra agrícola, está em função da localização, quantidade de animais por criador, tipo de criação e do valor intrínseco de fósforo nos dejetos.

Os seguintes dados de entradas foram necessários para a determinação do FFO:

- Localização dos criadores de suínos na bacia;
- Quantidade de suínos por criador e tipos de unidade de criação e número de suínos por tipo de unidade (informação opcional);
- Custo da tonelada de um adubo nitrogenado (recomendado sulfato de amônio), de um adubo fosfatado (recomendado superfosfato simples) e de um adubo a base de potássio (cloreto de potássio);
- Custo da hora máquina de um trator;
- Velocidade típica de um trator nas estradas da bacia.

A determinação do FFO - Fósforo na Fertilização Orgânica segue os mesmos passos utilizados na determinação do NFO - Nitrogênio na Fertilização Orgânica, os quais foram:

- Primeiro passo: localizar as esterqueiras;
- Segundo passo: é o registro da quantidade de cabeças de suínos por criador, se possível, em separado para cada tipo de criação. Há valores padrões para a geração da carga e será considerado o valor de 10% de decaimento para o fósforo no interior da esterqueira pelo modelo computacional;
- Terceiro passo: definição de qual será a distância máxima de abrangência de lançamento destes dejetos;

- Quarto passo: sub-divisão dos raios em quatro partes com distâncias iguais, formando quatro sub-circunferências, sendo que a distribuição dos dejetos em cada uma destas sub-circunferências respeitará a seguinte ordem: 40% da produção da esterqueira distribuída na sub-circunferência mais próxima a esterqueira, 30% na segunda, 20% na terceira e 10% na sub-circunferência mais distante;
- Quinto passo: remoção das áreas em que não poderiam ser aplicados os dejetos, ou seja, a remoção das áreas não agrícolas;
- Sexto passo: a soma dos valores por célula, onde houver recobrimento da aplicação de nutriente gerados da aplicação de todos os criadores, os valores de todos dos nutrientes gerados por todos os criadores. Estes valores irão formar o mapa de distribuição de carga orgânica na bacia. Nele temos a distribuição do nutriente para cada célula do mapa, em quilos por célula. Deste modo, completa-se a fase de determinação da carga orgânica.

4.3.11. A determinação do FFI - Fósforo na Fertilização Inorgânica

Nesta etapa, o objetivo foi definir a taxa de aplicação do fósforo por meio da fertilização inorgânica, em quilos por célula, para a safra agrícola. Ela se dá em função do tipo de cultura e da recomendação de adubação para a região.

Para a determinação do FFI o dado de entrada requerido foi:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas sobre a bacia, caso este mapa seja de difícil obtenção, existe a possibilidade de trabalhar como o mapa de uso do solo, utilizando as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia.

Inicialmente, foi realizada a definição da cultura agrícola adotada em cada célula da bacia. Feito isto, foi gerado, para esta célula, a quantidade de fósforo aplicado por meio da recomendação de adubação para a cultura, para a região. No caso em estudo, foi empregada a recomendação preconizada no Estado de São Paulo, apresentada na Tabela 3.28 e citada no Item 3.4.2. Isto permite gerar o mapa de cargas proveniente da

fertilização inorgânica para a safra, para cada célula da bacia hidrográfica, encerrando-se assim, esta etapa.

4.3.12. A determinação do FDA - Fósforo proveniente da Deposição Atmosférica

Coube a esta etapa definir a taxa de aplicação do fósforo por meio da deposição atmosférica, em quilos por hectare por célula, para uma safra. Esta taxa é função da precipitação por célula.

O dado de entrada requerido para a determinação de NDA foi o mapa de distribuição de precipitação mensal sobre a bacia;

O procedimento adotado foi similar ao demonstrado, anteriormente, para a determinação do nitrogênio proveniente da deposição atmosférica, somente alterando a equação proposta. Par tal feito será utilizada Equação 4.16.

$$\text{DAP} = 0,053 \times P^{0,5} \quad (4.16)$$

em que: DAP = deposição atmosférica de fósforo;

P = precipitação (mm/mês ou mm/ano).

Após os cálculos tem-se um mapa da contribuição da deposição atmosférica, por hectare/célula/safra agrícola da bacia hidrográfica.

4.3.13. A determinação do RFC - Remoção de Fósforo pela Cultura

Aqui foi definida a taxa de remoção do fósforo por meio dos grãos exportadas na colheita em quilos por hectare/por célula/por safra agrícola. Esta taxa está em função do tipo de cultura e da taxa de remoção de nutrientes, que é dependente da produtividade.

Para a determinação da RFC os dados de entrada requeridos foram:

- Mapa com a localização das diferentes culturas agrícolas sobre a bacia. Caso este mapa seja de difícil obtenção, há a possibilidade de trabalhar como o

mapa de uso do solo, utilizando as áreas agrícolas e indicações das culturas tipicamente utilizadas na bacia;

- E a produtividade média da região, para cada tipo de cultura presente.

Definida a cultura instalada nas células, o modelo computacional necessita de informações de produtividade que devem ser fornecidas pelo usuário, ou ainda encontradas nas Tabelas de 3.29 a 3.35 citadas no Item 3.4.5 desta metodologia.

O modelo apresenta equações padrões, uma para cada tipo de cultura, que possibilitam transformar as informações de produtividade em taxas de remoção de P em kg/célula/cultura.

Estas equações foram obtidas por meio de curvas de regressão dos resultados obtidos por vários pesquisadores. A coletânea destas equações pode ser observada na Tabela 4.13.

Tabela 4.13. Equações de regressão para produtividade em kg/ha (x) e taxa de remoção em kg de P/ha (Y)

Culturas	Equação	R ²
Algodão	$y = 0,0118x$	0,945
Arroz	$y = 0,0029x$	0,746
Batata	$y = 0,0006x$	0,383
Feijão	$y = 0,0049x$	0,749
Milho	$y = 0,0038x$	0,884
Soja	$y = 0,0067x$	0,768
Trigo	$y = 0,0040x$	0,977

Finalizada esta etapa, partiu-se para a soma de todas as cargas de entrada de fósforo distribuídas pela bacia, provenientes das fertilizações orgânicas e inorgânicas e da deposição atmosférica. Subtraem-se as cargas de saída, ou seja, a remoção pela cultura, obtendo-se, assim, as cargas por célula disponíveis para serem arrastadas pela lixiviação ou pelo escoamento superficial. Novamente, por meio da calculadora de mapas, pode-se gerar um mapa de fósforo disponível para perdas para cada célula.

Após esta etapa, empregou-se a mesma simplificação utilizada para o nitrogênio, em que, o período médio de uma safra seria de seis meses e a distribuição da disponibilidade gerada para a safra seria dividida igualmente mês a mês. Portanto, foi realizada na calculadora de mapas uma divisão por seis para cada célula, gerando a disponibilidade de fósforo mensal.

4.3.14. A modelagem hidrológica

Toda a etapa de modelagem hidrológica foi baseada em trabalho desenvolvido para o Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II, Projeto Sistema Apoio à Decisão – SAD (Mendes; 2005).

Este modelo foi iniciado com a determinação da precipitação efetiva, ou seja, a precipitação que gera o escoamento superficial. O método utilizado para sua determinação, neste modelo, foi o *Soil Conservation Method*.

Para a obtenção do CN, foi utilizado, inicialmente, uma reclassificação no Arcview® do mapa de solo. O critério principal de reclassificação é o tipo de solo. Cada tipo de solo foi convertido para um atributo, a ser encontrada na Tabela 4.14. Cada tipo de solo tem o valor correlacionado a um determinado atributo no Arcview®. Ex: Latossolo corresponde à classe A, atributo 10.

Um segundo passo foi em relação ao uso do solo, outro constituinte do valor de CN, cada tipo de uso foi associado a um atributo no Arcview®, como demonstra a Tabela 5.14. Ex: Solo agrícola no mapa de uso, foi associado a um atributo 1.

A combinação do tipo de solo (classe de CN) com o uso do solo pode ser obtido por meio de uma operação na calculadora de mapas, que soma os dois atributos e correlaciona o atributo resultante a um valor de CN correspondente. Ex: tipo de solo (classe A) atributo 10 + solo agrícola atributo 1, resulta no atributo 11. Este novo atributo apresenta um CN correspondente, que se encontra tabelado dentro do Arcview®. Ex: atributo 11 corresponde a um CN = 62. Cabe ao usuário redefinir quais os valores que serão associados ao tipo de solo, ao uso do solo e ao CN, caso perceba-se a necessidade desta adaptação.

A Tabela 4.14 apresenta uma associação proposta destes valores para o modelo.

Tabela 4.14. Relações tipo de solo, uso do solo, atributos e CN.

Tipo de Solo/ Classe CN	Atributo	Uso do solo	Atributo	Atributo somatório	Valor de CN correspondente
A	10	Agrícola	1	11	62
A	10	Campo/Pastagem	2	12	36
A	10	Floresta	3	13	36
B	20	Agrícola	1	21	75
B	20	Campo/Pastagem	2	22	60
B	20	Floresta	3	23	60
C	30	Agrícola	1	31	83
C	30	Campo/Pastagem	2	32	73
C	30	Floresta	3	33	70
D	40	Agrícola	1	41	87
D	40	Campo/Pastagem	2	42	79
D	40	Floresta	3	43	76

obs: valores de CN retirados de Tucci (2000), adotando as seguintes condições plantações em fileira, florestas normais, campos normais.

Depois da obtenção do CN, o modelo corrige a umidade antecedente, com o auxílio da calculadora de mapas.

Adotou-se neste cálculo a equação (Equação 3.20, apresentada no Item 3.5.4) de correção da umidade antecedente para a condição de alto potencial de escoamento, ou seja, condição onde os solos da bacia estão praticamente saturados, mantendo assim uma postura conservadora a favor da segurança. O resultado disto foi um mapa de Curva Número (CN) para a bacia hidrográfica.

Os valores de CN foram associados aos dados de precipitação das médias máximas mensais na bacia hidrográfica, resultando em um mapa de lâmina de escoamento superficial.

Para as etapas de determinação de correção de CN e obtenção de lâminas de escoamento foram incorporados ao modelo os programas desenvolvidos para o projeto PNMA II - SAD.

Determinado o mapa da lâmina de escoamento superficial, o passo seguinte foi o de definir como esta lâmina é transferida de uma posição qualquer da bacia até a linha de drenagem mais próxima e até o seu exutório, para tal feito foi necessário definir o mapa de isócronas da bacia.

Este mapa de isócronas é derivado da associação dos mapas de distâncias ponderadas e de tempo de concentração, faz-se necessário a configuração de cada um deles, por meio da Equação 4.17.

$$T_{ci} = t_c (DPA / \text{máx} DPA) \quad (4.17)$$

em que: T_{ci} = tempo de concentração na célula isócrona;

T_c = tempo de concentração;

DPA = mapa de distância ponderada acumuladas;

máx DPA = valor máximo observado no mapa de distância ponderada acumuladas.

Para a determinação do mapa de distâncias ponderadas acumuladas é necessária a determinação do mapa de velocidade e a definição da direção de fluxo, pois o mapa de distâncias acumuladas responde ao cálculo célula a célula utilizando a Equação 4.18.

$$DPA = 1 / V * TF \quad (4.18)$$

em que: DPA = mapa de distância ponderada acumuladas;

V = velocidade (m/s);

TF = trajetória de fluxo (m).

A determinação da velocidade foi realizada por meio de cálculo célula a célula, de acordo com a Equação 4.19 (Fórmula de Chezy com o coeficiente de Manning).

$$V = (Rh^{0,666} * S^{0,5}) / N \quad (4.19)$$

em que: V = velocidade (m/s);

Rh = raio hidráulico (m);

S = declividade média da bacia (m/m);

N = coeficiente de Manning (adimensional).

Com esta equação, o modelo vai requisitar um mapa de coeficiente de Manning, um de raio hidráulico e um de declividade.

O próximo passo foi a determinação do mapa de tempo de concentração que será realizada fazendo o calculo célula a célula, por meio da Equação 4.20.

$$T_c = 21,3 * [L/5280 * (1/ A^{0,1} * S^{0,2})] \quad (4.20)$$

Finalmente, com o mapa de lâminas de escoamento e o mapa de isócronas, partiu-se para a última etapa, que é a propagação desta vazão, determinando a vazão resultante da água transportada pela bacia. Isto pode ser realizado no SAD PNMA, por meio da opção “Obtenção de Vazão do Soil Conservation Service”, que resultou num mapa de vazão ao longo da linha de escoamento, como demonstra a Figura 4.19.

Figura 4.19. Vazões propagadas ao longo da linha de escoamento.

4.3.15. O transporte dos nutrientes pela bacia hidrográfica

Após o cálculo das cargas de nutrientes distribuídas para cada célula da bacia hidrográfica obtidas nos Itens 4.3.8 e 4.3.13, partiu-se para a propagação destas cargas distribuídas de nitrogênio e fósforo pela bacia, resultando no acúmulo destas ao longo da linha de escoamento, que foi representado por um mapa de carga acumulada ao longo desta linha. Esta propagação caracteriza o processo de transporte destes nutrientes pela bacia hidrográfica.

Durante o processo de propagação, ou seja, de saída do ponto onde a carga se encontra na bacia até a linha de escoamento, os nutrientes sofrem um processo de decaimento. Este processo de decaimento foi associado neste modelo às taxas de entregas apresentadas por Draper *et al.* (1979) e às taxas modificadas de entrega por Giasson *et al.* (2002), conforme as Equações de 4.23 a 4.25.

$$DR = e^{-k_1 D SF} \quad (4.23)$$

em que: DR = taxa de entrega;

k_1 = parâmetro de correção da fórmula, com valor de 0,0161;

D = distância (m);

SF = fator de declividade.

$$SF = S_{fmin} + e^{-k_2(S+S_o)} \quad (4.24)$$

em que: SF = fator de declividade;

S_{fmin} = mínimo valor para SF, com valor de 0,6;

k_2 = parâmetro de correção da fórmula, com valor de 16,1;

S = gradiente de declividade (m/m);

S_o = mínimo valor para gradiente de declividade (m/m), com valor de 0,057.

$$MDR = SD \times DR \quad (4.25)$$

em que: MDR = taxa modificada de entrega;

SD = fator de drenagem do solo (0,1 para solos excessivamente bem drenado, 0,3 para solos bem drenados, 0,7 para solos um pouco mal drenados e 1,0 para solos muito mal drenados);

DR = taxa de entrega.

A definição da taxa de entrega teve início dentro do ambiente do Arcview[®], pela obtenção do mapa de declividade. Este mapa foi obtido, com o auxílio do “Derivador de Declividade” (existente na opção “*Surface*” do Arcview[®]) que utiliza o modelo digital do terreno para tal feito, o resultado desta etapa pode ser observado na Figura 4.20.

Figura 4.20. Mapa de declividade gerado pelo Arcview[®].

Com este mapa utilizou-se a calculadora de mapas para obter o mapa do fator declividade (SF).

O segundo passo foi definir a distância entre o ponto onde a carga se encontra na bacia até a linha de escoamento, esta etapa requereu o mapa da rede hidrográfica da bacia, quanto mais detalhado for esta rede, maior precisão do modelo. Vale ressaltar que a inexistência de alguns corpos hídricos nesta rede fará com que a distância calculada seja até corpo hídrico principal e não até este corpo.

Para a definição destas distâncias, o Arcveiw[®] dispõe de uma ferramenta que calcula distâncias (“*Find Distance*” existente na opção “Analyses” do Arcview[®]), esta apresenta a distância de modo linear entre a linha de escoamento e os diferentes pontos da bacia. Cabe salientar que não foi definida a distância por meio da direção do fluxo devido à dificuldade de implementar isto no modelo. O final deste passo gerou um mapa de distâncias apresentado na Figura 4.21.

Figura 4.21. Mapa de distâncias.

Com os mapas do fator declividade e de distâncias, e com o auxílio da calculadora de mapas definiu-se o mapa de taxa de entrega.

Outro passo foi definir o fator de drenagem, que foi obtido reclassificando o mapa de solos, de acordo com as relações do fator de drenagem. Para tal considerou-se: os latossolos como solos excessivamente drenados, ou seja, com valor 0,1 para o fator drenagem; os nitossolos como solos um pouco mal drenados (valor 0,3) e os gleissolos como solos um pouco mal drenados (valor 1,0). Apesar de ser uma simplificação, que não representa na íntegra a realidade, segue em encontro, com os resultados observados na Tabela 3.3.7 encontrada no Item 3.6 e com as informações dos solos encontrados no Item 4.1.

Com os mapas de taxa de entrega e do fator drenagem, e com o auxílio da calculadora de mapas definiu-se o mapa da taxa de entrega modificada, apresentado na Figura 4.22.

Figura 4.22. Mapa da taxa de entrega modificada na bacia.

Este mapa de taxa de entrega modificado multiplica os mapas de cargas de nutrientes distribuídas para cada célula da bacia hidrográfica, resultando um mapa que demonstra o decaimento sobre a carga de nutrientes.

Finalmente, com este mapa partiu-se para a última etapa, que é a propagação das cargas, determinando a carga transportada pela bacia. Isto pode ser realizado no PNMA II - SAD, por meio da opção Propagação Conservativa (esta opção de utilizar o conservativo é devido ao fato do decaimento ter sido realizado pela taxa modificada de entrega, no PNMA II - SAD é possível realizar a propagação não conservativa). Que resultou num mapa de carga ao longo da linha de escoamento, como demonstra a Figura 4.23.

Figura 4.23. Carga propagada ao longo da linha de escoamento.

4.3.16. Transformação de carga em concentração

Nesta etapa os mapas de carga acumulada ao longo da linha de escoamento disponível para perda tanto de nitrogênio quanto de fósforo e de vazão acumulada ao longo da linha de escoamento, foram convertidos para mapas de concentração ao longo da linha de escoamento na bacia hidrográfica. Isto foi realizado com o auxílio da calculadora de mapas do Arcview®, utilizando a Equação 4.26 para converter carga e vazão em concentração.

$$C = (L/2592) / Q \quad (4.26)$$

em que: C = concentração do nutriente na linha de escoamento na bacia hidrográfica (mg/l);

L = carga do nutriente na linha de escoamento na bacia hidrográfica (kg/mês);

Q = vazão na linha de escoamento na bacia hidrográfica (m³/mês).

Após esta transformação tem-se o resultado final do modelo, ou seja, mapas de concentrações de nitrogênio ou fósforo ao longo da linha de escoamento, Figura 4.24.

Figura 4.24. Mapa de concentração ao longo da linha de escoamento.

4.4. Análise de sensibilidade do modelo

Ainda, dentro da avaliação de resultados foi apresentada uma análise de sensibilidade do modelo. Esta etapa compreendeu uma avaliação de cada uma das parcelas das equações que definem a disponibilidade de nitrogênio e de fósforo individualmente, isto permitiu identificar quais as parcelas são significativas e quais não são significativas para o modelo. Para tal feito foi definida uma disponibilidade para cada uma das seguintes situações: sem a parcela orgânica, sem a parcela inorgânica, sem a parcela de deposição atmosférica, sem a parcela de remoção pela cultura tanto para o nitrogênio como para o fósforo, e sem as parcelas de fixação biológica, de volatilização, de desnitrificação somente para o caso do nitrogênio.

5. RESULTADOS

Os resultados observados nas Tabelas 5.1 e 5.2; representam relações entre os resultados modelados e os observados para o nitrogênio nos pontos 1 (RT01 - montante) e 2 (RT01 - captação SANEPAR) de monitoramento.

Pode se observar que os resultados modelados e os observados carregam o mesmo grau de grandeza, estes resultados são bastante significativos considerando as incertezas existentes no modelo. É importante ressaltar que o resultado modelado considera somente os poluentes relativos às cargas difusas agrícolas, enquanto os resultados observados consideram outras interações envolvidas, mesmo como possíveis cargas pontuais, entre outras. Isto pode justificar o fato, dos resultados modelados em média serem inferiores aos observados.

Tabela 5.1. Resultados do modelo e observações para o nitrogênio no ponto 1.

Mês	Resultado Modelado (Concentração de N em mg/l)	Resultado Observado (Concentração de N em mg/l)
Janeiro	0,06	0,09
Fevereiro	0,04	0,04
Março	0,08	0,03
Abril	0,03	0,12
Maio	0,01	0,08
Junho	0,03	0,09
Julho	0,04	0,19
Agosto	0,04	0,11
Setembro	0,02	0,09
Outubro	0,01	0,11
Dezembro	0,04	0,13
Média	0,04	0,09
Desvio Padrão	0,02	0,04
Amplitude	0,01-0,08	0,03-0,13

Tabela 5.2. Resultados do modelo e observações para o nitrogênio no ponto 2.

Mês	Resultado Modelado (Concentração de N em mg/l)	Resultado Observado (Concentração de N em mg/l)
Janeiro	0,09	0,02
Fevereiro	0,07	0,06
Março	0,14	0,05
Abril	0,06	0,09
Maiο	0,02	0,03
Junho	0,06	0,13
Julho	0,05	0,12
Agosto	0,05	0,27
Setembro	0,03	0,12
Outubro	0,01	0,12
Dezembro	0,06	0,32
Média	0,06	0,12
Desvio Padrão	0,04	0,09
Amplitude	0,01-0,14	0,02-0,32

Nas Tabelas 5.3 e 5.4; representam relações entre os resultados modelados e os observados para o fósforo nos pontos 1 (RT01 – Montante) e 2 (RT01 – Captação SANEPAR) de monitoramento.

Os resultados de fósforo apresentam o mesmo grau de grandeza entre o observado e o modelado, podendo ser considerados significativos levando em consideração as incertezas existentes no modelo. Cabe aqui realizar a mesma ressalva feita para o nitrogênio, que os resultados modelados levam somente em consideração os poluentes de carga difusas agrícolas, enquanto os resultados observados consideram outras formas de poluição existentes. Isso pode justificar o fato dos resultados modelados do fósforo em média serem inferiores aos observados.

Tabela 5.3. Resultados do modelo e observações para o fósforo no ponto 1.

Mês	Resultado Modelado (Concentração de P em mg/l)	Resultado Observado (Concentração de P em mg/l)
Janeiro	0,09	0,03
Fevereiro	0,06	0,09
Março	0,06	0,08
Abril	0,11	0,05
Maio	0,06	0,03
Junho	0,11	0,04
Julho	0,17	0,55
Agosto	0,14	0,03
Setembro	0,09	0,31
Outubro	0,13	0,17
Dezembro	0,13	0,02
Média	0,11	0,13
Desvio Padrão	0,04	0,16
Amplitude	0,06-0,17	0,02-0,55

Tabela 5.4. Resultados do modelo e observações para o fósforo no ponto 2.

Mês	Resultado Modelado (Concentração de P em mg/l)	Resultado Observado (Concentração de P em mg/l)
Janeiro	0,15	0,02
Fevereiro	0,10	0,02
Março	0,08	0,06
Abril	0,19	0,09
Maio	0,10	0,03
Junho	0,19	0,13
Julho	0,29	0,12

Tabela 5.4. Resultados do modelo e observações para o fósforo no ponto 2 (Continuação).

Mês	Resultado Modelado (Concentração de P em mg/l)	Resultado Observado (Concentração de P em mg/l)
Agosto	0,32	0,27
Setembro	0,16	0,12
Outubro	0,32	0,12
Dezembro	0,31	0,32
Média	0,19	0,12
Desvio Padrão	0,09	0,10
Amplitude	0,08-0,32	0,02-0,32

Para avaliar a sensibilidade do modelo, foi realizado, a princípio, um levantamento considerando a contribuição de cada uma das parcelas da fórmula de balanço.

Para o nitrogênio proveniente da parcela orgânica, a adubação realizada em toda a bacia hidrográfica atinge 4.037,9 kg de nitrogênio/mês (sendo considerando já parcela de decaimento de 90% nas esterqueiras). Se esta fosse espalhada sobre toda a área plantada da bacia (cerca de 80% da área da bacia), teria-se uma dosagem média de 0,54 kg nitrogênio/ha/mês. Contudo, há uma variação nas dosagens de adubação orgânica, na ordem entre 0 a 4,42 kg de nitrogênio/ha/mês, sendo que aproximadamente 90% da área apresenta dosagens menores que 1kg de nitrogênio/ha/mês, aproximadamente 10% estão acima de 1kg e um pequena parcela atinge os 4,42.

Enquanto para parcela inorgânica a dosagem é definida pela recomendação cultural de trigo é de 3,3 kg de nitrogênio/ha/mês, cobrindo o período entre março e setembro e todas as áreas plantadas. Se fosse realizada a substituição da necessidade de adubo inorgânico por todo o adubo orgânico gerado por mês na bacia, só seria possível cobrir uma área 1.223 ha, que corresponde a 16,2% da área plantada da bacia (7.512ha – 80% da área da bacia). Isto ressalta a diferença de magnitude entre a adubação orgânica e inorgânica, apresentando-se mais crítica a adubação orgânica nos

pontos onde há dosagens de aplicação em torno de 4,42 kg de nitrogênio/ha/mês, como pode ser visto na Figura 5.1.

Figura 5.1. Distribuição da carga de origem orgânica do nitrogênio pela bacia hidrográfica.

A parcela de fixação biológica é muito significativa, com uma contribuição estimada em 31,5 kg de nitrogênio/ha/mês, também distribuída por toda a área plantada da bacia, o que representaria a maior parcela de aporte de nitrogênio na bacia durante o período de plantio da soja. Comparando a parcela de fixação com a de adubação orgânica, a segunda ficaria insignificante.

A parcela de deposição atmosférica apresenta contribuições que variam de 1,3 kg nitrogênio/ha/mês no mês de menor contribuição que é o mês de julho até 2 kg nitrogênio/ha/mês no mês de outubro, cabe ressaltar que esta é uma contribuição que atinge 100% da bacia.

A parcela de remoção pela cultura apresenta retiradas na ordem de 34,8 kg nitrogênio/ha/mês, no período do cultivo da soja e 11,6 kg nitrogênio/ha/mês, no período do cultivo do trigo, recobrando toda a área plantada da bacia hidrográfica. Se comparada com o aporte de nitrogênio referente à parcela de adubação orgânica, esta forma de adubação seria considerada pouco expressiva. A parcela de aporte que mais se aproxima desta retirada é a de fixação biológica no período da cultura de trigo.

As parcelas de desnitrificação e volatilização demonstram-se bastante inexpressivas, com contribuições muito baixas de nitrogênio/ha/mês.

Todas estas observações colaboram para o entendimento dos resultados apresentados nas Tabelas 5.5 a 5.8 que demonstram que a adubação orgânica tem pouco peso, em alguns casos sua remoção do balanço não chega alterar em nada o valor modelado em relação ao valor observado (pontos 1 e 2 do mês de janeiro e ponto 2 do mês de abril), ou nenhum peso em outros casos alterando em nada o resultado (demais observações).

Nas tabelas supracitadas, observa-se que as parcelas significativas, que realmente controlam este balanço, são as de fixação biológica, adubação inorgânica e remoção pela cultura. A parcela de deposição atmosférica, também, apresenta resultados pouco significativos de alteração quando removidas da equação de balanço. Cabe observar que, a parcela de remoção teve grande impacto sobre os resultados quando removida, o que pode indicar que seu peso esteja super dimensionado, sendo necessária uma melhor avaliação dos dados para a obtenção desta parcela.

Tabela 5.5. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de janeiro.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,05		0,08	
Sem parcela fixação biológica	0,02		0,04	
Sem deposição	0,04	0,06	0,08	0,09
Sem remoção	0,35		0,60	
Sem volatilização	0,06		0,09	
Sem deposição	0,06		0,09	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.6. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de abril.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,03		0,05	
Sem parcela inorgânica	0,02		0,04	
Sem deposição	0,02		0,04	
Sem remoção	0,08	0,03	0,15	0,06
Sem volatilização	0,03		0,06	
Sem deposição	0,03		0,06	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.7. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de julho.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,04		0,05	
Sem parcela inorgânica	0,03		0,04	
Sem deposição	0,03		0,04	
Sem remoção	0,09	0,04	0,14	0,05
Sem volatilização	0,04		0,05	
Sem deposição	0,04		0,05	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.8. Resultado da análise de sensibilidade para o nitrogênio no mês de outubro.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)	Modelado (Concentração de N em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de N em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,01		0,02	
Sem parcela fixação biológica	0,00		0,00	
Sem deposição	0,01		0,02	
Sem remoção	0,06	0,01	0,05	0,02
Sem volatilização	0,01		0,02	
Sem deposição	0,01		0,02	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Em relação ao fósforo da parcela orgânica, a adubação realizada em toda a bacia hidrográfica atinge 799,54 kg de fósforo/mês (considerando a parcela de decaimento de 10% nas esterqueiras). Se esta fosse espalhada sobre toda a área plantada da bacia (cerca de 80% da área da bacia), ter-se-ia uma dosagem média de 0,11 kg fósforo/ha/mês. Contudo, há uma variação nas dosagens de adubação entre 0 a 0,8 kg de fósforo/ha/mês, aproximadamente 90% da área apresenta dosagens menores que 0,2 kg de fósforo/ha/mês, aproximadamente 10% estão acima de 0,2kg e uma pequena parcela atinge os 0,8.

Para a parcela inorgânica a dosagem definida pela recomendação cultural de trigo varia entre 2,9 e 6,5 kg de fósforo/ha/mês e de soja entre 1,45 e 5,8 kg de fósforo/ha/mês. Se fosse realizada a substituição da necessidade de adubo inorgânico por todo o adubo orgânico gerado por mês na bacia, só seria possível cobrir a área entre 123 e 275,7 ha no período da cultura da soja e entre 137,8 e 551,4 ha, que corresponde a uma variação de 1,6 e 7,3 % da área plantada da bacia 7.512ha – 80% da área da bacia). Para áreas, onde os solos apresentam baixo P resina, ou seja, há recomendações elevadas de aplicação de fósforo, a adubação orgânica representa

uma parcela mais do que insignificante, mesmo onde esta situação não ocorre a parcela orgânica não é tão significativa em relação à inorgânica.

Onde a adubação orgânica é máxima, 0,8 kg de nitrogênio/ha/mês, como pode ser visto na Figura 5.2, chega-se aos valores de recomendação da adubação ou supera-se a remoção pela cultura.

Figura 5.2. Distribuição da carga de origem orgânica do fósforo pela bacia hidrográfica.

A parcela de deposição atmosférica apresenta contribuições que variam de 0,5 kg nitrogênio/ha/mês no mês de menor contribuição que é o mês de julho até 0,8 kg nitrogênio/ha/mês que é o mês de outubro, como comentado anteriormente, ela atinge toda a área da bacia.

A parcela de remoção pela cultura conta com retiradas na ordem de 2,8 kg nitrogênio/ha/mês, no período do cultivo da soja e 1,5 kg nitrogênio/ha/mês, no período do cultivo do trigo, recobrando toda a área plantada da bacia hidrográfica. Se relacionada a remoção com o aporte de nitrogênio da parcela de adubação orgânica, ter-se-ia uma relação de 5:1 no período da cultura de soja e 1:3 no período do trigo.

Estas observações poderão ajudar no entendimento dos resultados apresentados nas Tabelas 5.9 a 5.12. Estas demonstram que a adubação orgânica teve

pouco peso nos meses de culturas de trigo, visto que, as taxas de remoção de fósforo pela cultura são bem baixas para o trigo. E nenhum peso no período da soja.

Avaliando as mesmas tabelas, observa-se ainda que, as parcelas significativas, que realmente controlam este balanço, são as de adubação inorgânica e remoção pela cultura. A parcela de deposição atmosférica apresenta resultados pouco significativos de alteração quando removidas da equação de balanço.

Tabela 5.9. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de janeiro.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,09		0,15	
Sem parcela inorgânica	0,01	0,09	0,02	0,15
Sem deposição	0,08		0,13	
Sem remoção	0,12		0,19	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.10. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de abril.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,10		0,18	
Sem parcela inorgânica	0,01	0,11	0,02	0,19
Sem deposição	0,09		0,16	
Sem remoção	0,15		0,24	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.11. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de julho.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,16		0,28	
Sem parcela inorgânica	0,01	0,17	0,02	0,29
Sem deposição	0,15		0,26	
Sem remoção	0,19		0,33	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

Tabela 5.12. Resultado da análise de sensibilidade para o fósforo no mês de outubro.

Tipo de Tratamento	Ponto de monitoramento 1		Ponto de monitoramento 2	
	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)	Modelado (Concentração de P em mg/l)	Modelado com todas as parcelas (Concentração de P em mg/l)
Sem parcela orgânica	0,07		0,11	
Sem parcela inorgânica	0,01	0,07	0,01	0,11
Sem deposição	0,06		0,10	
Sem remoção	0,09		0,15	

Obs: resultados em negrito demonstram alterações quando as parcelas foram removidas.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.

A contribuição deste trabalho pode ser verificada sob óticas diferenciadas:

- Sob a ótica do processo de decisão:
 - Permite que o licenciador ambiental perceba quais os locais mais e menos indicados para a locação de instalações de criação de animais. Isso porque, o modelo simula quais os efeitos sobre a concentração de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos superficiais, para diferentes pontos de locação de um criador de animais. Cabe ao licenciador verificar qual ponto de instalação apresenta os melhores resultados da concentração destes nutrientes sobre os corpos hídricos;
 - O modelo proposto pode ser considerado simplificado e amigável ao trabalho do licenciador;
 - Induz à eficiência, pois permite a percepção pelo licenciador de quais informações cadastrais e que levantamentos de campo são necessários, promovendo assim uma otimização operacional, evitando o levantamento de informações desnecessárias ou falta de coleta de dados relevantes, tais como:
 - O local e as dosagens exatas da aplicação dos dejetos, que poderiam ser obtidos no próprio processo de licenciamento e que poderiam ser alocados em mapas, evitando assim o procedimento de utilização de raios de influência de aplicação de dejetos, que foi empregado no modelo proposto;
 - Os locais e dosagens de aplicação de adubos inorgânicos pelos agricultores na bacia hidrográfica, realizadas no próprio processo de licenciamento e em levantamentos de campo. Isto evitaria o uso de dados de recomendação, o que nem sempre condiz com a realidade local. Além disto, seria interessante levantar a forma como os agricultores combinam

o uso de adubos orgânicos com inorgânicos, para conhecer precisamente o que cabe a cada uma destas parcelas;

- Monitoramento da concentração de nitrogênio e fósforo presentes na água da chuva nos diferentes meses do ano, o que evitaria trabalhar com fórmulas empíricas;
- Levantamentos de campo e mapeamentos das culturas instaladas na bacia hidrográfica, de forma tanto temporal como espacial;
- Análises das concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nos produtos agrícolas, o que evitaria o uso de relações estabelecidas em literatura utilizada pelo modelo proposto.

- Sob a ótica da modelagem:

- O balanço de massa é o grande suporte do modelo, sendo que cada uma das suas parcelas podem apresentar maior ou menor importância no resultado das concentrações de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos. Neste balanço de massa, utilizam-se teores ou índices médios para estimar a entrada e saída no sistema, o que produz incertezas nos resultados obtidos. Este balanço pode ser utilizado ainda, para condições onde uma parcela não seja considerada, como por exemplo, a parcela orgânica. Neste caso, o modelo poderia ser utilizado para avaliar somente os efeitos de cargas inorgânicas.
- Permite a percepção das dificuldades existentes em nosso país, para a utilização dos diferentes modelos matemáticos de simulação disponíveis no mercado, os quais geralmente foram desenvolvidos em países com grande disponibilidade de informações, enquanto o Brasil dispõe de poucas informações cadastrais e de levantamentos de campo, não sendo possível realizar na maioria dos casos, simulações por estes modelos e mesmo quando isto é possível, ocorre com grandes dificuldades. A solução para este problema passa, ou pelo levantamento de uma única vez de inúmeras informações, o que iria gerar grandes gastos e mobilização de pessoal, ou ainda por construir um modelo que se adeque à situação encontrada, de pouca ou quase nenhuma informação. Ou seja, um modelo que utilize estas

poucas informações existentes e ainda muitas vezes dados de literatura, até de outros países ou ainda equações empíricas para suprir este problema. Cabe salientar, que esta tática não é a de geração de um produto final ou modelo final, mas sim de um processo de construção de um modelo mais adequado à nossa situação. Partindo deste modelo mais simples e apresentando direcionamentos de quais as informações importantes a serem levantadas e com o tempo seguindo por melhorias e sofisticações no modelo;

- Outra observação é a falta de experimentação que permita avaliar o comportamento dos processos apresentados no modelo, como por exemplo, estudos que avaliassem como o processo de transporte ocorre em nossas condições e quais os fatores realmente relevantes.

- Sob a ótica dos resultados apresentados:

- O resultado mais significativo identificado ocorreu quando se realizou simulação avaliando a sensibilidade do modelo à parcela orgânica, ou seja, sem a parcela orgânica. Verificou-se que esta parcela é pouco ou quase nada significativa no que se refere a variações na concentração do nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos superficiais.

Avaliando-se que a dosagem disponível de nitrogênio proveniente da aplicação de dejetos em toda bacia hidrográfica é da ordem de 4.037,9 kg/mês e a dosagem recomendada de adubação (o modelo considera esta como adubação inorgânica) é da ordem de 24.7809,6 kg/mês. Avaliando-se que a dosagem disponível de fósforo proveniente da aplicação de dejetos em toda bacia é da ordem de 799,54 kg/mês e a dosagem recomendada de adubação (o modelo considera esta como adubação inorgânica) varia na ordem de 21.784,8 e 48.828 kg/mês para os meses onde encontra-se instalada a cultura de inverno e 10.892,4 e 43.569,6 kg/mês para os meses onde encontra-se instalada a cultura de verão. Percebe-se que tanto para o nitrogênio quanto para o fósforo a adubação orgânica não é grande responsável pela poluição e sim a adubação inorgânica.

O problema da adubação orgânica só é relevante para aplicações inadequadas, ou seja, muito próxima aos corpos hídricos e/ou em lugares

com grandes declividades. O que deve ser controlado por meio de normas específicas.

- Os resultados modelados apresentaram a mesma ordem de grandeza que os observados, as diferenças podem estar associadas a incertezas existentes comuns aos modelos e pelo fato de considerar somente cargas difusas, não considerando outros tipos existentes.
- Outros resultados da análise de sensibilidade apontam para uma maior importância das parcelas referentes a adubação inorgânica, deposição atmosférica e remoção pela cultura. Não que isto denote a necessidade de remoção das demais parcelas do modelo proposto, mas demonstram que os dados a serem levantados para estas parcelas devem ser obtidos com maior rigor, podendo ser mantidas as equações empíricas e dados obtidos em literatura para parcelas tais como: perdas por volatilização, desnitrificação, fixação biológica.

As recomendações feitas para melhoria deste trabalho passam por:

- Continuidade de verificação do modelo, para outros diferentes tipos de criação animal, situações e locais;
- Análise de outros processos que expliquem o transporte de nutrientes pela bacia, que considerem outros fatores que não só distância, declividade e drenagem do solo;
- Experimentos de campo que possam elucidar o funcionamento dos mecanismos de transporte para as condições locais;
- Ampliação na obtenção de dados cadastrais e de levantamento de campo, utilizando-se até mesmo de levantamentos regionais para este fim, como por exemplo: levantamentos regionais de concentração de nitrogênio e fósforo presentes em águas de chuva, entre outros.

Espera-se pelo que foi apresentado e recomendado neste trabalho, que este seja somente um primeiro passo em um processo contínuo de desenvolvimento de uma ferramenta adequada para o processo de decisão de licenciamento de criadores de animais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

Agrianual. **Agrianual 2006**: anuário da agricultura brasileira. Coordenação técnica Izabel Monteiro Duarte Nehmi et al. São Paulo : FNP. 2006. 504 p.

Altamann, N. e Pavinato, A. Experiências da SLC agrícola no manejo da fertilidade do solo no cerrado. **Informações Agronômicas**, v.94, pp. 1-4, 2001.

Anyango, B. et al. Diversity of rhizobia nodulating *Phaseolus vulgaris* L. in two Kenyan soils with contrasting pHs. **Applied and Environmental Microbiology**, v.61, n.11, pp.4016-21. 1995.

Araújo, A.P et al. Growth and yield of common bean cultivars at two soil phosphorus levels under biological nitrogen fixation. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.4, pp. 809-17. 2000.

Arnold, J.G. et al. **SWAT**: Soil and water assessment tool. USDA, Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, 808 East Blackland Road. Temple, TX 76502. ARS, USDA. 1994.

Azevedo, J. et al. Valor agrícola e comercial do composto orgânico de resíduos sólidos urbanos da Usina de Irajá, município do Rio de Janeiro. **XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental**, AIDIS-ABES, PUC/RS. 2000.

Axler, R.P. et al. Phytoplankton nutrient deficiency as related to atmospheric nitrogen deficiency in northern Minnesota acid-sensitive lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.51, pp.1281-96. 1994.

Basanta, M.V. **Dinâmica de nitrogênio na cultura de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo de resíduo da colheita**. Tese de Doutorado ESALQ – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 2004. 83p.

Batchelor, P. Models as Metaphors: The Role of Modeling in Pollution Prevention. **Waste Management**, v. 14, n. 3, pp. 243-51. 1994.

Beasley, D.B. et al. ANSWERS: A model for watershed planning. **Trans. ASAE**, v.23, n.4, pp. 938-44. 1980.

Beauchamp, E.G. et al. Denitrification and nitrous oxide production in soil followed or under alfalfa or grass. **Soil Sci. Plant Anal.**, Amsterdam, v.27, n.1, pp.87-90, 1996.

Beauchenin, S. et al. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **Journal Environmental Quality**, v. 25, pp. 1317-25. 1996.

Bennett, E.M. et al. A Phosphorus Budget for the Lake Mendota Watershed. **Ecosystems**, v.2, pp. 69-75. 1999.

Bergamasco, A. F et al. **Modelo de balanço de nitrogênio para cana-de-açúcar**: Fase II – Construção de modelo no software Stella. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária. Relatório Técnico, n.8. 2002. 40p.

Bin-le Lin, R. et al. **Establishing a global nitrogen/carbon cycle model: Nitrogen storage in terrestrial vegetation under present climate**. Proceedings of 1999 NIES Workshop on Information Bases and Modeling for Land Use and Cover Change Studies in East Asia. Edited by K. Otusubo, Tsukuba, JAPAN, pp. 213-21. 1999.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 53, seção 1, 58-63. 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA 237, de 19 de dezembro de 1997. **Dispõe sobre os critérios utilizados no licenciamento ambiental**. Acesso em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>, consulta em: 26/04/2005.

Bryant, R.B. et al. Phosphorus and agriculture V: The New York P-index. **What's cropping up?**, v.10, n.3, pp. 4-5. 2000.

Büll, T. e Cantarella, H. **Cultura de milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: POTAFOS. 1993.

Bundy, L.G. e Oplinger, E.S. Narrow row spacings increase soybean yields and nutrient removal. **Better Crops Plant Food, Norcross**, v.68, p.16-17, 1984.

Burkart, M. et al. Integrating principles of nitrogen dynamics in a method to estimate leachable nitrogen under agricultural systems. **Water Science & Technology**, v. 53, n. 2, pp. 289–301. 2006.

Caires, E.F. e Fonseca, A.F. Fertilidade do solo e nutrição de plantas: absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função da calagem de superfície. **Bragantia**, v. 59, n. 2, pp. 213-20. 2000.

Cameron, K.C. Fate of nitrogen in pig effluent applied to a shallow stony pasture soil. **New Zeland Journal of Agricultural Research**, v. 38, pp. 533-42. 1995.

Carley, R. J. e Perkins, C. **Nitrogen deposition monitoring in Connecticut**: Final report, submitted to Connecticut Department of Environmental Protection, Hartford, Connecticut. 2001. Acesso em: www.eri.uconn.edu. 2001, consulta em: 20/05/2006.

Carpenter, S. R. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**. v.8, pp. 559-68. 1998.

Ceretta, C.A. et al. Pig Slurry: I – Nitrogen and phosphorus losses by surface runoff in a soil cropped under no tillage. **Ciência Rural**, v.35, n. 6, pp. 1296-304. 2005.

Clarke, R. T. **Mathematical model**. Irrigation and Drainage paper No 19. Food ,and agricultural organization of the United Nations, Rome. 1973.

Coelho, A.M. e França, G.E. Seja o doutor do seu milho: Nutrição e adubação. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.71, pp.1-9. 1995.

Connecticut Departament of Envionmental Protection. **Long Island sound fact sheet**. DEP-FS-08, Connecticut Department of Environmental Protection, Hartford, Connecticut. 1999.

Crusciol, C.A.C. et al. Absorção, exportação e eficiência de utilização de nutrientes pela cultura do arroz de terras altas em função de lâminas de água aplicadas por aspersão. **Acta Scientiarum: Agronomy**, v. 25, n. 1, pp. 97-102. 2003.

Daniels, R. B. e Gilliam, J.W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, pp. 246-51. 1996.

Donigian, A.S., Jr., e Crawford, N.H.. **Modeling Pesticides and Nutrients on Agricultural Lands**. Environmental Research Laboratory, Athens, GA. EPA 600/2-7-76- 043. 1976. 317 p.

Draper, D.W. et al. Estimation and management of the contribution by manure from livestock in the Ontario Great Lakes basin to the phosphorus of the Great Lakes. In: **Best Management Practices for Agriculture and Silviculture**. pp. 159-74. 1979.

Eghball, B. et al. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feed of manure. **Journal Environmental Quality**, v. 26, n.1, pp. 189-93. 1997.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Soja. **Recomendações técnicas para a cultura da soja na região central do Brasil 1998/99**. Londrina: EMBRAPA-CNPSo, 1998. 182p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Emissões de óxido nitroso (N₂O) provenientes de áreas agrícolas. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. **Relatório de referência**. Ministério da Ciência e Tecnologia. 129p. 2002.

Fageria, N.K. Nutrição mineral. In: Viera, N.R.A et al. eds. **A cultura do arroz no Brasil**. Santo Antônio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão, pp.329-53. 1999.

Federal Environmental Agency Germany. **Sustainable development in Germany: progress and prospects**. Berlin: Erich Schmidt, 1998. 334p.

Firestone, M. K. Biological denitrification. In: F. J. Stevenson (ed.) **Nitrogen in agricultural soils**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America and Soil Science of America. Madison, WI. pp. 289-319. 1982.

Flannery, R.L. The use of maximum yield research technology in soybean production. In: Munson, R.D. (ed.). **The physiology, biochemistry, nutrition and bioengineering of soybeans: implications for future management**. PPI/PPIC. pp.160-74. 1989.

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.

Food and Agriculture Organization - FAO. **Fertilizer use by crop in Brazil**: Land and Plant Nutrition Management Service Land and Water Development Division. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2004a.

Food and Agriculture Organization - FAO. e 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. 2004b.

Frakenberg, J.R. **Identification of critical runoff generating areas using a variable source area model**. PhD. Thesis, Department of Agricultural and Biological Engineering, Cornell University, Ithaca, NY. 207p. 1996.

Fundação ABC. Disponível em: <<http://www.fundacaoabc.org.br>>. Acesso em: 06 mar. 2003. 2003.

Galvão, S.R.S. et al. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco de bovinos. **Pesq. Agropecuária Brasileira**, v.43, n.1, pp 99-105. 2008.

Galloway, J.N. et al. Nitrogen cycles: past, present and future. **Biogeochemistry**, v. 70, pp. 153-226. 2004.

Gargantini, B. et al. .Absorção de nutrientes pela batatinha. **Bragantia**, Campinas, v. 22, p. 267-89, 1963.

Geohring, L. D. et al. **Phosphorus risk assessment tools for New York State**. ASAE paper 022071, Chicago, Illinois- USA, 11p. 2002.

Giasson, E. et al. GIS: Based spatial indices for identification of potential phosphorus export at watershed scale. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 57, n. 6, pp. 373-81. 2002.

Gibson, C.E. et al. Substance budgets of an upland catchment: the significance of atmospheric phosphorus inputs. **Freshwater Biology**, v. 33, pp. 385-92. 1995.

Gosmann, H.A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos**. Florianópolis: UFSC. 126p. Dissertação de Mestrado. 1997.

Haith, D.A. et al. **GWLF: Generalized Watershed Loading Functions, Version 2.0 User's manual**. Cornell University, Department of Agricultural Engineering, Ithaca, NY. 1992.

Haygarth, P.M. e Jarvis, S.C. Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. **Water Research**, v.31, pp. 140-248. 1997.

Haygarth, P.M. et al. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. **Soil Use and Management**, v. 14, pp. 160-67. 1998.

Haygarth, P.M. e Sharpley, A.N. Terminology for P transfer. **Journal Environmental Quality**. v. 29, pp. 10-5. 2000.

Heathwaite, A. L. et al. A Conceptual Approach for Integrating Phosphorus and Nitrogen Management at Watershed Scales. **Journal Environmental Quality**, v.29, pp. 158-66. 2000.

Heathwaite, A. L. et al. The nutrient export risk matrix (the NERM) for strategic application of biossolids to agricultural land. **IAHS Publication** nº 285, 1-9. 2003.

Heatwole, C. D. e Shanholtz, V. O. Targeting animal waste pollution potential using a geographic information system. **Trans. ASAE**, v.7, n.6, pp. 692-98. 1991.

Heijnen, C.E. et al. Metabolic activity and population dynamics of rhizobia introduced into unamended and bento teamended loamy sand. **Applied and Environmental Microbiology**, v.59, n.3, p.743-47. 1993.

Hewett, C.J.M. et al. Towards nutrient export risk matrix approach to managing agricultural pollution at source. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.8, n.4, pp. 834-45. 2004.

Hinaman, K.C. Use of Geographic Information Systems to Assemble Input-Data Sets for a Finite Difference Model of Ground Water Flow. **Water Resource Bulletin**. 29 p. 401-05. 1993.

Hirsch, P.R. et al. Heavy metals from past applications of sewage sludge decrease the genetic diversity of *Rhizobium leguminosarum* biovar trifolii populations. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, n.11, p.1485-490. 1993.

Howarth, R.W. et al. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. **Biogeochemistry**, v.35, pp. 75-139. 1996.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Acesso em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_%5Banual%5D/2003/, consultado em: 14/05/2006. 2003.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Acesso em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_%5Banual%5D/2004/, consultado em: 14/05/2006. 2004.

International Fertilizer Industry Association - IFA. **IFA world fertilizer use manual** (D.J. Halliday, M.E. Trenkel and W. Wichmann, eds.), International Fertilizer Industry Association, Paris, France. 1992. 632p.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. **Climate change 1995: The science of climate change, contribution of working group I to the Second Assessment report of the intergovernmental panel on climate change.** Houghton JT, Meira Filho LG, Callander BA, Harris N, Kattenberg A, & Maskell K (Eds) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1997. 572 p.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. **Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Houghton JT. 2001.

Jenson, S. K. e Dominique, J. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information systems analysis photogrammetric. **Enginnering and Remote Sensing**, v.54, n.11, pp. 1593-600. 1988.

Knisel, W. G. CREAMS: A field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, **Conservation Research**, Report nº 26. 1980.

Knowles, R. Denitrification. **Microbiol. Rev.**, v. 46, pp. 43 - 70. 1982.

Konzen, E.A. **Fertilização de Lavoura e Pastagens com Dejetos de Suínos e Cama de Aves.** V Seminário Técnico da Cultura de Milho – Videira, SC. Informe Técnico EMBRAPA. 2003. 16p.

Krysanova, V. et al. Integrated Modelling of Hydrology and Water Quality in mesoscale watersheds. **PIK Report** n.18, PIK, Potsdam. 1996.

Laubel, A. et al. Subsurface drainage loss of particles and phosphorus from field plot experiment and a tile-drained catchment. **Journal Environmental Quality**, v. 28, pp. 576-84. 1999.

Lasserre et al. A GIS-Linked model for the assessment of nitrate contamination in ground water. **Journal of Hydrology**, v.224. p 81-90. 1999.

Malavolta, E. et al. **Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2. ed. 1997. 319p.

Marschner, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic Press, 2 ed. 888p. 1995.

Mass, R.P. et al. Selecting critical areas for nonpoint source pollution control. **Journal Soil Water Conservation**. pp. 68-71. 1985.

MB Associados. **Demanda de fertilizantes 1999-2008**. ANDA. 1999. 124p.

McKinney, D.C. et al. Expert Geographic Information Systems for Texas Water Planning. **Journal of Water Resources Planning and Management**. 119 (2). pp 170-93. 1992.

McMahon, G. e Woodside, M.D. Nutrient mass balance for the Albemarle-Pamlico Drainage Basin, North Carolina and Virginia, 1990: **Journal of the American Water Resources Association**, v. 33, no. 3, June 1997, pp. 573-89. 1997.

Meisinger, J.J. e Randall G.W. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. 21. In: eds RF 22 Follett DR Keeney & RM Cruse. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. SSSA Madison, Wisconsin. pp. 85-124. 1991.

Melo, W. J. e Marques, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes da planta. In: Ed. Bettiol, W e Camargo, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

Mendes, C.A.B. **Modelling of pollutant distribution in surface runoff in ungauged catchments using geographical information system**. Department of Geography. Ph.D Thesis – University of Bristol, England.1994. 203p.

Mendes, C.A.B. Integração de modelos hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica: Fundamentos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.1, n.1, pp 48-66. 1996.

Mendes, C.A.B. **Relatório Final: Métodos e procedimentos para a construção de ferramenta de simulação de cargas de poluentes em bacias hidrográficas, envolvendo a integração de SIG + matriz de cargas + modelos de simulação**. Programa Nacional do Meio Ambiente - PNMA II, Projeto de apoio a decisão - SAD.2005. 110p.

Mendes, C.A.B. e Cirilo, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: Princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH. 2001. 536p.

Metcalf E Eddy, INC. University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc., **Storm Water Management Model**, Volume ICFinal Report. EPA Report 11024DOC07/71 (NTIS PB-203289), U.S.Environmental Protection Agency, Washington,DC. 1971.

Miller, M.H. Contribution of nitrogen and phosphorus in subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soil in Ontario. **Journal Environmental Quality**, v. 8, pp. 42-48. 1979.

Miller, R.W. e Donahue, R.L. **Soil in our environment**. 7 ed. Prudente Hall, Englewood, Cliffs, N.J. 1995. 223p.

Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas de Portugal. **Aprova o Programa de Acção para a Zona Vulnerável de Mira, ZV n.º 4. Portaria n.º 617/2003. DR 167 SÉRIE I-B de 2003-07-22.** Acesso em: http://www.inag.pt/inag2004/port/divulga/legisla/pdf_nac/PoluicaoNitratos/Port617_2003.pdf, consultado em: 26/07/2004. (2003).

Moore, J. D. et al. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications, **Hydrological Processes**, v. 5, n.1., pp.3-30. 1991.

Natural Resources Conservation Service - NRCS. **The Phosphorus Index A Phosphorus Assessment Tool.** NotaTécnica. Acesso em: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/pindex.html>, consultado em: 20/05/2004. 1994.

Nix, J. S. Mathematical modeling of the combined sewer system. **Control and treatment of combined sewer overflows**, ed. P.E. Moffa, pp 23-78. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY. 1990.

Novotny, V. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management**. John Wiley & Sons. Inc. 2.ed. 2003. 864p.

Novotny, V. e Chester, G. **Handbook of nonpoint pollution: Sources and management**. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY. 1981.

Natural Resources Conservation Service - NRCS. **The Phosphorus Index A Phosphorus Assessment Tool.** NotaTécnica. Acesso em: <http://www.nrcs.usda.gov/technical/ECS/nutrient/pindex.html>, consultado em: 20/05/2004. 1994.

Oliveira, P.A. et al. **Manual de manejo de utilização de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA. 1993. 188p.

Oliveira, I. P. et al. Nutrição mineral e fixação biológica de nitrogênio. In: Araújo, R.S. et al. (Coord.). **Cultura do feijoeiro comum no Brasil**. Piracicaba: POTAFOS. 1996. 786 p.

Oliveira, I. P. e Thung, M. D. T. I Nutrição mineral. In: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. **Cultura do Feijão**. Piracicaba: pp. 175-212. 1988.

Organization for Economic Cooperation and Development – OECD. **Environmental indicator for agriculture volume 3: Methods and results. Executive Summary**, Paris, France. 2001.

Owens, L.B. e Edwards, W.M. Tillage studies with a corn-soybean rotation: Surface Runoff Chemistry. **Soil Science Society America Journal**, 57: p. 1055-60, 1993.

Parkin, T. B. Soil microsites as a source of denitrification variability. **Soil Science Society America Journal**, v.51. pp. 1194-9. 1987.

Parsons, J.E. et al. Nutrient and sediment removal by grass and riparian buffers. In: Campbell et al. (eds.) **Environmentally sound agriculture**. Proceeding of the second conference. ASAE, St. Joseph, MI, pp. 147-54. 1994.

Peoples, M.B. e Craswell, E.T. Biological nitrogen fixation; investments, expectations and actual contributions to agriculture. **Plant and Soil**, v.141, n.1, pp.13-39. 1992.

Perdomo, C. C.; Cazzaré, M. Sistema **Dalquim de tratamento de resíduos animais**. Concórdia: EMBRAPA. 3 p. (Comunicado Técnico, 284). 2001.

Pessoa, A. C. S. et al. **Concentração de nitrogênio orgânico, nitrato e molibidênio em feijão em resposta a adubação com molibidênio**. Reunião Técnica Catarinense de milho e Feijão II, 1999, Lages. Anais ... Lages: UDESC. p. 269-273.

Pierce, F.J. et al. Screening procedure for estimating potentially leachable nitrate nitrogen below the root zone. In: R.F. Follett, D.R. Keeney, and R.M. Cruse (eds.) **Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability**. Madison, WI: Soil Science Society of America, Inc. pp. 259-83. 1991.

Pionke, H.B. et al. Chemical hidrological interaction in the near stream zone. **Water Resource Research**, v.24, pp. 1101-10.1988.

Porto, R.L. e Azevedo, L.G.T. Sistemas de suporte a decisão aplicados a problemas de recursos hídricos. In: Organizado por Porto, R.L. et al. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH. 1997.

Prairie, Y.T. e Kalff, J. Effect of catchment size on phosphorus export. **Water Res. Bull.** v. 22, pp. 465-70. 1986.

Quinton, J. N. et al. The selective removal of phosphorus from soil is event size important. **Journal Environmental Quality**, v.30. pp. 538-45. 2001.

Raij, B. van et al. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1996. (IAC. Boletim técnico 100).

Randall, G. et al. **Phosphorus transport to and availability in surface waters.** University of Minnesota Extension Service, FO-6796-GO.1998.

Rateman et al. GIS and MATLAB **Integrated for Ground Water Modeling.** Disponível:<http://gis.esri.com/library/userconf/proc01/professional/papers/pap600/p600.htm>. Acesso: 15/06/2008. 2001.

Ritter, W.F. e Shirmohammadi, A. **Agricultural Nonpoint Source Pollution-Watershed Management and Hydrology.** Lewis Publishers, Washington, D.C. 2001. 342p.

RIVM-RIZA. **Sustainable use of groundwater:** Problems and threats in the European Community. Ministersseminar Groundwater. Den Haag, pp. 26-27. 1991.

Rocha, C. H. B. **Geoprocessamento Tecnologia Transdisciplinar,** Ed. Do Autor, Minas Gerais. 2000. 219 p.

Sartori, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos.** Campinas: UNICAMP, 2004. Dissertação Mestrado. 161p.

Sartori, A. et al. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos. RBRH.** v. 10, n.4. 2005. 13 p.

Schepers, J.S. e Fox, R.H. Estimation of N budgets for crops. In: R. Follet (ed.) **Nitrogen management and groundwater protection.** USDA-ARS, Fort Collins, CO. 1989.

Setzer, J. & Porto, R. L. Tentativa de avaliação de escoamento superficial com o solo e o seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo. **Boletim técnico DAEE,** São Paulo. v.2, n.2, pp 81-104. 1979.

Shaffer, M.J. e Delgado, J.A. Essentials of a national nitrate leaching index assessment tool. **Journal of Soil and Water Conservation,** v. 57, n. 6, 327-35. 2002.

Shamsi, U.M. Storm water management implementation through modeling and GIS. **Journal of Water Resources Planning and Management.** v.122 n. 2. pp.114-27. 1996.

Sharpley, A. N. et al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal Environmental Quality,** v.21. pp. 30-5. 1992.

Sharpley, A.N. Identifying sites vulnerable to phosphorus losses in agricultural runoff. **Journal Environmental Quality,** v.24. pp. 947-51. 1995.

Sheeder, S. A. et al. Modeling Atmospheric Nitrogen Deposition and Transport in the Chesapeake Bay Watershed. **Journal of Environmental Quality**, v.31, pp.1194-206. 2002.

Siebert, S. **Global-Scale Modeling of Nitrogen Balances at the Soil Surface**. Frankfurt Hydology Paper 02, Institute of Physical Geography, Frankfurt University, Frankfurt am Main, Germany. 2005.

Silva, L. R. B. S. **Medida e Estimativa do Escoamento Superficial em Solo Cultivado sob Diferentes Sistemas de Manejo**. Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, 1996. Relatório de Iniciação Científica. Orientador Prof.º Abel Maia Genovez e Co-orientador Prof.º Francisco Lombardi Neto.

Silveira, A. M. **Parametrização de Modelos para estudo da dinâmica de matéria orgânica do solo e crescimento vegetal em condições subtropicais**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 114p. 1997.

Sims, J.T. et al. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical Perspective and Current Research. **Journal Environmental Quality**, 27: pp. 277-93, 1998.

Sims, J.T. e Kleinman, P.J.A. Managing agricultural phosphorus for environmental protection. P. 1021-1068. In: Sims, J.T. e Sharpley, A.N. (eds.), **Phosphorus, Agriculture and the Environment**. Monograph no. 46, Amer. Society Agron., Crop Sci. Soc. Am., Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI. 2005.

Smaling, E.M.A. e Fresco, L.O. A decision-support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON). **Geoderma**, v. 60, pp. 235-56. 1993.

Soil Conservation Service. **Urban hydrology for small water sheds**. Tech. rel. No.55. Washington: U.S. Dept. of Agriculture - U.S. Government Printing Office. 1975.

Stanhope, J.W. **Relationships between watershed characteristics and base flow nutrient discharges to eastern shore coastal lagoons, Virginia**. Dissertação de Mestrado. The Faculty of the School of Marine Science The College of William and Mary in Virginia. 158p. 2003.

Staver, K. et al. **Nitrogen export from Atlantic costal plain soils**. **International Summer Meeting of the American Society of Agricultural Engineers**. Rapid City, South Dakota. 26–29 June 1988. (available on Microfiche). Fiche no. 88–2036. ASAE, St. Joseph, MI. 1988.

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.

Tabatabai, M. A. Atmospheric Deposition of nutrients and pesticides. In: Ed. by Schaller, F. e Bailey, G. **Agricultural management and water quality**. Iowa State University Press. Pp. 93-108. 1983.

Tanaka, R.T. et al. Nutrição mineral da soja. In: Arantes, N.E. e Souza, P.I.M. (ed.). **Cultura da soja nos Cerrados**. Piracicaba: POTAFOS, 1993. pp.103-35.

Trivelin, P. C. O. **Utilização do nitrogênio pela cana-de-açúcar**: três casos estudados com uso do traçador ^{15}N . Tese (Livre-Docência) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2000. 143p.

Tubbs, L.J. e Haith, D.A. Simulation Model for Agricultural Non-point Source pollution. **JWPCF**, v. 53. n. 9. pp. 1426-33. 1981.

Tucci, C. E. M. **Hidrologia: Ciência a Aplicação**. Organizado por Tucci, C.E.M.. Porto Alegre: Ed. da Universidade: ABRH:EDUSP, 1993. 944p.

Tucci, C. E. M. Escoamento Superficial. In: Tucci, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS);ABRH, 2000. p.391-441.

United States Environmental Protection Agency - U.S. EPA. **Compendium of Watershed-Scale Models for TMDL Development** (EPA/841-R-92-002). Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1992.

United States Environmental Protection Agency - U. S. EPA. **BASINS Technical Note 3: HSPF Simulation Module Matrix**. EPA-823-R-99-003, July, 2000.

United States Environmental Protection Agency - U. S. EPA. **Hydrological Simulation! Program—FORTRAN User's Manual for Version 11**. EPA/600/SR-97/080. August, 1997.

United States Environmental Protection Agency - U.S. EPA. **Toxic Release Inventory**. Acesso em: <http://www.epa.gov/tri/>. Consulta em: 26/06/2006. 2002.

United States Department of Agriculture – USDA. **Waste management field handbook**. National Engineering Handbook, Soil Conservation Service, Washington DC, 1992, 695 p.

United States Department of Agriculture - USDA (1996). **National engineering handbook: agricultural waste management field handbook - part 651**. Disponível em: <http://www.wcc.nrcs.usda.gov/awn/>. Acesso em: 23/06/2005. 1996.

van Aardenne, J.A. et al. A first resolution dataset of historical anthropogenic trace gas emissions for the period 1890-1990. **Global Biogeochem. Cycles**, v. 15. 2001.

van Kessel, C. e Hartley, C. Agricultural management of grain legumes: has it led to a n increase in nitrogen fixation? **Field Crops Research**, v.65, pp. 165-81. 2000.

Vitousek, P.M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. **Ecological Applications**, v. 7., n.3, pp. 737-50. 1997.

Wanielista, M. P. et al. **Hydrology: Water Quantity and Quality Control**, 2. Ed. John Wiley & Sons, Inc. New York. 568p. 1996.

Water Pollution Control Federation - WPCF. **Combined sewer overflow abatement: Manual of practice**. No FD-17. 1989.

Wiethölter, S. **Revisão das recomendações de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Reunião Sul Brasileira de Ciência do Solo, 4., 2002, Porto Alegre. Anais: Porto Alegre: UFRGS.

Williams, J.R. e Hann, R.W. **Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints**. Texas Water Resources Institute, Texas A&M Univ., Tech. Rept. No. 96. 1978.

Wolff, A.B. et al. Competitiveness of *Rhizobium leguminosarum* bv. phaseoli strains in relation to environmental stress and plant defense mechanisms. **Biology and Fertility of Soils**, v.12, n.3, pp. 170-76. 1991.

Water Research Comission - WRC. **Proposed Environmental Quality Standards for List II Substances in water**: Ammonia. WRC Technical Report 260. 1988.

Yamada, T. **Adubação balanceada da soja**. Disponível em: [http://www.ppifar.org/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/ea2e3b170df5efe403256a9900640c96/\\$FILE/SojaYamada.doc](http://www.ppifar.org/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/ea2e3b170df5efe403256a9900640c96/$FILE/SojaYamada.doc). Acesso em: 10 out. 2003. 2003.

Yorinori, G.T. **Curva de crescimento e acúmulo de nutrientes pela cultura de batata cv. 'atlantic'**. Dissertação de Mestrado ESALQ – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 2003. 66p.

Young, R.A. et al. **Agricultural nonpoint source pollution model: A watershed analysis tool**. U.S. Departament of Agriculture, Agricultural Research Service, Morris, MN. 1986.

Yuaça, F e Schmidlin, D. **Introdução ao Geoprocessamento**. I Encontro deUsuários de Geoprocessamento, Recife, PE. 1997.

Zilli, J.E.; et al. **Avaliação da fixação biológica de nitrogênio na soja em áreas de primeiro cultivo no cerrado de Roraima**. Embrapa Roraima, 2006. 9p. (Embrapa Roraima. Comunicado Técnico, 20).