

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**CORRELAÇÕES ENTRE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E
PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Thamara Ana Fernandes Silveira

Itajubá, Julho de 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

Thamara Ana Fernandes Silveira

**CORRELAÇÕES ENTRE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS E
PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Orientador: Dr. Fernando das Graças Braga da Silva

Julho de 2011
Itajubá - MG.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, mostrar os caminho nas horas incertas e me suprir em todas as minhas necessidades.

Ao prof. Dr. Fernando das Graças Braga da Silva pela orientação e por todo empenho, sabedoria, compreensão e apoio no transcorrer de todo o curso.

Ao MEC pela disponibilização de bolsas de estudo no projeto REUNI.

Aos coordenadores do Programa de Pós-Graduação: Prof. Dr. Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes e Prof^ª. Dr^ª Maria Inês Nogueira Alvarenga, pela oportunidade de crescimento, aprendizado, realização profissional e pessoal e pela confiança em mim depositada.

Aos demais professores e funcionários do MEMARH.

A minha família, em especial minha irmã Marcela, minha mãe Mara e meu namorado Wellington, por todo o apoio, carinho e paciência.

Minha gratidão a todos os amigos e colegas, pela ajuda nas aulas e trabalhos e pelas alegrias compartilhadas.

A todas as pessoas que se fizeram presentes, que se preocuparam, que foram solidárias e que torceram por mim, em especial minhas amigas Vanessa e Alba.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta colaboraram para a realização desta pesquisa, meus agradecimentos.

Em relação a todos os atos de iniciativa e de criação existe uma verdade fundamental cujo desconhecimento mata inúmeras idéias e planos esplêndidos: o de que no momento em que nos comprometemos definitivamente a Providência move-se também. Toda uma corrente de acontecimentos brota da decisão, fazendo surgir a nosso favor toda a sorte de incidentes e encontros e assistência material que nenhum homem sonharia que viesse em sua direção. O que quer que você possa fazer ou sonhe que possa, faça.

Johann Von Goethe

RESUMO

A perda de solo devido à erosão hídrica tem atingido níveis alarmantes, devido às inadequadas práticas de uso e conservação do solo. Para auxiliar a mensuração e controlar as consequências da erosão, elaboraram-se metodologias para definir limites de perda de solo considerados toleráveis. Todavia, verifica-se a necessidade de incluir aspectos ambientais nestas metodologias. Assim, neste trabalho buscou-se, correlações entre transporte de sedimentos e parâmetros de qualidade da água, a fim de subsidiar os estudos de limites de perdas de solo, além de facilitar e diminuir o custo do monitoramento da qualidade de corpos d'água. O estudo foi realizado na Fazenda experimental Canchim da Embrapa Pecuária Sudeste, no município de São Carlos, SP, na microbacia hidrográfica do Canchim, a partir de dados mensais do ano de 1999, simulados pelo modelo hidrossedimentológico AVSWAT, por Silva (2004) relativo ao PRODOC-CAPES/PPG-SEA – EESC/USP. Os parâmetros avaliados foram: nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, amônio, fósforo orgânico, fósforo solúvel, fósforo mineral, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e sedimentos. As correlações foram executadas nos softwares STATDISC 11.0 e Excel – Office 2007. Em relação aos gráficos da concentração de sedimentos com as respectivas concentrações de nutrientes, encontrou-se correlação linear positiva para nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo mineral. Em relação aos gráficos das massas totais de sedimentos com as respectivas massas de nutrientes e parâmetros ambientais, encontrou-se correlação linear positiva com o nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, amônio e demanda bioquímica de oxigênio. Para o nitrogênio orgânico e fósforo orgânico houve correlação linear positiva tanto quando se considerou as concentrações de sedimentos e nutrientes quanto quando se considerou as quantidades totais de ambos. Para os nutrientes e parâmetros ambientais que não apresentaram um comportamento único nas correlações, e mesmo para os nutrientes que apresentaram um comportamento padrão, sugere-se mais pesquisas para confirmá-los, uma vez que o escoamento superficial e consequentemente o arraste de nutrientes dependem de diversos fenômenos que interagem entre si.

Palavras Chave: Perda de solo. Qualidade da água. Correlação.

ABSTRACT

Soil losses caused by water erosion have reached alarming levels due to inadequate land use practices and soil conservation. To help measuring and managing the consequences of erosion, we have elaborated methodologies to define limits considered tolerable for soil losses. However, there is the necessity to include environmental aspects in these methodologies. Therefore, this study searched for correlations between sediment transport and water quality parameters in order to subsidize the studies of soil loss limits and also to facilitate and to reduce the cost of water bodies monitoring. This study was conducted at the Experimental Farm Canchim Sudeste, in São Carlos, SP, in the catchment of Canchim, using monthly data from the year 1999, which was simulated by the model hydrossedimentological AVSWAT, by Silva (2004), on the PRODOC-CAPES/PPG-SEA - EESC / USP. The parameters evaluated were: organic nitrogen, nitrate, nitrite, ammonium, organic phosphorus, soluble phosphorus, phosphorus, biochemical oxygen demand, dissolved oxygen and sediment. Correlations were evaluated in software STATDISC 11.0 and Excel - Office 2007. Regarding the graphics of sediment concentration and its concentrations of nutrients, we found positive linear correlation with organic nitrogen, organic phosphorus and phosphorus. Regarding the graphics of the total amount of sediment and its amount of nutrients and environmental parameters, we found positive linear correlation with the organic nitrogen, organic phosphorus, ammonia and biochemical oxygen demand. Regarding the organic nitrogen and organic phosphorus, were found positive linear correlations when considering concentrations of sediments and nutrients and also when considering the total amounts of both. For those nutrients and environmental parameters that did not show an unique behavior in the correlations, and even for those nutrients that did show a standard behavior, we suggest further research to confirm the results, since the runoff and consequently the entrainment of nutrients depend on several phenomena that interact with each other.

Key-words: Soil losses. Quality water. Correlations.

LISTA DE FIGURA

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Esquema do funcionamento do AVSWAT. | 16 |
| Figura 2 - Localização do município de São Carlos no Estado de São Paulo..... | 27 |
| Figura 3 - Divisão da Fazenda da Embrapa em setores de usos..... | 28 |
| Figura 4 - Usos do solo da microbacia hidrográfica do Canchim. | 28 |
| Figura 5 - Tipos de solo na microbacia hidrográfica do Canchim. | 28 |
| Figura 6 - Classes de declividade na microbacia hidrográfica do Canchim..... | 28 |
| Figura 7 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 1. | 31 |
| Figura 8 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 2. | 32 |
| Figura 9 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 1. | 33 |
| Figura 10 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 2. | 33 |
| Figura 11 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrato na sub-bacia 1..... | 34 |
| Figura 12 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrato na sub-bacia 5..... | 35 |
| Figura 13 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 2. | 36 |
| Figura 14 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 10. | 36 |
| Figura 15 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 15. | 37 |
| Figura 16 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 1..... | 38 |
| Figura 17 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 2..... | 38 |
| Figura 18 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 1. | 39 |
| Figura 19 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 2. | 40 |
| Figura 20 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 1..... | 41 |
| Figura 21 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 2..... | 41 |
| Figura 22 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 12..... | 42 |
| Figura 23 - Correlação reajustada entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 12..... | 43 |
| Figura 24 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 15..... | 43 |
| Figura 25 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 16..... | 44 |

| | |
|---|----|
| Figura 26 - Correlação entre as massas de sedimentos e amônio na sub-bacia 1. | 45 |
| Figura 27 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrito na sub-bacia 1..... | 46 |
| Figura 28 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrito na sub-bacia 5..... | 46 |
| Figura 29 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 1..... | 47 |
| Figura 30 - Correlação entre as massas de sedimento e DBO na sub-bacia 1..... | 48 |
| Figura 31 - Correlação entre as massas de sedimento e DBO na sub-bacia 2..... | 49 |
| Figura 32 - Correlação entre as massas de sedimento e OD na sub-bacia 3. | 50 |
| Figura 33 - Correlação entre as massas de sedimento e OD na sub-bacia 6. | 50 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Limites de tolerância de perda de solo para São Paulo. | 23 |
| Tabela 2 - Valores simulados para uma sub-bacia hipotética. | 52 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 10 |
| 2 OBJETIVOS..... | 12 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 13 |
| 3.1 Erosão..... | 13 |
| 3.2 Modelos de simulação de perda de solo e qualidade da água..... | 14 |
| 3.3 Padrões de qualidade da água..... | 19 |
| 3.4 Tolerância de perda de solo..... | 22 |
| 4 METODOLOGIA..... | 27 |
| 4.1 Área de estudo..... | 27 |
| 4.2 Determinações de correlação entre sedimentos e nutrientes para a área de estudo..... | 29 |
| 4.3 Simulação da concentração de nutrientes em uma bacia hipotética a partir da área de estudo..... | 29 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 31 |
| 5.1 Relações entre sedimentos e nitrogênio orgânico..... | 31 |
| 5.2 Relações entre sedimentos e fósforo orgânico..... | 32 |
| 5.3 Relações entre sedimentos e nitrato..... | 34 |
| 5.4 Relações entre sedimentos e fósforo solúvel..... | 35 |
| 5.5 Relações entre sedimentos e fósforo mineral..... | 37 |

| | | |
|------|--|----|
| 5.6 | Relações entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico | 39 |
| 5.7 | Relações entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico | 40 |
| 5.8 | Relações entre as massas de sedimentos e nitrato | 42 |
| 5.9 | Relações entre as massas de sedimentos e amônio..... | 44 |
| 5.10 | Relações entre as massas de sedimentos e nitrito..... | 45 |
| 5.11 | Relações entre as massas de sedimentos e fósforo mineral..... | 47 |
| 5.12 | Relações entre as massas de sedimentos e de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO | 48 |
| 5.13 | Relações entre a massa de sedimentos e a concentração de Oxigênio Dissolvido – OD .. | 49 |
| 5.14 | Discussão das correlações obtidas na Bacia Hidrográfica do Canchim | 51 |
| 5.15 | Exemplo de aplicação prática das correlações obtidas..... | 52 |
| 6 | CONCLUSÕES..... | 54 |
| 7 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 56 |

APÊNDICE A – Correlações entre concentrações de sedimentos e nutrientes

APÊNDICE B – Correlações entre massas de sedimentos e parâmetros ambientais

1 INTRODUÇÃO

A degradação dos recursos naturais, principalmente do solo e da água, vem crescendo de forma alarmante, atingindo níveis críticos que se refletem na deterioração do meio ambiente, no assoreamento dos corpos d'água, com prejuízos para a saúde humana e animal, na destruição de estradas, de pontes e bueiros, na geração de energia, na disponibilidade de água para irrigação e abastecimento, na redução da produtividade agrícola, na diminuição da renda líquida de uma comunidade e, conseqüentemente, no empobrecimento da sociedade local, com reflexos danosos para a economia (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

Uma das formas de degradação dos recursos naturais é a erosão, um processo natural que está sendo acelerado pelas atividades antrópicas. As investigações sobre a erosão hídrica e as técnicas para avaliar as perdas de solo começaram praticamente neste século, se bem que a preocupação com o problema seja bem anterior. Carvalho (2008) cita o serviço florestal Americano como um dos pioneiros, estudando-o qualitativamente, em 1915. Dois anos mais tarde, em 1917, iniciaram-se os estudos sobre os efeitos da rotatividade de cultivos sobre o escoamento superficial e a erosão em pequenas áreas experimentais (lotes ou parcelas).

Segundo Costa e Matos, 1997, só no Estado de São Paulo são perdidos, anualmente, devido à erosão, cerca de 194 milhões de toneladas de terras férteis, das quais 48,5 milhões de toneladas chegam aos mananciais em forma de sedimentos transportados, causando assoreamento e poluição. Quando a erosão ocorre em uma área cultivada, o solo erodido carrega os nutrientes distribuídos no solo, podendo ser agroquímicos ou dejetos de animais.

Para auxiliar a mensuração e controlar as conseqüências da erosão, limites de perda de solo considerados toleráveis foram definidos para diversas localidades do país. Todavia, o conceito "agrícola" de Tolerância de Perda de Solo e seus métodos de determinação possuem lacunas que tornam esta ferramenta de difícil aplicação em escalas como as de bacias hidrográficas e sob aspectos ambientais.

Para que o conceito de Limite de Perda de Solo possa englobar aspectos ambientais em sua formulação, necessita-se de pesquisas de quantificação do transporte de sedimentos e nutrientes em uma bacia hidrográfica. Além disso, é sabido que a qualidade dos corpos d'água é diretamente afetada pela erosão e transporte de nutrientes em uma bacia hidrográfica, portanto, a conservação de ambos deve ser avaliada e conduzida de maneira conjunta, sendo necessário para tanto uma investigação sobre possíveis correlações entre o transporte de sedimentos ao canal e os parâmetros de qualidade de água.

O conhecimento da correlação existente entre essas duas variáveis pode auxiliar no controle do uso do solo, bem como na definição das práticas de conservação e na gestão integrada entre uso do solo e qualidade da água. A partir do conhecimento da concentração de sedimentos carreados em uma determinada bacia, em um evento com escoamento superficial, será possível inferir as consequências nos parâmetros de qualidade de água preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/05, permitindo um gerenciamento mais rápido, com menores custos e tempo de previsão.

2 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Determinar correlações entre o transporte de sedimentos e parâmetros de qualidade da água, para a Fazenda Canchim da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos – SP.

Objetivos específicos

- Verificar quais parâmetros possuem correlação com o transporte de sedimentos, bem como o tipo de correlação observado entre as variáveis;
- Simular as concentrações de nutrientes para uma sub-bacia hipotética a partir das equações de correlações obtidas na área de estudo, e verificar se estão dentro do limite permitido pela legislação vigente de padrões de qualidade de água.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Erosão

Segundo Paiva e Paiva (2001) “a erosão é um conjunto de processos, segundo, os quais o material terroso ou rochoso é desgastado, desagregado e removido de algum lugar da superfície da terra, conseqüentemente, alterando-a localmente com diferentes taxas de mudanças. Em nível global e considerando-se grandes períodos de tempo geológico pode-se dizer que estas mudanças se operam lenta e continuamente”.

O fenômeno de erosão pode variar em conformidade com os agentes causadores dos processos erosivos. Estes agentes podem ser: vento, gelo, gravidade e água em movimento. (PAIVA; PAIVA, 2001).

A erosão predominante é a hídrica, formando filetes de água que escorrerem encosta abaixo e podem provocar simplesmente a lavagem da superfície do solo ou provocar a remoção de camadas delgadas do solo. Esse processo é designado escoamento laminar ou erosão laminar. Quando as chuvas são mais intensas e encontram situações favoráveis em relação às propriedades físico-químicas do solo e das atividades antrópicas realizadas na área, a erosão laminar pode se desenvolver por escoamento concentrado ou linear formando sulcos na superfície do terreno. Quando se está em presença do escoamento concentrado, os sulcos originais podem evoluir para ravinas e atingir a configuração de voçorocas, as quais representam a forma mais grave de erosão em sulcos. Nesse tipo de erosão, além do fluxo superficial tem-se um fluxo sub-superficial, causando um processo erosivo também em profundidade, ocasionando intenso carreamento de material, formando vazios no interior do solo, e, nos estágios mais avançados, provocando colapsos nos solos que possibilitam o rápido avanço do eixo principal de erosão e a evolução de vários ramos transversais à direção principal de erosão. (PAIVA; PAIVA, 2001).

A erosão e deposição de sedimentos são processos naturais, que ocorrem desde os primórdios da Terra e resultam na modelação da paisagem. Se as taxas de erosão excederem os valores relativos à esse processo natural, então tem-se a erosão acelerada, alterando o equilíbrio do ambiente. As taxas de erosão geológica (natural) são estimadas entre 0,224 e 2,42 t/ha/ano pelo United States Soil Conservation Service, enquanto a erosão devido as atividades agriculturáveis, por exemplo, podem chegar a 11,2 t/ha/ano (PAIVA; PAIVA, 2001).

A erosão acelerada é um dos mais sérios problemas encontrados nas bacias hidrográficas. Ainda segundo Paiva e Paiva (2001), a degradação das bacias hidrográficas pela ação antrópica, como os desmatamentos irregulares, o uso irracional do solo pela agricultura, pastoreio e obras civis, associados aos fenômenos naturais de precipitação, como os verificados nas regiões tropicais, resultam, num curto espaço de tempo, em grandes quantidades de solo erodidos e transportados que chegam até os rios e reservatórios, tendo como conseqüências:

- Empobrecimento da fertilidade do solo devido à remoção dos horizontes superficiais;
- Deterioração das condições físicas do solo necessárias para o desenvolvimento vegetal;
- Produção excessiva de sedimentos;
- Liberação de poluentes químicos constituídos por nutrientes vegetais e agrotóxicos;
- Deposição de sedimentos em reservatórios e canais causando assoreamento;
- Enchentes e
- Desestabilização de estruturas em áreas urbanas.

Atualmente a erosão, o transporte e sedimentação podem causar sérios problemas de engenharia, bem como ambientais (CARVALHO *et al.*, 2000). No Brasil, segundo Carvalho (2008), em 1984, houve uma perda anual de mais de 500 milhões de toneladas de solos agricultáveis. Em nova investigação feita em 1989, ficou concluído que a perda chega a um bilhão de toneladas anuais. Em 2007, estima-se um aumento dessa taxa, devido principalmente à devastação do cerrado e de florestas tropicais para a produção de grãos, iniciada nos anos de 1970. Esses sedimentos erodidos são deslocados pelas enxurradas para os cursos d'água, assoreando as calhas dos rios e reservatórios, trazendo danos que envolvem custos elevados para recuperar os recursos hídricos.

3.2 Modelos de simulação de perda de solo e qualidade da água

A utilização de modelos para a quantificação da produção de sedimentos e parâmetros de qualidade da água é de grande importância para o planejamento e gerenciamento ambiental em bases sustentáveis (NEVES *et al.*, 2006).

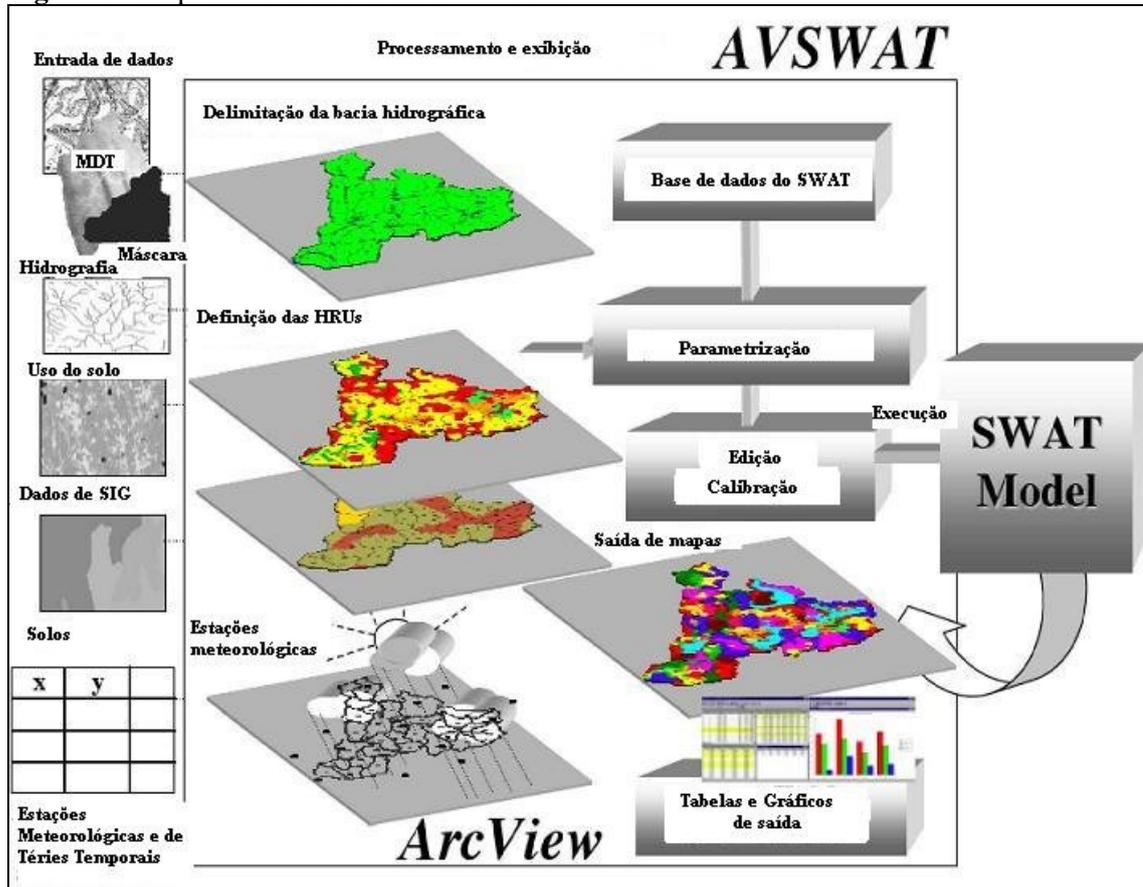
Segundo Reichardt e Timm (2004), a determinação das perdas de solo por erosão, por métodos diretos, é morosa e cara, sendo essa uma das principais causas do crescente interesse dos pesquisadores pelos modelos. Na maioria das aplicações, o custo de executar um

programa computacional é muitas ordens de magnitude menor do que o correspondente custo relativo à investigação experimental. Esse fator adquire maior importância à medida que o problema real estudado apresenta maiores dimensões e complexidade (como uma bacia hidrográfica), além dos custos operacionais mais elevados relativos às pesquisas de campo. Segundo Pessoa *et al.* (1997), a vantagem de baixo custo, entretanto, não elimina a necessidade da pesquisa de campo, mas auxilia na realização de experimentos que, certamente, trarão maior quantidade de informações novas e relevantes à pesquisa básica.

Atualmente percebe-se uma tendência em adaptar os modelos hidrossedimentológicos, principalmente os norte-americanos, às características edáficas, de manejo e uso do solo e condições climáticas brasileiras. No Brasil algumas pesquisas encontram-se em andamento na tentativa de adaptar modelos internacionais, dentre eles pode-se citar o AVSWAT e o AnnAGNPS.

O modelo hidrossedimentológico AVSWAT é um modelo matemático, desenvolvido em 1996, pelo Agricultural Research Service e pelo Texas A&M University. Ele foi desenvolvido para prever impactos de práticas de manejo do solo na qualidade da água e na produção de sedimentos, em bacias grandes e complexas com variados tipos de solo, uso da terra, cultivos e condições de manejo sobre um longo período de tempo. Esse modelo opera em passo de tempo diário e os maiores componentes do modelo incluem a hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas do escoamento superficial, percolação, fluxo lateral sub-superficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração. As simulações do comportamento hidrológico são separadas em duas divisões: fase terrestre e fase aquática. Após a simulação da fase terrestre são determinadas as quantidades de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas que atingirão o rio principal e, na fase aquática, o SWAT simulará o fluxo de massa no canal e as transformações químicas que ocorrem nas águas e no leito do rio. O modelo requer dados diários de, por exemplo, precipitação, temperaturas máximas e mínimas do ar, radiação solar e umidade relativa (SILVA *et al.*, 2006a). A Figura 1 ilustra o Esquema de funcionamento do modelo AVSWAT.

Figura 1 - Esquema do funcionamento do AVSWAT.



Fonte: Di Luzio *et al.* (2002).

Para a alimentação do modelo com os dados climáticos, estes se dividem em dois tipos: dados diários e dados mensais. Os dados diários utilizados são as médias diárias ou somas diárias relacionadas aos seguintes fatores: precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar e umidade relativa do ar.

Já os dados mensais utilizados são médias (do respectivo mês) referentes a todos os anos simulados. As variáveis climáticas solicitadas pelo modelo são: localização geográfica da estação, altitude, número de anos dos dados acumulados, média mensal de temperatura máxima diária, média mensal de temperatura mínima diária, desvio padrão para a temperatura máxima diária de cada mês, desvio padrão para a temperatura mínima diária de cada mês, média mensal da precipitação total, desvio padrão para a precipitação diária do mês, probabilidade de dia úmidos seguidos de dias secos de cada mês, média mensal de dias de precipitação, valor máximo de meia hora de chuva em todo o período de registros para cada mês, média de radiação solar diária para cada mês, média diária do ponto de orvalho para cada mês e média diária da velocidade do vento para cada mês.

Em relação ao solo, o banco de dados do modelo requer informações das características físico-hídricas de cada classe de solo, como grupos de saturação ou hidrológicos, profundidade máxima de solo que a raiz alcança, porosidade, profundidade da camada de solo, densidade aparente, capacidade de água disponível no solo, condutividade hidráulica saturada, erodibilidade, albedo, sendo este relativo à parcela da radiação solar que é refletida ao atingir a superfície do solo considerando sua cobertura vegetal, conteúdo de carbono orgânico, e, percentagem de argila, silte, areia e seixo.

Para o propósito de modelagem, a bacia é dividida em sub-bacias. Cada sub-bacia pode ser parametrizada pelo SWAT usando uma série de Unidades de Resposta Hidrológicas, as quais correspondem a uma única combinação de uso da terra e tipo de solo. Uma ou mais combinações de uso da terra/solo podem ser criadas para cada sub-bacia. Subdividir a bacia em áreas contendo combinações únicas possibilita ao modelo considerar diferentes condições hidrológicas para diferentes usos e solos. O escoamento é calculado para cada URH e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia.

Para os nutrientes nitrogênio e fósforo, o AVSWAT simula o ciclo completo. O modelo considera os nutrientes dissolvidos na água e os adsorvidos nas partículas de sedimentos, sendo que os primeiros acompanham o fluxo de água e os segundos são depositados junto aos sedimentos no fundo do canal.

O AVSWAT monitora cinco formas do nitrogênio no solo: formas inorgânicas (NH_4^+ e NO_3^-) e formas orgânicas (recente - associada a resíduos de plantas e biomassa, estável e ativa - associada a substâncias húmicas).

O nitrogênio orgânico ligado às partículas do solo é transportado pelo escoamento superficial para o canal principal. Esta forma de nitrogênio é associada à carga de sedimentos da URH e mudanças na carga de sedimentos irão refletir diretamente na carga de nitrogênio orgânico.

O AVSWAT simula os processos de mineralização, decomposição, imobilização, nitrificação, volatilização da amônia, desnitrificação, nitrogênio devido à chuva, fixação, movimento ascendente do nitrato na água e lixiviação.

Também são monitoradas seis formas do fósforo no solo: três formas inorgânicas (estável, ativo e em solução) e três formas orgânicas (recente - associada a resíduos de plantas, estável e ativo - associada a substâncias húmicas). São simulados os processos de mineralização, decomposição, imobilização, sorção de fósforo inorgânico e lixiviação. Da mesma maneira que o nitrogênio, o fósforo orgânico e mineral ligado às partículas do solo são

transportados pelo escoamento superficial para o canal principal, mantendo a mesma relação com a carga de sedimento gerada pela URH, descrita para o nitrogênio, ou seja, as mudanças na carga de sedimentos irão refletir diretamente na carga de fósforo.

A erosão e a produção de sedimentos são simuladas para cada URH por intermédio da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), a qual é uma versão modificada da USLE desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978 apud SILVA; CRESTANA 2004). Enquanto na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) são utilizados os índices de precipitação como índices indicativos da energia da erosão, a MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial para simular a erosão e a produção de sedimentos (SILVA *et al.*, 2006a).

Na literatura brasileira, segundo Neves (2005), a maioria dos trabalhos de aplicação deste modelo utilizou apenas os módulos de uso do solo, clima e cobertura vegetal, gerando unicamente resultados de erosão na bacia hidrográfica de interesse.

No trabalho desenvolvido por Silva (2004), relativo ao PRODOC-CAPES/PPG-SEA – EESC/USP (2004) foram estudados limites de tolerância de perda de solo sob o ponto de vista da qualidade da água em Bacias do Rio Mogi Guaçu com abordagem ambiental. Para tanto, utilizou-se, no referido projeto, o modelo AVSWAT em todos os seus módulos, principalmente o módulo de fertilizantes e pesticidas. Este mesmo autor realizou outros trabalhos com o uso deste modelo, dos quais se pode citar:

Silva e Crestana (2004) apresentaram uma reunião de modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental.

Silva *et al.*, (2005), avaliaram a perda de solo em sub-bacias hidrográficas da região de Descalvado a partir do modelo AVSWAT. Destaca-se também o trabalho de Silva (2005) que aborda o relatório de um pós doutoramento no sentido de estudos de tolerância ambiental de perda de solo em bacias hidrográficas. Avalia-se que tal trabalho tem certo pioneirismo neste tipo de estudo.

Silva *et al.*, (2006b) realizaram trabalho para a estimativa de perda de solo com o uso do modelo AVSWAT para bacias da região de Luís Antônio – SP. Em tal trabalho, realizaram-se simulações com o referido modelo, estabelecendo-se cenários de perda de solos com diferentes coberturas.

O Agricultural Non-Point Pollution Source (AnnAGNPS), foi desenvolvido pelo Agricultural Research Service (ARS) do United States Department of Agriculture (USDA),

em cooperação com a Minnesota Pollution Control Agency (MCPA) e a Soil Conservation Service (SCS).

O AnnAGNPS foi testado sobre uma grande faixa de ecossistemas na Europa (PEKAROVA *et al.*, 1999), América do Norte (PERRONE; MADRAMOOTOO, 1997; YUAN *et al.*, 2001), Austrália (BAGINSKA *et al.*, 2003) e África (LEON *et al.*, 2003). A popularidade do AnnAGNPS foi recentemente aumentada devido à integração com o Sistema de Informações Geográficas (SIG), o que simplifica significativamente seu uso. O modelo simula escoamento, transporte de sedimentos e elementos químicos (nutrientes e pesticidas), como resultado da precipitação, irrigação e derretimento da neve. O modelo executa suas funções através de uma cadeia de células que obedecem a um sistema matricial, onde são determinadas as condições de fluxo pela identificação das células por um conjunto de números ordenados sequencialmente. Cada célula representa homogeneamente os fatores ambientais dentro do limite de sua respectiva área, incluindo condições de relevo e canais. O modelo opera em passo de tempo diário e o tempo mínimo de simulação é de um dia. O escoamento é calculado pela equação de Manning e a erosão do solo pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (POLYAKOV *et al.*, 2007).

Em relação às pesquisas brasileiras usando o AnnAGNPS, podem ser citados o trabalho de Souto e Crestana (2000), que utilizaram o AnnGNPS na microbacia hidrográfica do córrego Água Grande e Ribeirão Pensamento, no Paraná, a fim de determinar áreas potenciais de poluição não pontual e avaliar práticas conservacionistas de solo, e Tibúrcio *et al.* (2006), que aplicou o modelo na microbacia hidrográfica do Canchim (São Carlos – SP), com a finalidade de avaliar o aporte de nitrogênio e fósforo aos mananciais.

Segundo Silva e Crestana (2006), os resultados dos modelos de simulação tem sido grandes indicadores para ações e tomadas de decisão, e sua utilização e aprimoramento para as condições brasileiras são caminhos que devem ser buscados.

3.3 Padrões de qualidade da água

Atualmente, um dos maiores desafios do homem para garantir o desenvolvimento econômico e social de uma comunidade é garantir uma adequada demanda de água, em quantidade e qualidade para os diversos usos, devido à crescente escassez e comprometimento da qualidade das águas. (PAIVA; PAIVA, 2001).

Uma das soluções encontradas para garantir uma adequada demanda de água, para a atual e futuras gerações foi a criação da Resolução CONAMA 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Os recursos hídricos de água doce são classificados em 5 classes de qualidade, e para cada classe há um conjunto de condições e padrões de diversos parâmetros de qualidade de água, tais como: clorofila, metais pesados, fósforo, nitrato e sulfato (BRASIL, 2005).

É, portanto, de vital importância a realização de uma correta e fidedigna avaliação da qualidade da água, a fim de se ter um diagnóstico para elaborar diretrizes de manejo e planos de remediação.

A avaliação da qualidade de água é um estudo das características físicas, químicas e biológicas da água, relativa aos efeitos humanos e usos propostos, particularmente aqueles que afetam a saúde pública e do ecossistema.

Os parâmetros físicos mais comuns são: cor, turbidez, sabor, odor, temperatura, calor específico e densidade (NEVES, 2005).

Os químicos representam a presença de substâncias químicas dissolvidas na água. Esses parâmetros são os mais importantes para a caracterização da qualidade dos recursos hídricos, pois permitem a classificação segundo o conteúdo mineral, o grau de contaminação e a origem dos contaminantes, além da análise do equilíbrio bioquímico para a manutenção da vida no corpo d'água. São avaliados alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, micropoluentes inorgânicos e orgânicos, matéria orgânica – geralmente medida pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ou pela demanda química de oxigênio (DQO) ou pelo carbono orgânico total (COT) (NEVES, 2005).

Os parâmetros biológicos são representados pelos microrganismos que desempenham grande importância nas transformações da matéria no ciclo biogeoquímico e na possibilidade de transmissão de doenças, por meio da ação dos agentes patogênicos (NEVES, 2005).

É importante ressaltar que a qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo dos cursos d'água (PETERS; MEYBECK, 2000), e, além disso, a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema (LIMA, 2001).

Segundo Margalef (1994), qualquer alteração na bacia hidrográfica pode acarretar alterações significativas nas características físico-químicas dos corpos d'água, portanto, estas

podem ser utilizadas para o controle e o monitoramento das atividades desenvolvidas em uma bacia hidrográfica.

O uso e manejo do solo na bacia hidrográfica, como pastagem, agricultura e urbanização são direta ou indiretamente fontes de poluição ao liberaram substâncias (nutrientes, pesticidas, sedimentos, etc.) que alcançam os recursos hídricos, podendo ser classificados em fontes pontuais, lineares e difusas. Segundo Gonçalves *et al.* (2005), as fontes pontuais são aquelas que podem ser identificadas, tratadas e controladas, como esgoto doméstico e águas residuárias industriais e de animais criados de forma intensiva. Diferente destas, as cargas difusas de nutrientes são aquelas geradas em áreas extensas e que, associadas às precipitações pluviométricas, chegam às águas superficiais de forma intermitente, em especial a partir de áreas rurais.

A poluição difusa é de difícil quantificação, uma vez que depende da interação de diversos fatores, como a intensidade e duração das precipitações, o tipo de solo, a fisiografia do terreno e as formas de uso do solo (DIOGO *et al.*, 2003). Carpenter *et al.* (1998) estudaram as fontes difusas de nutrientes nos Estados Unidos e concluíram que 82% e 84% dos descartes de nitrogênio total e fósforo total, respectivamente, nas águas superficiais, provêm de fontes difusas, majoritariamente (acima de 90%) de áreas rurais. Macleod e Haygarth (2003) compilaram vários estudos feitos na Europa sobre a importância de fontes difusas de fósforo com origem agrícola, e concluíram que as referidas fontes contribuem com 29 a 60% da carga total observada nas águas superficiais daquelas bacias. Porém esses estudos são específicos e, no Brasil, enquanto os efluentes domésticos e industriais pontuais têm características conhecidas, os agrícolas difusos não estão ainda quantificados e estudos a este respeito são incipientes. (MANSOR *et al.*, 2006)

A existência de monitoramentos e sua interpretação permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental e sua correlação com outros fenômenos, por exemplo, a produção de sedimentos devido à erosão em uma bacia, indicando prioridades para a elaboração de ações de controle, fiscalização, investimentos e de legislações específicas que levem à proteção e/ou à melhoria da qualidade ambiental. Assim, a existência de dados, monitoramentos, estudos e pesquisas são essenciais para uma correta avaliação da qualidade ambiental de um ecossistema (LAMPARELLI, 2004).

3.4 Tolerância de perda de solo

Por definição, a tolerância de perda de solo por erosão deve considerar a preservação do solo como um recurso natural essencial para a produção das culturas (SPAROVEK *et al.*, 1997). Segundo Li *et al.* (2009), a tolerância de perda de solo foi primeiramente definida nos Estados Unidos em 1956, baseado nos seguintes fatores de influência:

- A taxa de formação do solo a partir do seu material de origem;
- A taxa de formação da camada superficial do solo a partir das camadas subjacentes;
- Redução da produtividade de uma cultura devido à erosão;
- Profundidade do solo;
- Mudanças nas propriedades do solo favoráveis ao crescimento das plantas, modificadas pela erosão;
- Perda de nutrientes essenciais para as plantas devido à erosão;
- Problemas de produtividade devido à disposição de sedimentos;
- Liberação de sedimento pela erosão de uma área;
- Probabilidade de formação de sulcos e voçorocas e
- A possibilidade do conceito ser aceito pela sociedade, assim como as práticas sustentáveis de conservação do solo.

A partir de 1956, vários cientistas em vários países buscaram definir conceitos e metodologias para cálculos de tolerância de perda de solo.

Em 1964, Stamey e Smith definiram tolerância de perda de solo como a quantidade de solo superficial que pode ser removido, expressa em toneladas por unidade de superfície e por ano, sem diminuir a produtividade da agricultura e expressa em função do tipo de solo.

Em 1997, Sparovek *et al.* introduziram o conceito de tempo-de-vida. Taxas de erosão do solo superiores a sua renovação ocasionam diminuição da sua espessura. Uma espessura mínima foi definida pelos autores como sendo a espessura abaixo da qual os insumos (fertilizantes, resíduos de culturas) e a tecnologia de manejo (irrigação, culturas geneticamente melhoradas) são insuficientes para manter economicamente a produtividade. Assim, taxas de erosão maiores do que a taxa de formação podem ser aceitas somente durante o tempo no qual não são atingidos a espessura mínima. Este período foi definido como tempo-de-vida, um índice com valor prognóstico, que segundo os autores, mostrou-se uma ferramenta promissora para a interpretação da tolerância da perda de solo aplicada ao planejamento do uso agrícola em bases sustentáveis.

Bertoni e Lombardi Neto (1999) realizaram uma tentativa de estabelecer padrões de tolerância de perdas para solos do Estado de São Paulo, levando em consideração sua profundidade e algumas propriedades físicas, ao estudar 75 perfis de solos. O critério adotado para a escolha das propriedades do solo consideradas essenciais no estabelecimento de padrões de limites de tolerância de perdas de solo foi subjetivo: baseou-se principalmente na profundidade do solo favorável ao desenvolvimento do sistema radicular e na relação textural dos horizontes superficiais.

Com base no estudo dos 75 perfis de solo, são apresentados na Tabela 1 os limites de tolerância de perdas por erosão para algumas unidades de solos do Estado de São Paulo, determinadas por Bertoni e Lombardi Neto (1999).

Tabela 1 - Limites de tolerância de perda de solo para São Paulo.

| SOLOS | Tolerância de perdas de solo | |
|---|------------------------------|---|
| | Amplitudes observadas | Média ponderada em relação à profundidade |
| | t/ha | t/ha |
| COM B TEXTURAL | | |
| Podzólico vermelho-amarelo, orto | 5,2 a 7,6 | 6,6 |
| Podzólico vermelho-amarelo, v. Piracicaba | 3,4 a 11,2 | 7,9 |
| Podzólico vermelho-amarelo, v. Laras | 6,9 a 13,4 | 9,1 |
| Podzólico com cascalho | 2,1 a 6,6 | 5,7 |
| Podzolizado Lins e Marília, v. Lins | 3,8 a 5,5 | 4,5 |
| Podzolizado Lins e Marília, v. Marília | 3,0 a 8,0 | 6,0 |
| Mediterrâneo vermelho-amarelo | 9,8 a 12,9 | 12,1 |
| Terra Roxa estruturada | 11,6 a 13,6 | 13,4 |
| COM B LATOSSÓLICO | | |
| Latossolo roxo | 10,9 a 12,5 | 12,0 |
| Latossolo vermelho-escuro, orto | 11,5 a 13,3 | 12,3 |
| Latossolo vermelho-escuro, f. arenosa | 13,4 a 15,7 | 15,0 |
| Latossolo vermelho-amarelo, orto | 12,5 a 12,8 | 12,6 |
| Latossolo vermelho-amarelo, f. rasa | 4,3 a 12,1 | 9,8 |
| Latossolo vermelho-amarelo, f. arenosa | 13,6 a 15,3 | 14,2 |

continua

continuação

| SOLOS | Tolerância de perdas de solo | |
|--|------------------------------|---|
| | Amplitudes observadas | Média ponderada em relação à profundidade |
| Latossolo vermelho-amarelo, f. terraço | 11,1 a 14,0 | 12,6 |
| Latossolo vermelho-amarelo, f. húmico | 10,9 a 11,5 | 11,2 |
| Solos Campos do Jordão | 4,6 a 11,3 | 9,6 |
| SOLOS POUCOS DESENVOLVIDOS | | |
| Litossolo | 1,9 a 7,3 | 4,2 |
| Regossolo | 9,7 a 16,5 | 14,0 |

Fonte: BERTONI e LOMBARDI NETO (1999).

Bertoni e Lombardi Neto (1999) não consideraram para fins de determinação dos limites de tolerância de perdas de solo, os fatores econômicos, pois se fossem incluídos, as tolerâncias deveriam ser expressas em função de preço e custo, e como estes são variáveis, os padrões de tolerância estabelecidos também o seriam, portanto, as exclusões dos fatores econômicos simplificaram o procedimento, eliminando variáveis complexas. Os limites de tolerância não impõem restrições arbitrárias ao uso e manejo do solo, mas simplesmente estabelecem limites dentro dos quais as escolhas das técnicas adotadas devem ser feitas.

Embora os critérios tenham sido modificados muitas vezes, pelos diversos estudos realizados, os fatores utilizados para a determinação desse índice são normalmente a taxa de formação do solo e produtividade do solo, ou seja, possuem enfoque predominantemente agrícola.

Os cientistas têm demonstrado falta de habilidade para analisar adequadamente a enorme lista de variáveis que influenciam a definição da tolerância de perda de solo. Para isto, a visão dos agricultores, ambientalistas, sociedade e forças políticas devem ser consideradas simultaneamente (SPAROVEK; MARIA, 2003).

Para complementar a metodologia de Tolerância de Perda de Solo, considerando o enfoque ambiental, é necessária inicialmente a quantificação do transporte de sedimentos e nutrientes na bacia hidrográfica e um estudo das possíveis correlações entre os mesmos.

Em relação às pesquisas internacionais, pode-se citar o trabalho de Langdale *et al.* (1985), que comparou preparos de solo conservacionistas e convencionais, com rotação de culturas. Os autores encontraram correlação linear e positiva entre as perdas de solo e de

fósforo (P) pela enxurrada, em preparos de solo conservacionistas e convencionais. Os referidos autores observaram, ainda, que, no preparo convencional, a maior parte do P perdido estava adsorvido aos sedimentos da enxurrada. Nos preparos conservacionistas, por outro lado, como as perdas de sedimentos foram baixas, as perdas totais de P por erosão hídrica foram expressivamente menores em relação aos métodos de preparo convencionais. Também há o trabalho de Kothyari *et al.* (2004), que relacionou perda de solo com perda de nutrientes (matéria orgânica -MO, Nitrogênio total - N, Fósforo total -P e Potássio total -K), em quatro áreas: floresta de pinus, plantação de chá, agricultura irrigada e área degradada. Encontraram forte correlação entre os valores de perda de solo e perda de nutrientes. Entretanto as quantidades de nutrientes perdidos foram fracamente correlacionadas com os correspondentes escoamentos superficiais e valores de precipitação. Rai e Sharma (1998) e Collins e Jenkins (1996) fizeram estudos semelhantes à Kothyari *et al.* (2004) para determinar perda de nutrientes.

No Brasil, não foram encontrados estudos da relação direta entre transporte de sedimentos e nutrientes, mas diversos estudos investigaram a correlação entre manejo/cobertura do solo e perda de solo em bacias hidrográficas. Podem ser citados os seguintes trabalhos: Oliveira (1999), Machado (2002), Albuquerque *et al.* (2002), Machado e Vetorazzi (2003), Silva (2005) e Xavier (2009).

Algumas pesquisas buscaram relacionar manejo/cobertura dos solos com perda de nutrientes, como Bertol (1994), que trabalhou num Cambissolo Húmico álico, sob rotação de culturas, comparando perda de P e K em solo sem cultivo, com preparo convencional, com cultivo mínimo e com semeadura direta. As perdas totais de P foram maiores no solo sem cultivo (devido à maior perda de solo e água). As perdas totais de K não diferiram entre os tratamentos. Hernani *et al.* (1999), quantificando as perdas de nutrientes em diferentes sistemas de manejo num Latossolo Roxo, verificaram que, sob a sucessão trigo-soja, a semeadura direta foi o tratamento mais eficaz no controle da erosão, possibilitando, com isso, menores perdas de K do que o sistema grade pesada com grade niveladora.

Guadagnin (2003) avaliou as perdas de P e K em um Cambissolo Húmico aluminico léptico, nos seguintes tratamentos: semeadura direta em seis anos, semeadura direta em nove anos, escarificação e gradagem em nove anos, aração com duas gradagens em nove anos e uma testemunha (com aração e duas gradagens sem cultivo em nove anos). Em cada tratamento houveram duas parcelas, uma com rotação e outra com sucessão de culturas. Durante quatro cultivos, o autor observou que as perdas totais de fósforo e potássio por erosão

hídrica na água da enxurrada em geral diminuíram do início ao final do ciclo das culturas. No caso dos sedimentos, as referidas perdas em geral aumentaram do início ao final dos ciclos.

Bertol *et al.* (2004), realizaram um estudo na mesma área experimental que Guadagnin (2003). Concluíram que as concentrações de P e K foram maiores nos sistemas conservacionistas, tanto na água da enxurrada quando adsorvidos aos sedimentos. No entanto, as perdas totais de P e K foram maiores nos sistemas convencionais, pois nestes a perda de água e sedimentos totais devido à erosão foram maiores. Também encontraram correlação linear negativa entre perda de água e concentração de P e K na água da enxurrada. Portanto, para as condições do experimento é possível utilizar o volume de água perdido por erosão para inferir sobre a concentração desses elementos na água da enxurrada. Em outro estudo, Guadagnin *et al.* (2005) investigaram sob condições de chuva natural, as perdas de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) na água e de nitrogênio mineral nos sedimentos da enxurrada, nos mesmos tratamentos do estudo de 2003, concluindo que as perdas de solo e água foram maiores no preparo convencional do que nos sistemas conservacionistas de manejo do solo. As perdas totais de NH_4^+ e NO_3^- na água e de N no sedimento da enxurrada foram menores nos sistemas conservacionistas de manejo do solo do que no preparo convencional.

É reconhecido que a qualidade dos recursos hídricos é reflexo do uso e ocupação do solo na bacia (WANG, 2001).

Mas, apesar de bacias hidrográficas serem cada vez mais vistas como unidade espacial natural adequada para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, falta estudos que possibilitem uma abordagem integrada e holística, de forma a maximizar os benefícios socioeconômicos para a sociedade, sem prejudicar o equilíbrio do ecossistema.

Desta forma, justifica-se a investigação sobre possíveis correlações entre transporte de sedimentos e parâmetros de qualidade d'água, possibilitando que conceitos como a Tolerância de Perda de solo contenha aspectos ambientais em sua formulação, a fim de realizar diagnósticos e prognósticos em uma bacia de forma eficiente e com menos custos, visando sempre o planejamento e gerenciamento dos recursos naturais de forma integrada e sustentável.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A região de São Carlos - SP pertence à bacia hidrográfica do rio Paraná, a segunda maior do País, e que na América do Sul integra a Bacia Platina. O estudo foi realizado na Fazenda experimental Canchim da Embrapa Pecuária Sudeste, no município de São Carlos, SP, na microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim.

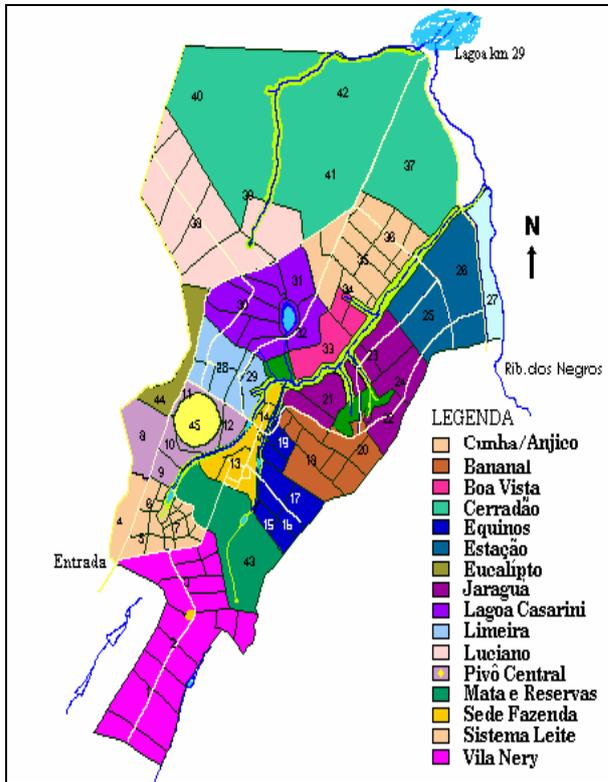
Na fazenda Canchim, são três os cursos de água representativos: o córrego Cascavel, o córrego da Lagoa e o ribeirão Canchim. O ribeirão Canchim, alvo do estudo, está enquadrado como corpo de água com qualidade de água de classe 2 e apresenta como afluentes o córrego do Sistema, córrego do Tanquinho, córrego do Pique, córrego do Cunha, córrego da Queimada e córrego da Invernada. É constituinte da bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu, afluente do rio Pardo, integrando a bacia hidrográfica do rio Paraná.

De acordo com Silva (2004) a área de estudo está localizada na região central do Estado de São Paulo. Seu relevo entalhado se estende na direção sudeste e se localiza, topograficamente, na região da chamada Serra do Chibarro. A sede da Fazenda Canchim, próxima ao centro geográfico do Estado, fica a 7 Km da rodovia Washington Luiz e tem uma área total aproximadamente de 1500 ha. A localização da área de estudo encontra-se na Figura 2. Para caracterizar a área de estudo, as Figuras 3, 4, 5 e 6 demonstram a divisão da Fazenda em setores, o uso do solo, tipo de solo e classes de declividade, respectivamente.

Figura 2 - Localização do município de São Carlos no Estado de São Paulo.

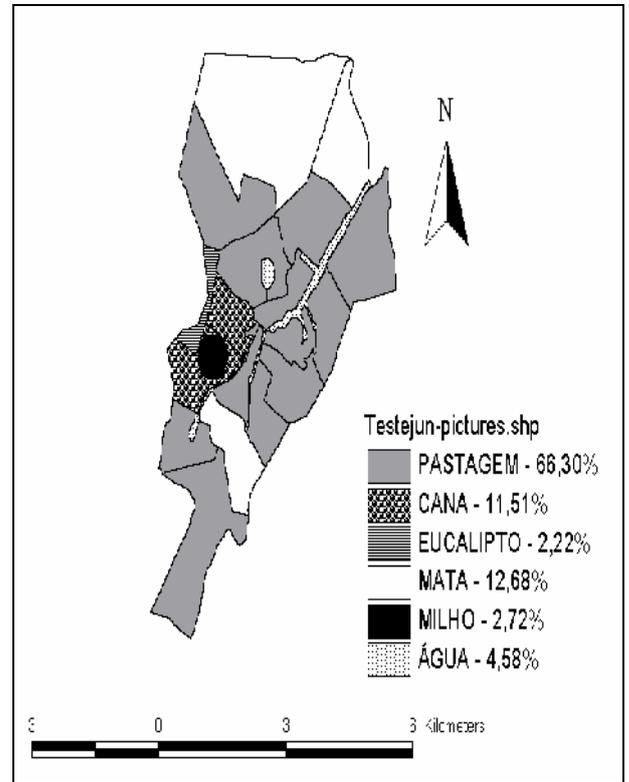


Figura 3 - Divisão da Fazenda da Embrapa em setores de usos.



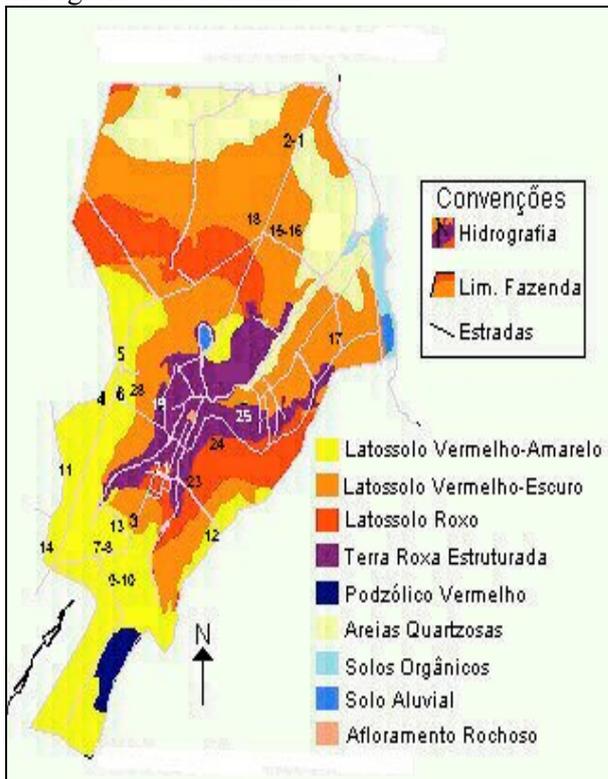
Fonte: Silva (2004).

Figura 4 - Usos do solo da microbacia hidrográfica do Canchim.



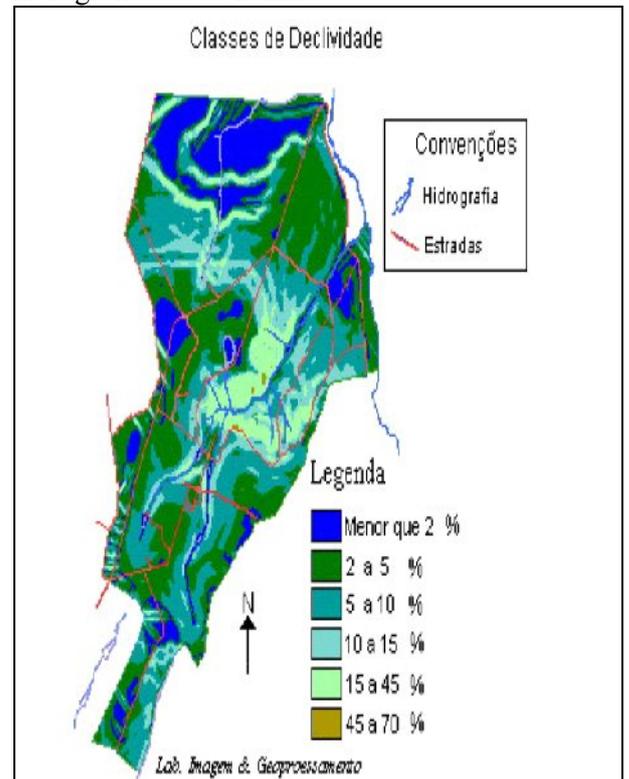
Fonte: Silva et al. (2010).

Figura 5 - Tipos de solo na microbacia hidrográfica do Canchim.



Fonte: Silva (2004).

Figura 6 - Classes de declividade na microbacia hidrográfica do Canchim.



Fonte: Silva (2004).

4.2 Determinações de correlação entre sedimentos e nutrientes para a área de estudo

Os dados utilizados foram obtidos do trabalho de Silva (2004), e são eles: nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, amônio, fósforo orgânico, fósforo solúvel, fósforo mineral, DBO, oxigênio dissolvido e sedimentos.

Esses dados são resultados da simulação feita com o modelo AVSWAT sobre a microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim, para os anos de 1993 a 2004. Neste trabalho utilizou-se os valores mensais dos parâmetros acima referidos do ano de 1999.

A partir dos dados obtidos de Silva (2004) e através dos softwares STATDISK 11.0.1 e do Excel plotou-se gráficos entre cada parâmetro e a respectiva concentração de sedimentos, para cada sub-bacia. Após realizou-se uma correlação entre os parâmetros, através de ajuste de equações de regressão, com análise do coeficiente de determinação.

4.3 Simulação da concentração de nutrientes em uma bacia hipotética a partir da área de estudo

A fim de demonstrar uma aplicação prática da importância das correlações obtidas entre transporte de sedimentos e nutrientes em uma bacia hidrográfica, utilizou-se as equações de regressão obtidas entre sedimentos e amônia e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) na microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim para determinar quais seriam os valores desses parâmetros em uma bacia hipotética.

Selecionou-se os parâmetros amônia e DBO porque dentre os parâmetros que demonstraram um comportamento padrão de correlação com sedimentos, eles também são parâmetros que possuem limites fixados na legislação federal Resolução CONAMA 357/05.

As equações de correlações adotadas são os da sub-bacia 6, por ser a sub-bacia que possui a maior consistência de dados. Essa sub-bacia apresenta 89,39% da área utilizada como pastagem e o restante 10,61% correspondem a cursos d'água. Em relação ao tipo de solo, possui 20,32% de latossolo roxo, 10,79% de latossolo vermelho-escuro, 1,62% de areia quartzosa, 64,03% de terra roxa e 3,24% de latossolo vermelho-amarelo. As equações de regressão foram obtidas a partir de dados mensais do ano de 1999, e estão demonstradas a seguir:

$$NH_4 = 178,0314 + 0,3958221 \times Sed \quad (1)$$

$$DBO = 722,5314 + 16,90487 \times Sed \quad (2)$$

Onde:

NH_4 = Nitrogênio amoniacal (kg)

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio (kg)

Sed = Sedimentos transportados com o escoamento superficial (t)

Para se obter os valores destes parâmetros em mg/L, unidade utilizada na Resolução CONAMA 357/05, procedeu-se às seguintes transformações de unidades:

$$NH_4 (Kg/m^3) = [NH_4 (Kg) / Q (m^3/s)] / t (s) \quad (3)$$

$$NH_4 (mg/L) = [NH_4 Kg/m^3] \times 10^3 \quad (4)$$

$$DBO (Kg/m^3) = [DBO (Kg) / Q (m^3/s)] / t (s) \quad (5)$$

$$DBO (mg/L) = [DBO Kg/m^3] \times 10^3 \quad (6)$$

Onde:

Q = vazão (m³/s)

t = tempo em segundos correspondente à 1 mês

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir encontram-se os gráficos e as respectivas equações de regressão para todas as sub-bacias, da relação entre concentração de sedimentos com a concentração dos seguintes parâmetros: nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, nitrato, fósforo solúvel e fósforo mineral.

5.1 Relações entre sedimentos e nitrogênio orgânico

As Figuras 7 e 8 apresentam as correlações lineares obtidas para o nitrogênio orgânico para as sub-bacias 1 e 2 respectivamente. As demais sub-bacias apresentaram o mesmo tipo de correlação e encontram-se no apêndice A.

Figura 7 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 1.

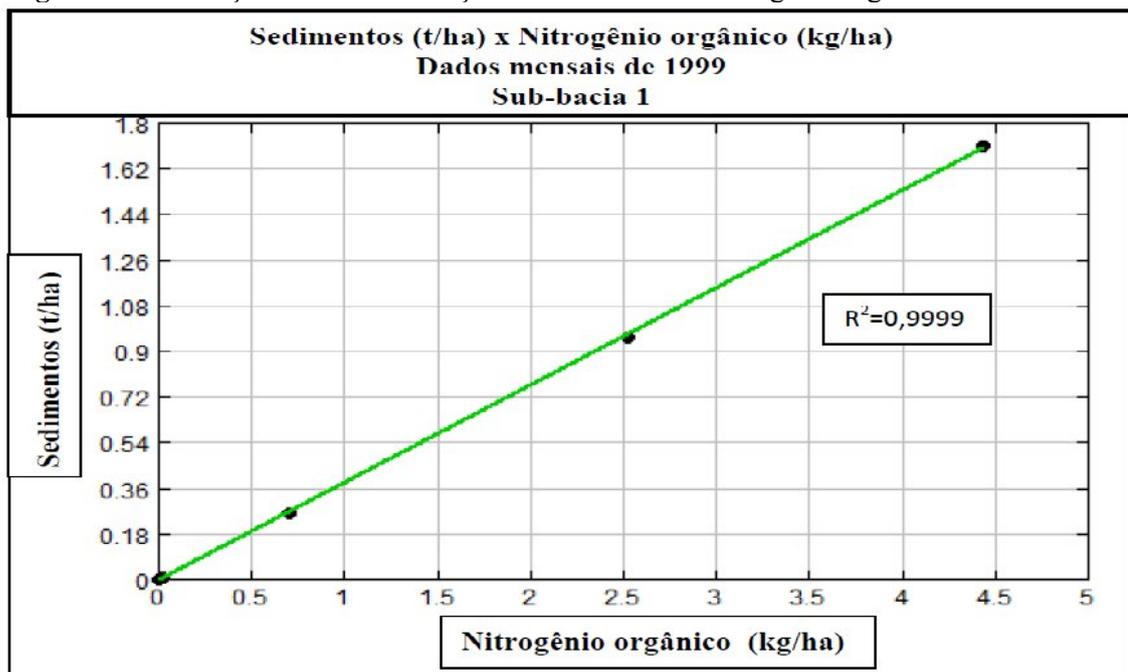
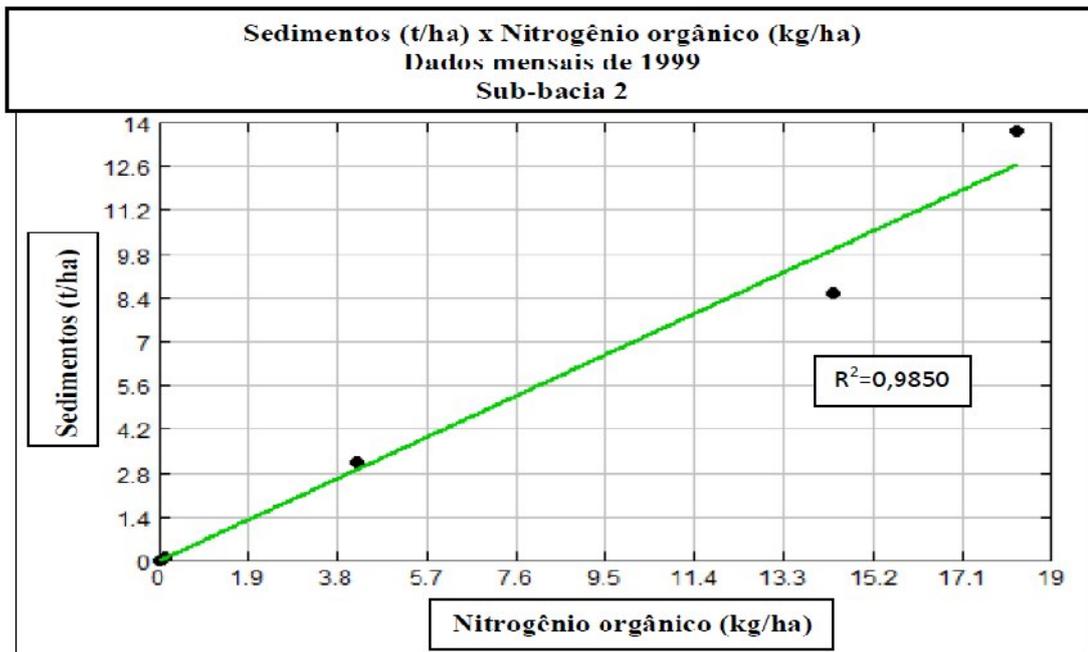


Figura 8 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 2.



Observou-se que em todas as sub-bacias o nitrogênio apresentou correlação linear positiva com os sedimentos.

5.2 Relações entre sedimentos e fósforo orgânico

As Figuras 9 e 10 apresentam as correlações lineares obtidas para o fósforo orgânico para as sub-bacias 1 e 2 respectivamente. As demais sub-bacias apresentaram o mesmo tipo de correlação e encontram-se no apêndice A.

Figura 9 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 1.

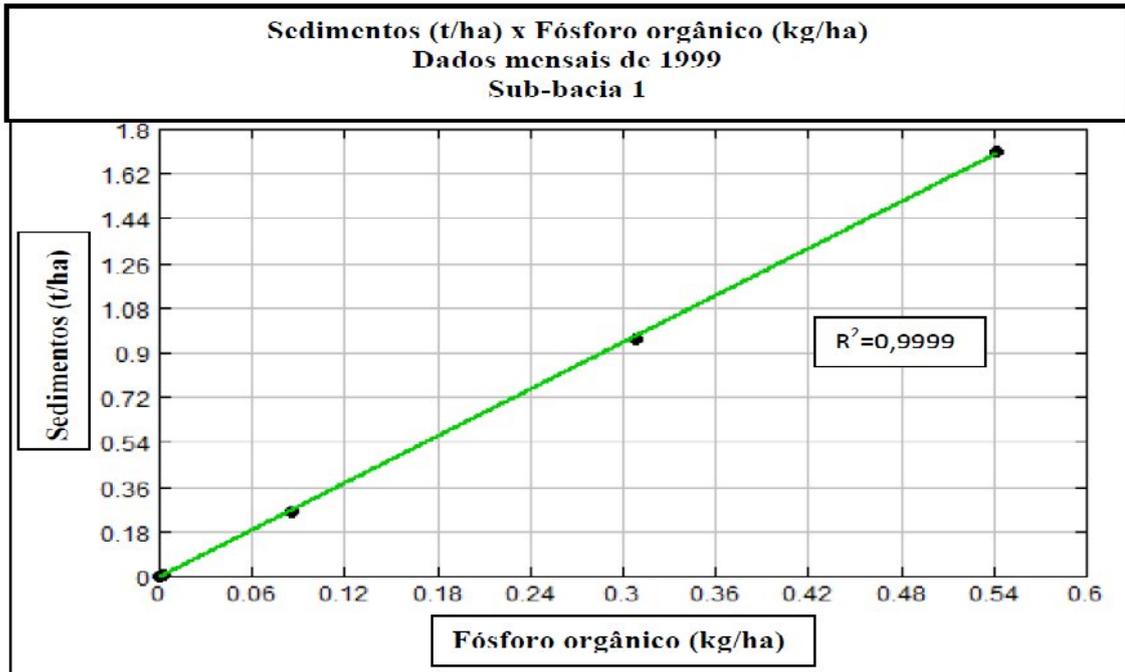
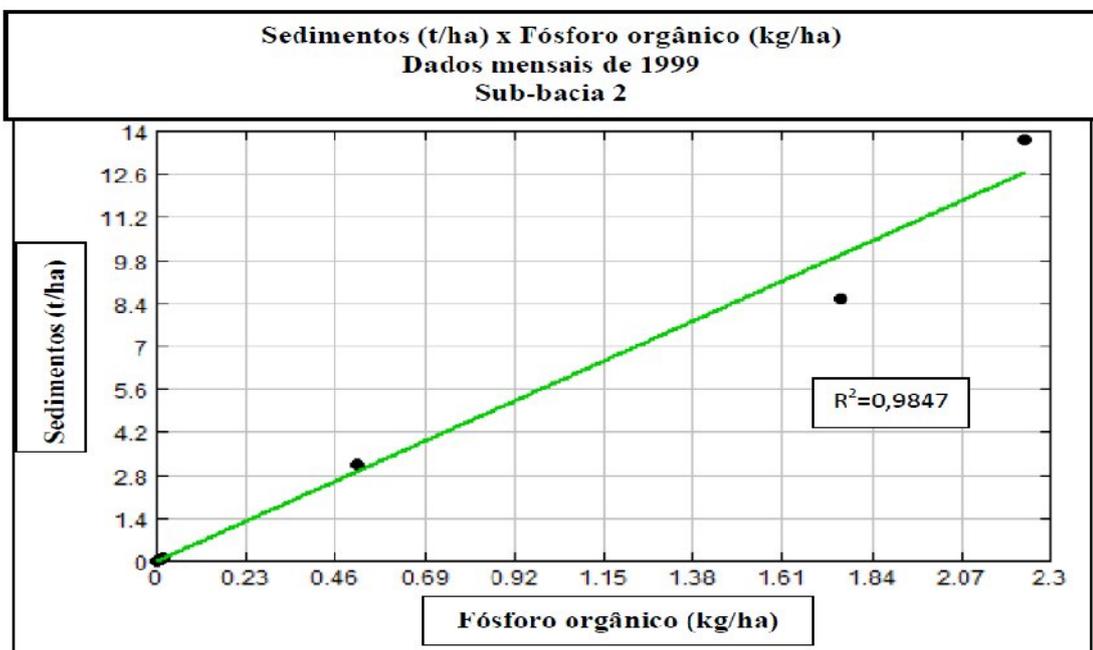


Figura 10 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 2.



Para o fósforo orgânico, os gráficos também demonstraram a existência de correlação linear positiva com os sedimentos perdidos pelo escoamento superficial. Segundo Bertol *et al.* (2004) a maior parte do fósforo total perdido na erosão hídrica está na forma adsorvida ao sedimento, fato que explica a correlação positiva entre esses dois parâmetros. Segundo

Pellegrini (2005) mesmo nas formas orgânicas de fósforo do solo ele permanece como fosfato e, portanto, pode ser altamente adsorvido pelo sedimento. Kothyari *et al.* (2004) encontraram forte correlação linear positiva entre sedimentos e fósforo total. Bertol *et al.* (2004) também observaram a correlação entre o fósforo adsorvido (mg/dm^3) ao sedimento e perda de solo (mg/ha), mas sem obter conclusões, pois encontrou baixos coeficientes de correlação entre os dois parâmetros.

5.3 Relações entre sedimentos e nitrato

A Figura 11 apresenta a correlação linear obtida para o nitrato para a sub-bacia 1. As demais sub-bacias que também apresentaram correlação linear positiva encontram-se no apêndice A. A figura 12 apresenta a sub-bacia 5 que apresentou correlação com uma curva do 2º. As demais sub-bacias que apresentaram correlação com uma curva do 2º encontram-se no apêndice A.

Figura 11 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrato na sub-bacia 1.

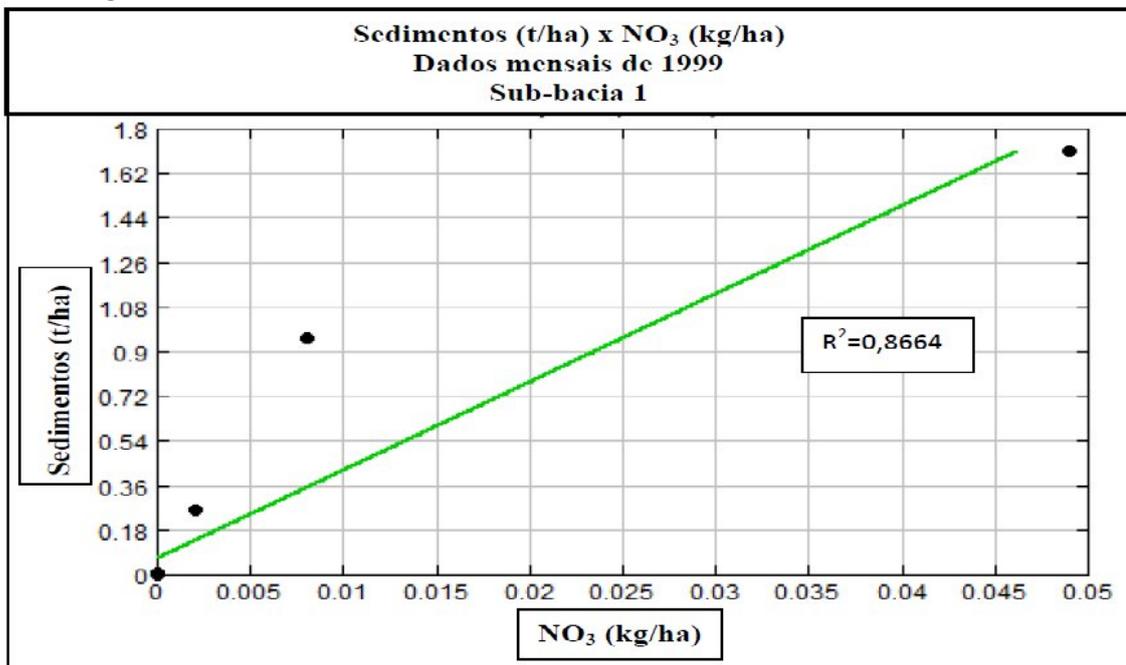
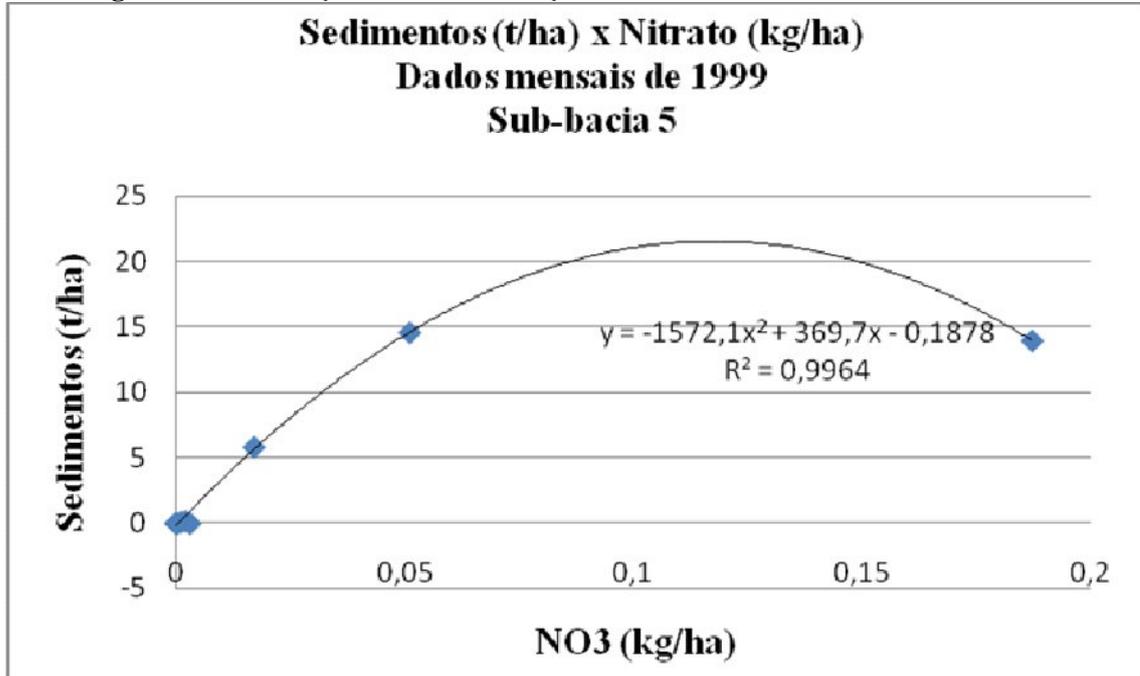


Figura 12 - Correlação entre concentrações de sedimentos e nitrato na sub-bacia 5.



A relação entre nitrato e sedimentos não apresentou um comportamento único, pois para a maioria das sub-bacias apresentou correlação linear positiva (sub-bacias 1,2, 3, 4 6, 8, 11, 12, 13, 14 e 17) e para as demais o ajuste foi melhor com uma curva do 2º (sub-bacias 5, 7, 9, 10, 15 e 16). Portanto para este parâmetro serão necessários mais pesquisas a fim de concluir seu real comportamento. O nitrato é solúvel na água da enxurrada e a concentração de nutrientes na enxurrada depende de vários fatores como: tipo de solo, manejo, concentração no material erodido e do volume total desse material perdido pela erosão (GUADAGNIN, et al., 2005). Esses autores também afirmam que em uma enxurrada, a fração de nitrogênio dissolvida na água é menor que a fração que está adsorvida aos sedimentos.

5.4 Relações entre sedimentos e fósforo solúvel

A Figura 13 apresenta a correlação obtida com curva de 2º negativa para o fósforo solúvel para a sub-bacia 2. As demais sub-bacias (4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 16 e 17) que também apresentaram correlação com curva de 2º encontram-se no apêndice A. A figura 14 apresenta a sub-bacia 10 que apresentou correlação linear positiva. As demais sub-bacias (1, 3 e 14) que apresentaram este tipo de correlação estão no apêndice A. A figura 15 demonstra a sub-bacia 15 que apresentou como melhor ajuste de correlação uma curva de 2º positiva.

Figura 13 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 2.

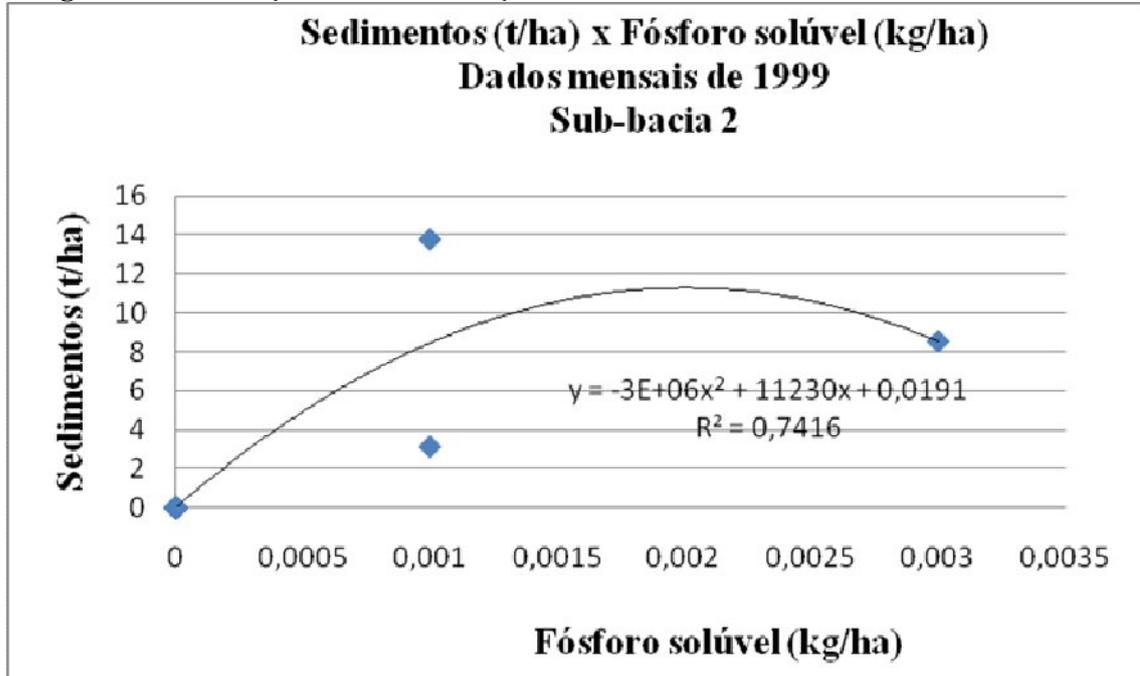


Figura 14 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 10.

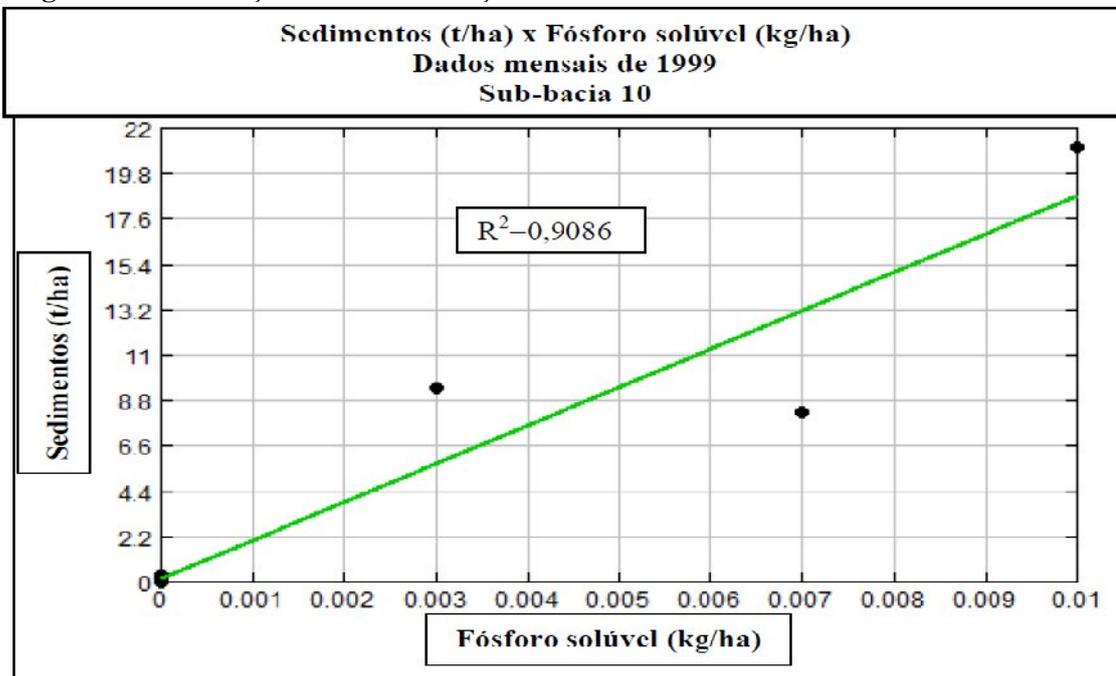
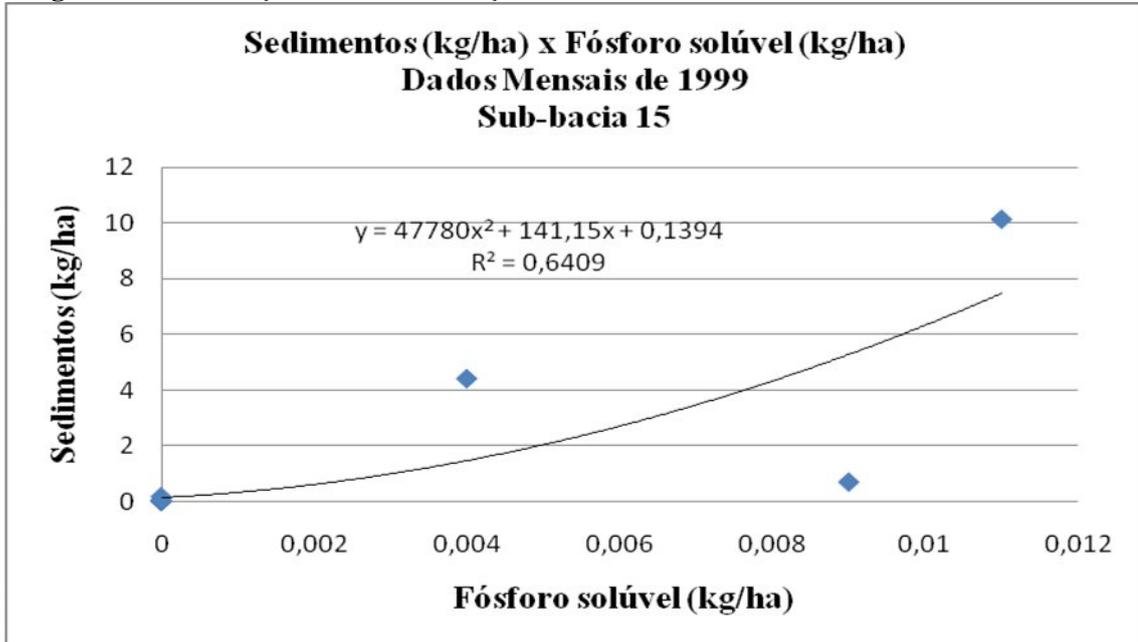


Figura 15 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo solúvel na sub-bacia 15.



Em relação ao fósforo solúvel verificou-se que na maior parte das sub-bacias o melhor ajuste foi uma curva do 2º (sub-bacias 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 15, 16 e 17) sendo necessário mais pesquisas para se obter conclusões. Nas demais sub-bacias o melhor ajuste foi linear. Segundo Landgale *et al.* (1985), o fósforo solúvel representa uma pequena fração do fósforo total perdido por erosão hídrica, e o fósforo particulado adsorvidos aos sedimentos atuam no tamponamento da fração solúvel na água (PELLEGRINI, 2005). Ainda de acordo com Pellegrini (2005), as quantidades e as formas de fósforo transferidas do solo para o escoamento superficial variam de evento para evento pluviométrico, por causa das variações sazonais das chuvas em intensidade e duração, do intervalo de tempo entre os eventos, do cultivo e do grau de cobertura vegetal do solo, entre outros.

5.5 Relações entre sedimentos e fósforo mineral

As Figuras 16 e 17 apresentam as correlações lineares obtidas para o fósforo mineral para as sub-bacias 1 e 2 respectivamente. As demais sub-bacias também apresentaram esse tipo de correlação e encontram-se no apêndice A.

Figura 16 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 1.

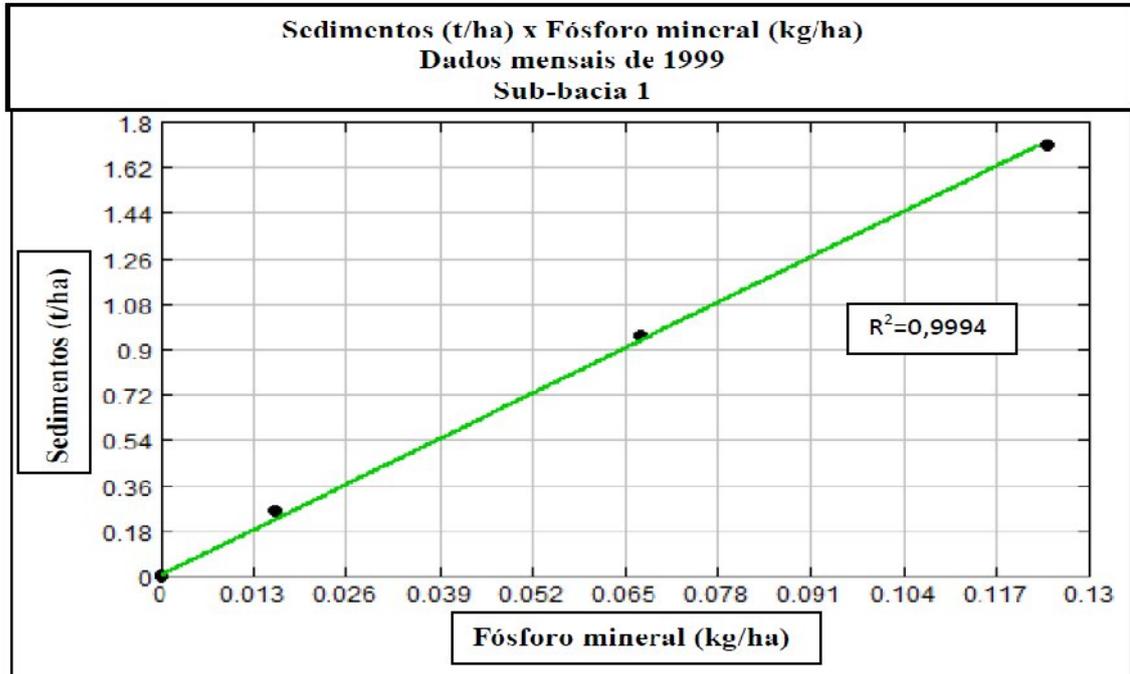
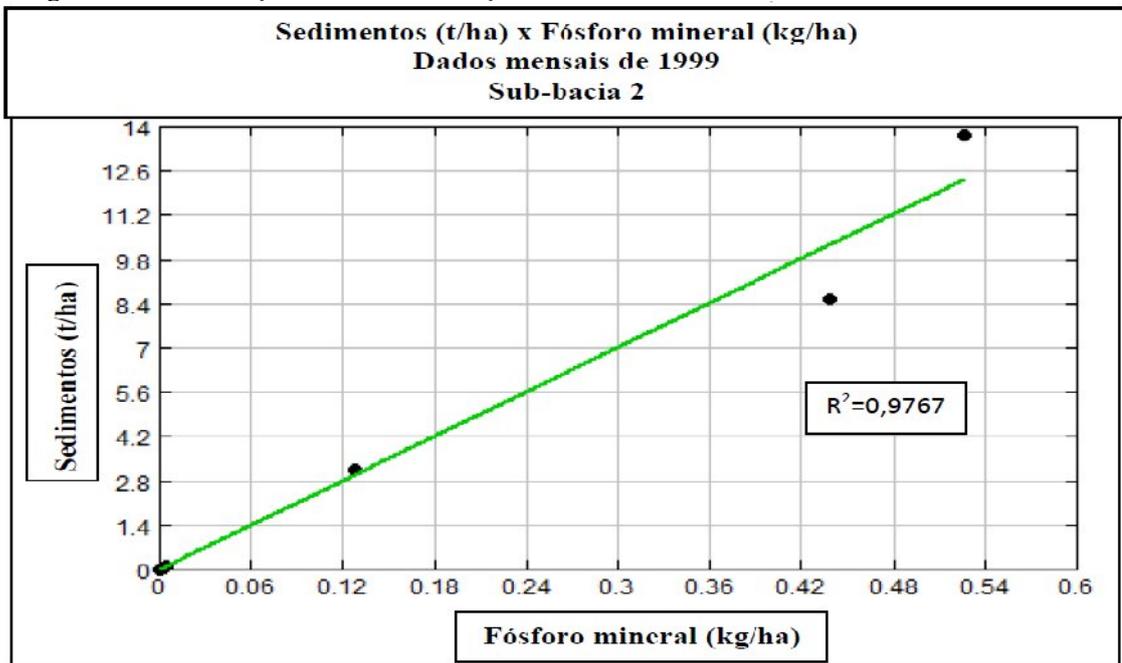


Figura 17 - Correlação entre concentrações de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 2.



Em relação ao fósforo mineral este apresentou correlação linear positiva com a concentração de sedimentos. Kothyrai *et al.* (2004), encontraram correlação linear positiva entre fósforo total e perda de solo. Segundo Dils e Heathwaite (1996), os teores de fósforo em todas as formas aumentam com a vazão e a concentração de sedimentos, fato que ratifica a correlação linear encontrada para este parâmetro.

A seguir encontram-se os gráficos e as respectivas equações de regressão para todas as sub-bacias, da relação entre massas de sedimentos com as massas dos seguintes parâmetros: nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, nitrato, amônio, nitrito, fósforo mineral, demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido.

5.6 Relações entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico

As Figuras 18 e 19 apresentam as correlações lineares obtidas para o nitrogênio orgânico para as sub-bacias 1 e 2 respectivamente. As demais sub-bacias também apresentaram esse tipo de correlação e encontram-se no apêndice B.

Figura 18 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 1.

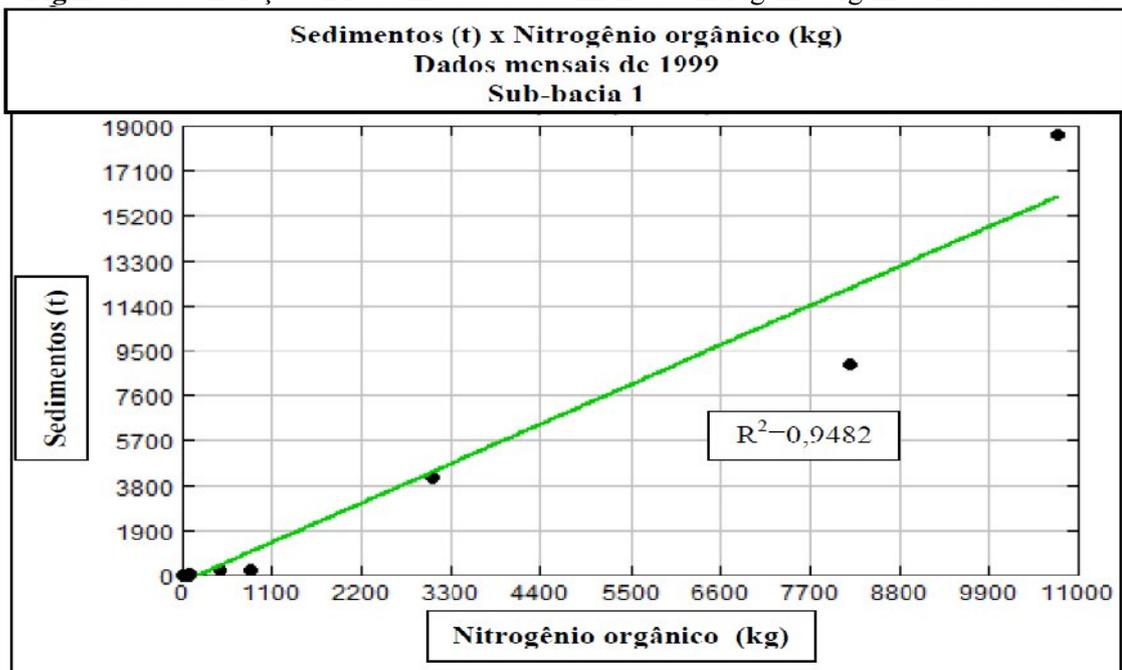
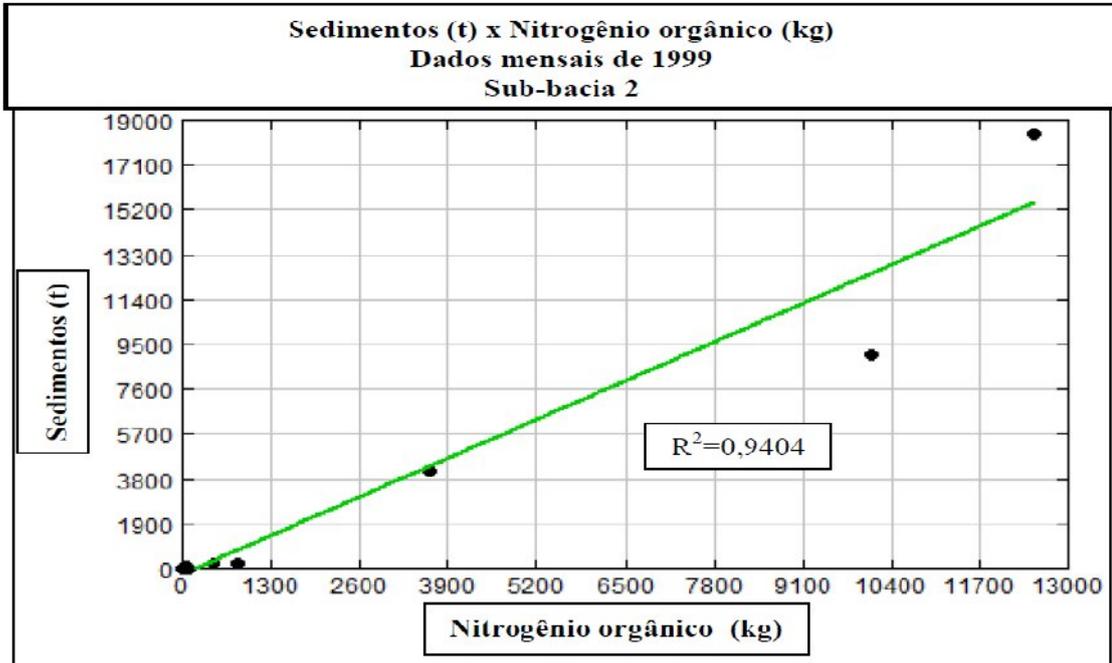


Figura 19 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrogênio orgânico na sub-bacia 2.



As relações entre as massas de nitrogênio orgânico e sedimentos perdidos durante o escoamento superficial apresentaram correlação linear positiva em todas as sub-bacias, demonstraram um claro padrão de comportamento desse nutriente.

5.7 Relações entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico

As Figuras 20 e 21 apresentam as correlações lineares obtidas para o fósforo orgânico para as sub-bacias 1 e 2 respectivamente. As demais sub-bacias também apresentaram esse tipo de correlação e encontram-se no apêndice B.

Figura 20 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 1.

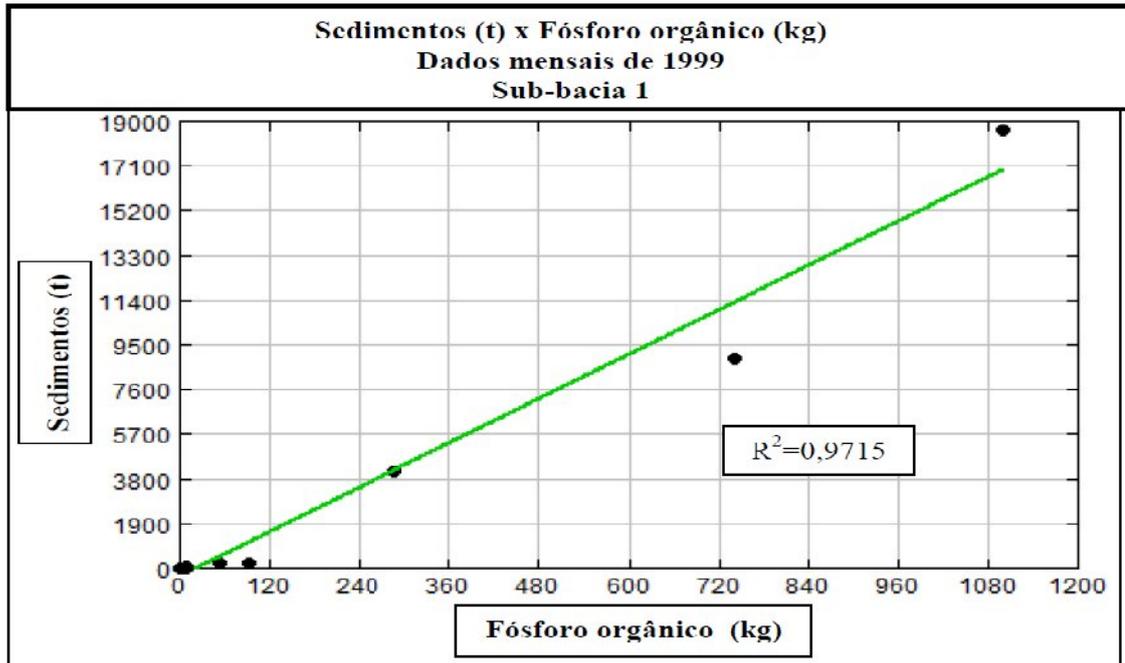
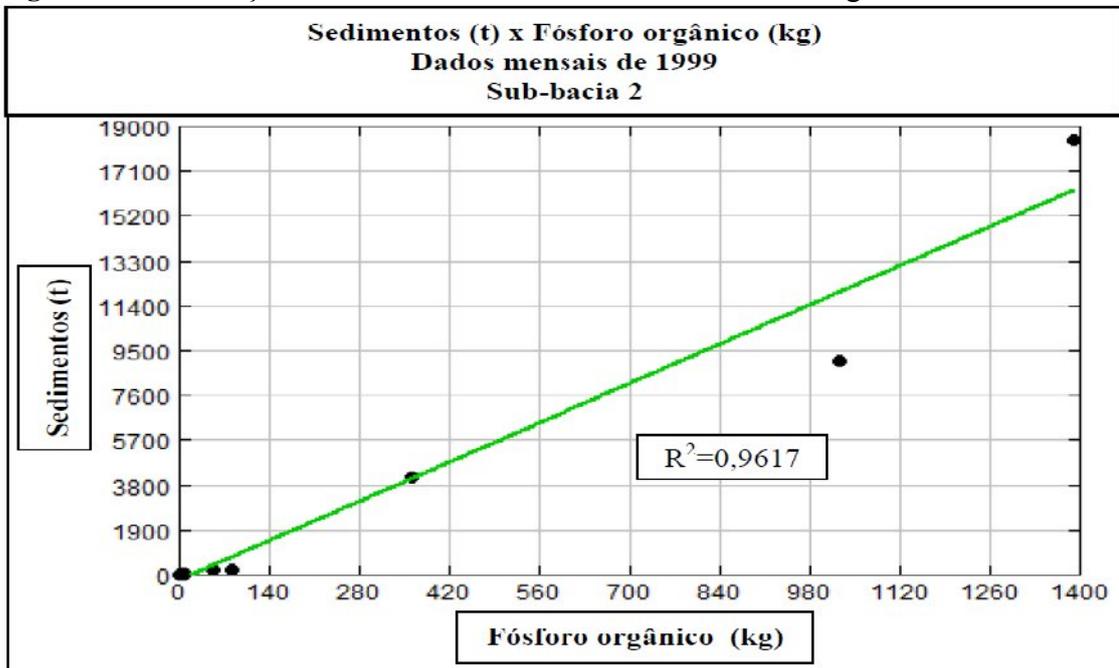


Figura 21 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo orgânico na sub-bacia 2.

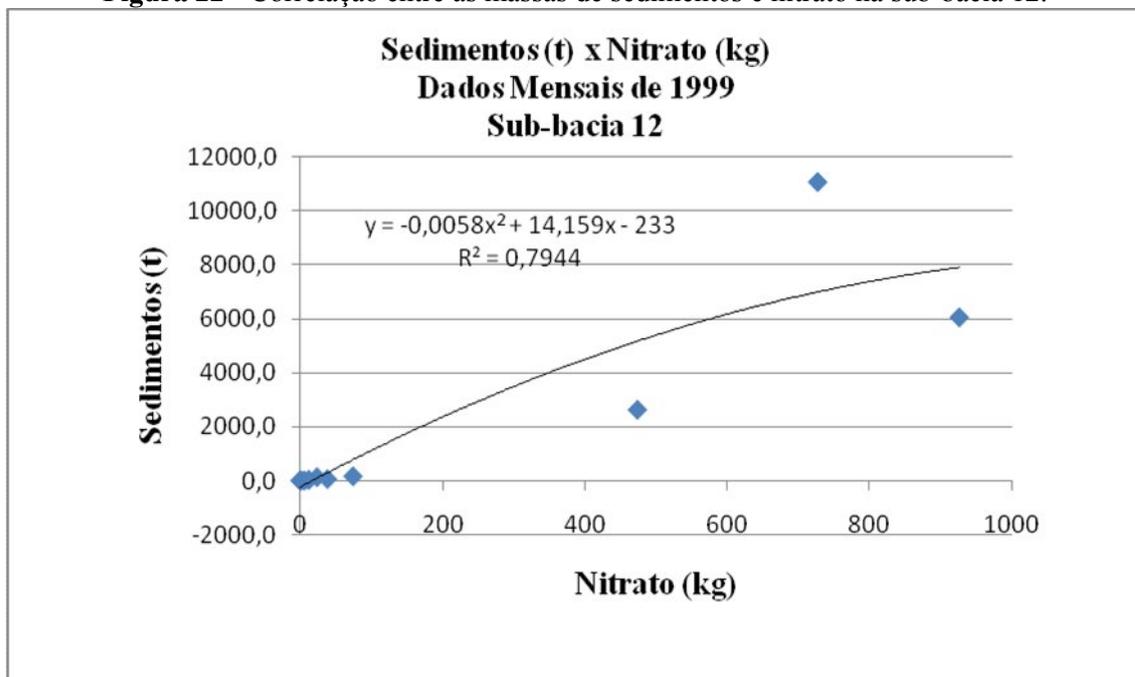


O fósforo orgânico também demonstrou correlação linear positiva com a massa de sedimentos perdidos no escoamento superficial.

5.8 Relações entre as massas de sedimentos e nitrato

As Figuras 22 e 23 apresentam a correlação obtida com curva de 2º para o nitrato para a sub-bacia 12. A Figura 24 demonstra a sub-bacia 15 que apresentou correlação obtida com curva de 3º. A Figura 25 apresenta a sub-bacia 16 que demonstrou correlação linear positiva. As demais sub-bacias apresentaram correlação linear positiva e encontram-se no apêndice B.

Figura 22 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 12.



Os pontos que ficaram distantes das curvas de ajuste podem ter duas explicações: (1) podem ser outliers relacionado ao método de determinação do modelo AVSWAT, uma vez que nenhum modelo matemático é capaz de reproduzir com 100% de precisão e exatidão os processos da natureza ou (2) podem ser dados representativos que demonstram que não é possível determinar um padrão/tendência fixa para determinado parâmetro.

Para se ter uma conclusão sobre essas duas possibilidades serão necessários mais pesquisas nessa área. Neste estudo, para os parâmetros que não apresentaram uma clara tendência de comportamento, serão investigados também as correlações obtidas após a retiradas dos pontos distantes da curva de ajuste.

Então, para a sub-bacia 12, se tentarmos retirar o ponto do gráfico que ficou mais distante da curva, encontramos uma melhor correlação:

Figura 23 - Correlação reajustada entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 12.

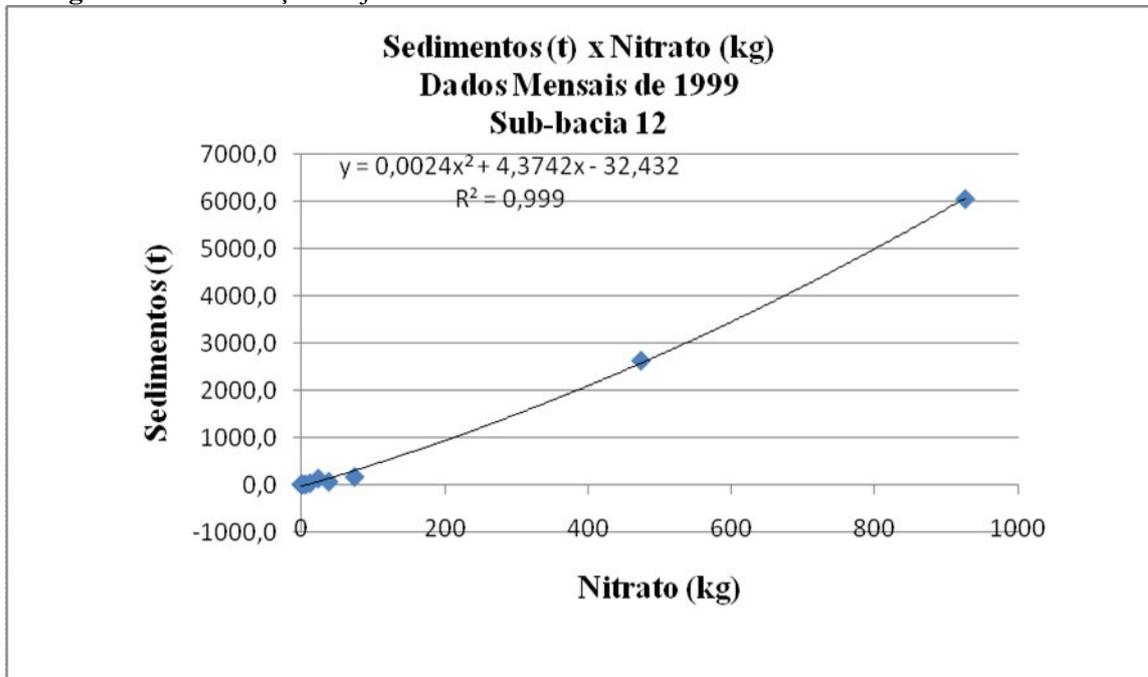


Figura 24 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 15.

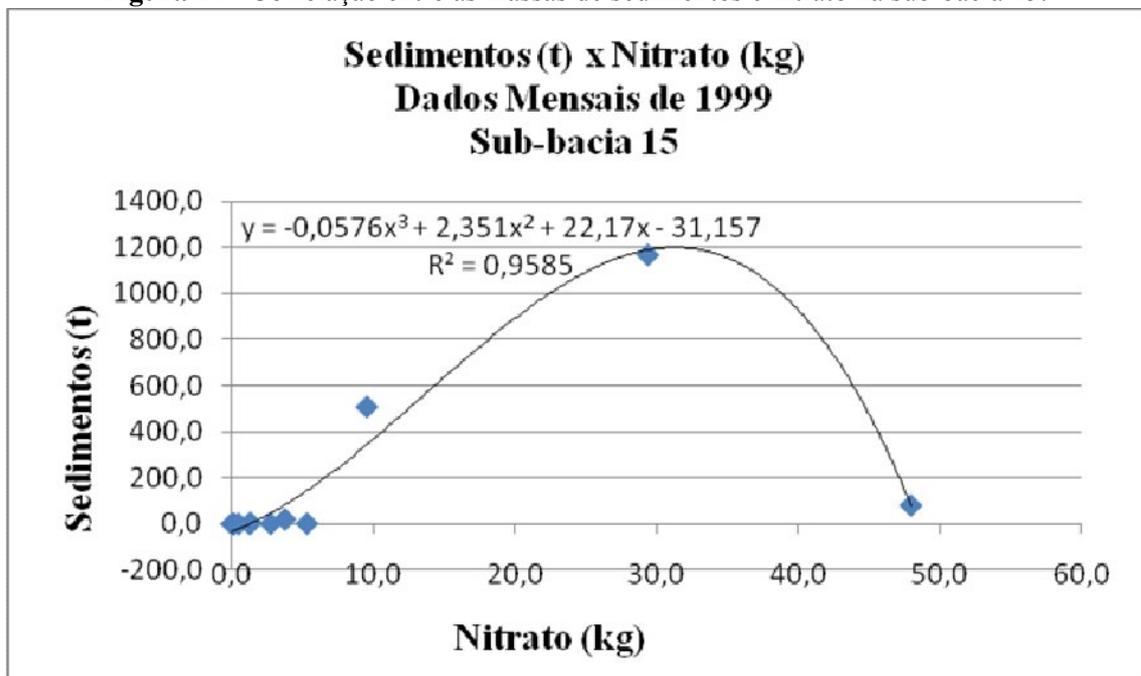
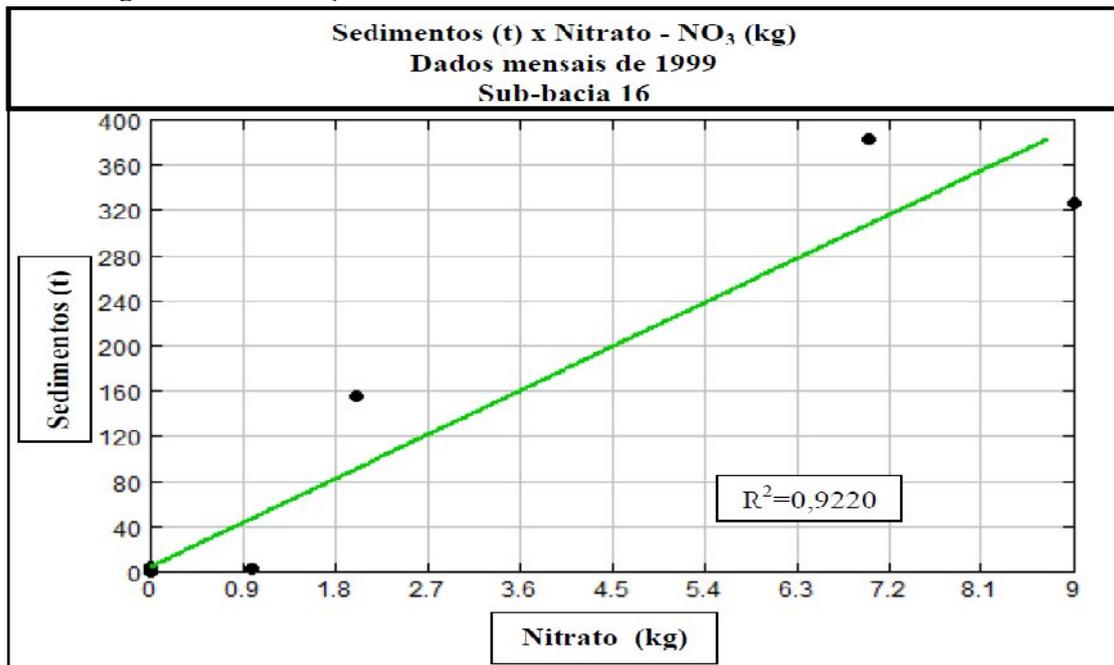


Figura 25 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrato na sub-bacia 16.



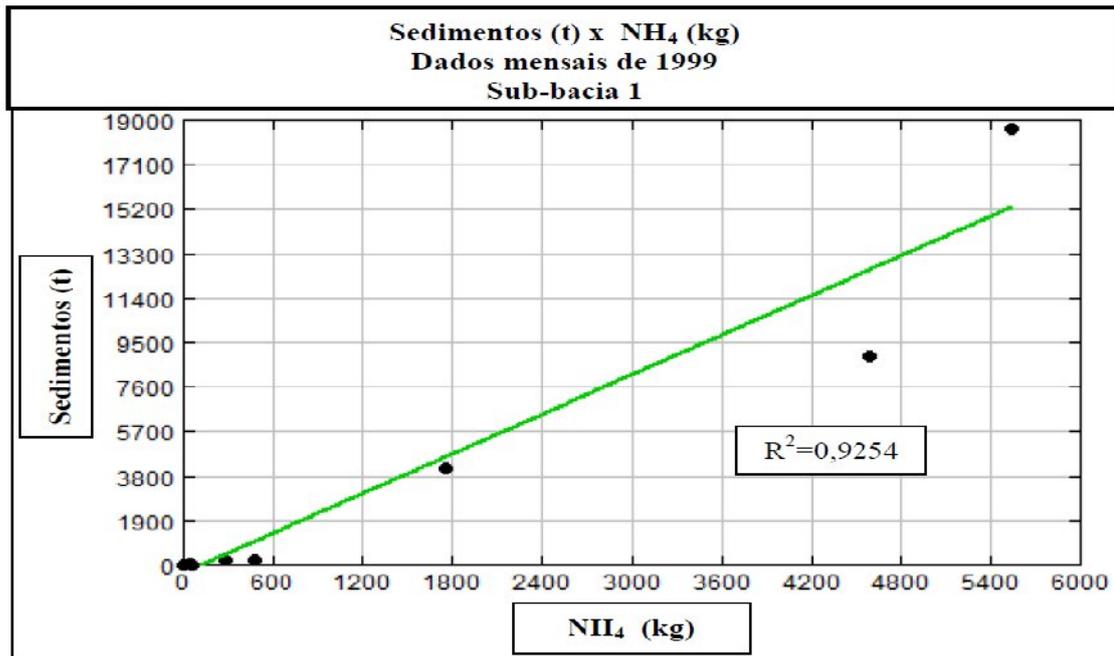
Ao observar a correlação entre massas de nitrato e de sedimentos, apesar de que na maioria das sub-bacias houve uma correlação linear positiva, não é possível afirmar um padrão de tendência para este nutriente, pois algumas bacias apresentaram um ajuste melhor com equações do 2º e 3º.

Segundo Groppo (2010), a dinâmica do nitrogênio em bacias hidrográficas é o resultado combinado entre a hidrologia e a biogeoquímica. Os processos hidrológicos determinam como e onde a água se move, enquanto as transformações biogeoquímicas controlam a forma e a quantidade de nitrogênio que é transportado para os ecossistemas aquáticos.

5.9 Relações entre as massas de sedimentos e amônio

A Figura 26 apresenta a correlação linear obtida para o amônio para a sub-bacia 1. As demais sub-bacias também apresentaram esse tipo de correlação e encontram-se no apêndice B. Para as sub-bacias 7, 8, 9, 13, 14, 15, 16 e 17 não havia dados de amônio para o ano de 1999, portanto não há gráficos para essas sub-bacias.

Figura 26 - Correlação entre as massas de sedimentos e amônio na sub-bacia 1.



Para as sub-bacias 7, 8, 9, 13, 14, 15, 16 e 17 não havia dados de amônio para o ano de 1999 para comparar com as outras sub-bacias. Nas demais sub-bacias os dados de massa de amônio apresentaram correlação linear positiva com a massa de sedimentos no escoamento superficial, fato que pode ser explicado devido ao amônio ficar adsorvido aos sedimentos. Groppo (2010) observou que num escoamento superficial predominam as formas de nitrogênio inorgânico (amônio, nitrito e nitrato).

5.10 Relações entre as massas de sedimentos e nitrito

A figura 27 apresenta a sub-bacia 1 que apresentou correlação linear positiva. As demais sub-bacias (2, 3, 4, 6, 11 e 12) que apresentaram este tipo de correlação estão no apêndice B. A figura 28 demonstra a sub-bacia 5 que apresentou como melhor ajuste de correlação uma curva de 2°. A sub-bacia 10 também apresentou correlação com curva de 2° e encontra-se no apêndice B.

Figura 27 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrito na sub-bacia 1.

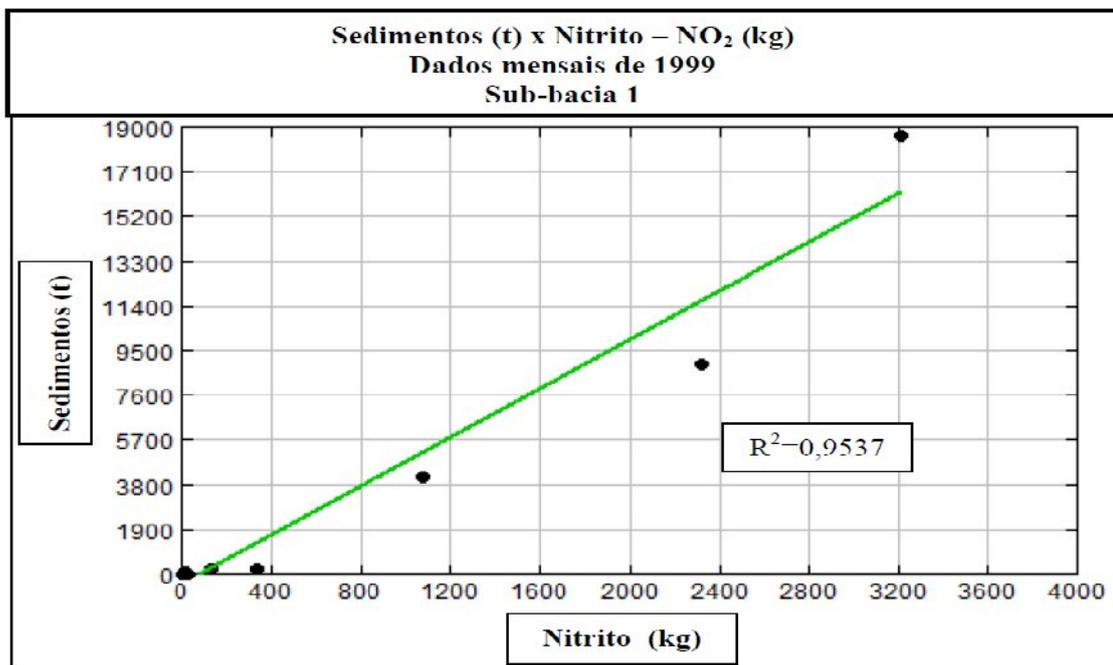
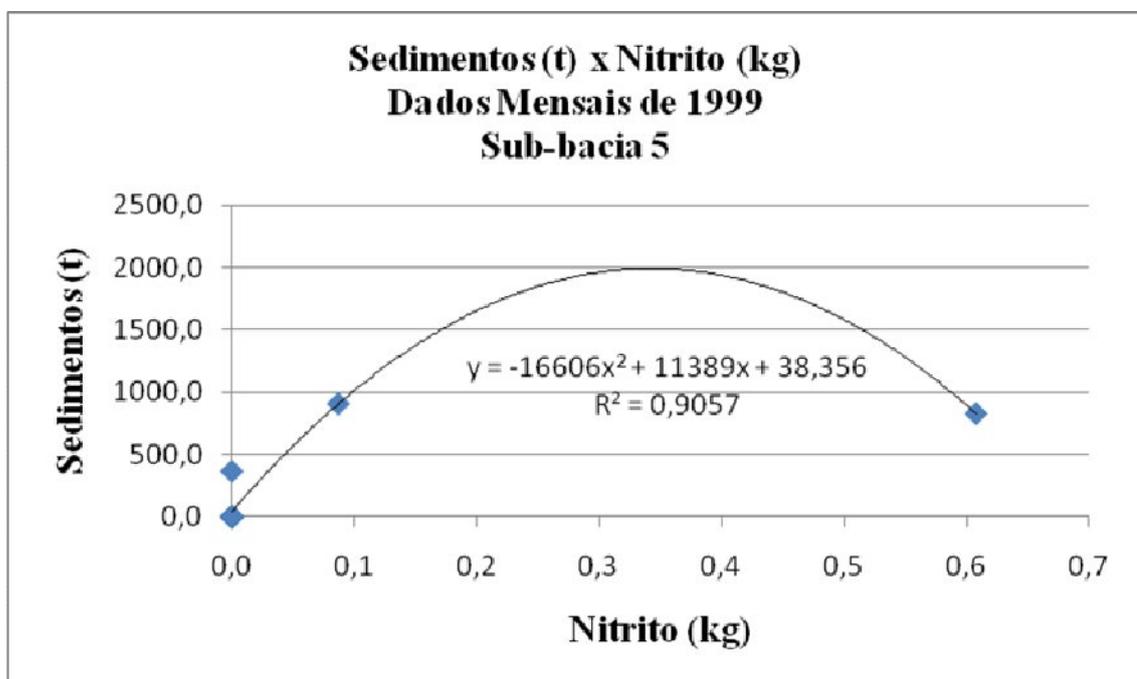


Figura 28 - Correlação entre as massas de sedimentos e nitrito na sub-bacia 5.

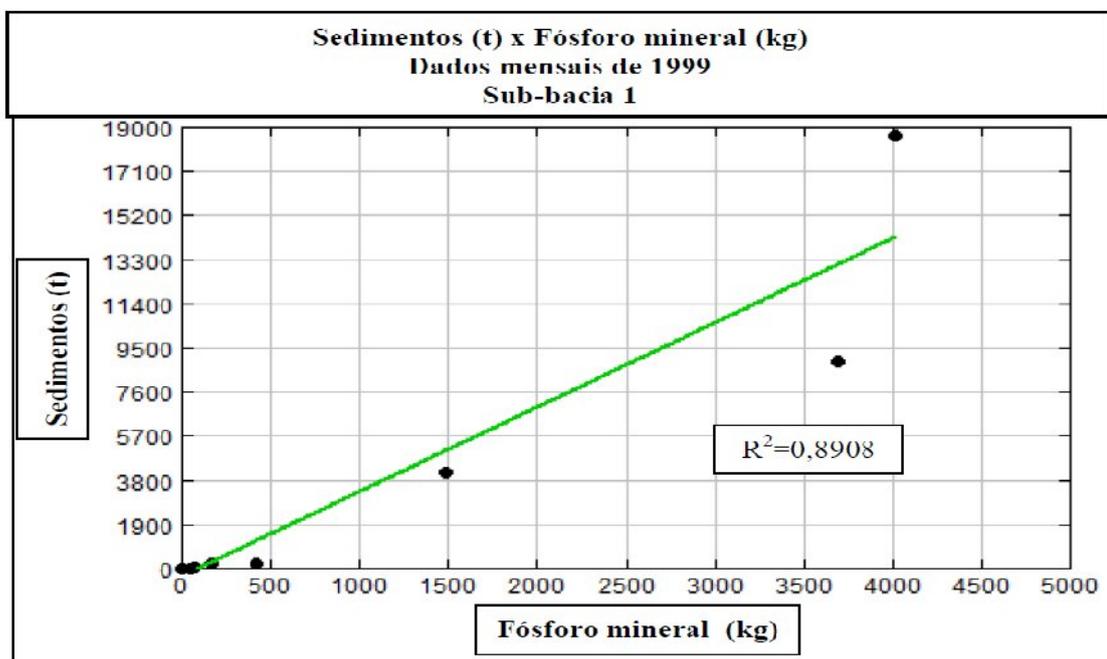


Para as sub-bacias 7, 8, 9, 13, 14, 15, 16 e 17 não há dados de nitrito para o ano de 1999. Para as demais sub-bacias, exceto a 5 e 10 os gráficos mostraram correlação linear positiva. Serão necessárias mais pesquisas para se ter uma conclusão a respeito desse nutriente.

5.11 Relações entre as massas de sedimentos e fósforo mineral

A figura 29 apresenta a correlação linear positiva encontrada na sub-bacia 1. As sub-bacias 2, 3, 4, 5, 6, 10, 11, 12, e 15 também apresentaram esse tipo de correlação e encontram-se no apêndice B. As demais sub-bacias apresentaram correlação com curva logarítmica ou de 2º e encontram-se no apêndice B.

Figura 29 - Correlação entre as massas de sedimentos e fósforo mineral na sub-bacia 1.



A maioria das sub-bacias apresentou correlação linear positiva entre massas de sedimentos e de fósforo mineral do escoamento superficial. As sub-bacias 8 e 16 apresentaram correlação linear positiva quando tiveram o ponto mais afastado da curva de ajuste removido. As sub-bacias 7, 9, 13, 14 e 17 obtiveram como melhor ajuste às coordenadas uma curva de 2º. Portanto, não foi possível identificar um padrão de comportamento entre fósforo mineral e sedimento, sendo necessárias mais pesquisas acerca do tema.

5.12 Relações entre as massas de sedimentos e de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

As figuras 30 e 31 apresentam a sub-bacia 1 e 2 respectivamente, que apresentaram correlação linear positiva. As demais sub-bacias também apresentaram este tipo de correlação e estão no apêndice B.

Figura 30 - Correlação entre as massas de sedimento e DBO na sub-bacia 1.

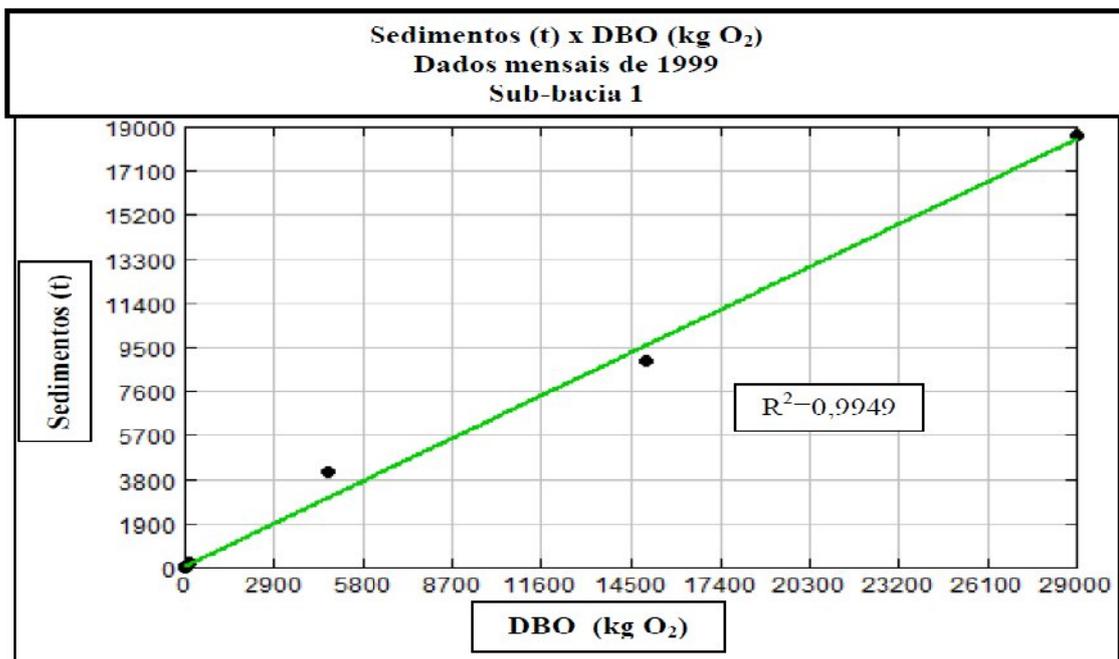
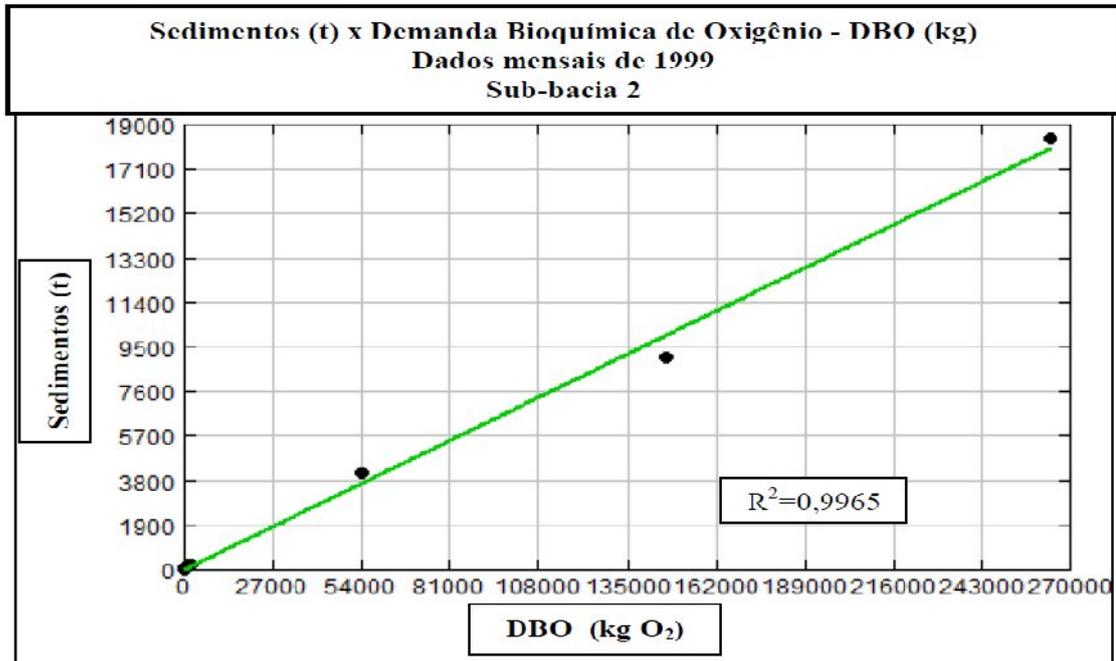


Figura 31 - Correlação entre as massas de sedimento e DBO na sub-bacia 2.



Observando-se os gráficos, é possível afirmar que existe uma correlação linear positiva entre as massas de sedimentos e a demanda bioquímica de oxigênio da água presente no escoamento superficial.

5.13 Relações entre a massa de sedimentos e a concentração de Oxigênio Dissolvido – OD

A figura 32 apresenta a correlação linear positiva encontrada na sub-bacia 3. A figura 33 apresenta a correlação obtida com curva de 3^o positiva para a sub-bacia 6. As demais sub-bacias apresentaram correlações linear, com curva de 2^o, 3^o e 4^o e estão no apêndice B.

Figura 32 - Correlação entre as massas de sedimento e OD na sub-bacia 3.

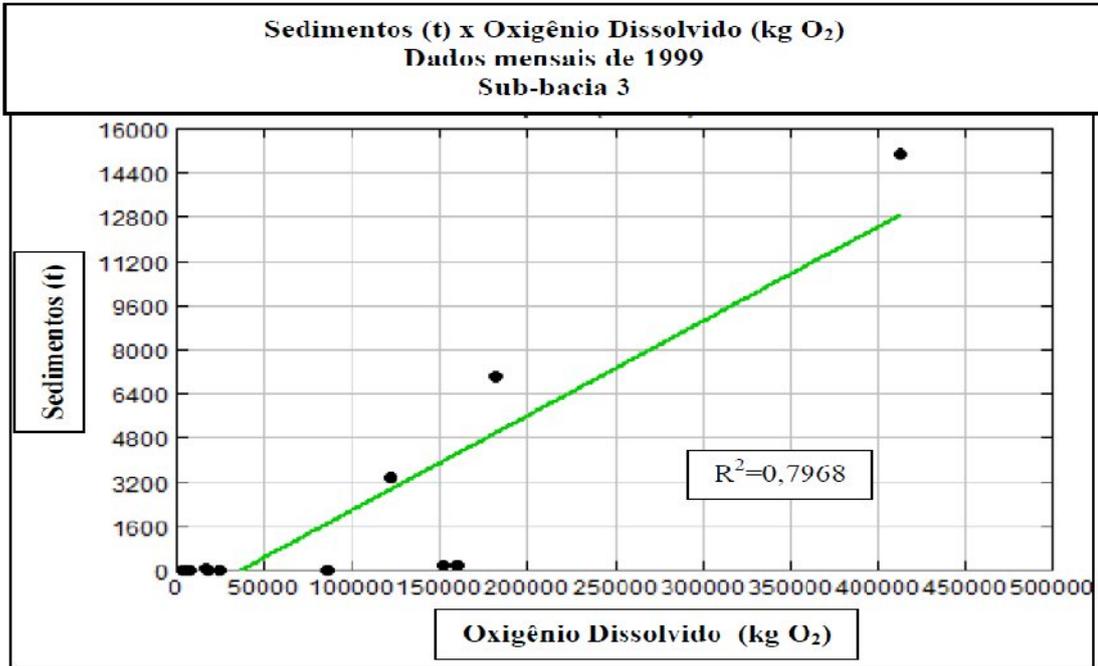
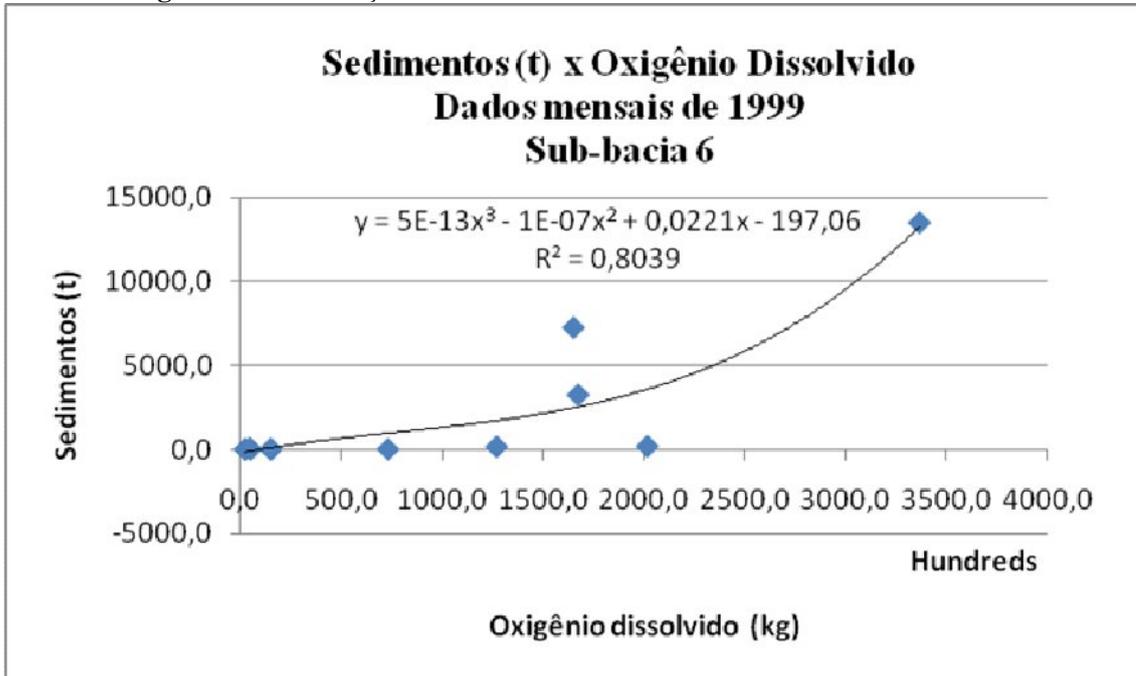


Figura 33 - Correlação entre as massas de sedimento e OD na sub-bacia 6.



Para os gráficos de oxigênio dissolvido não foi possível observar um padrão/tendência de comportamento, embora a maioria tenha se ajustado melhor a uma curva do 2º. Serão necessárias mais pesquisas para se obter uma conclusão a respeito desse parâmetro.

5.14 Discussão das correlações obtidas na Bacia Hidrográfica do Canchim

Em relação aos gráficos da concentração de sedimentos com as respectivas concentrações dos nutrientes, encontrou-se correlação linear positiva para nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo mineral. Em relação ao nitrato e fósforo solúvel não foi possível observar um comportamento único em todas sub-bacias, pois embora em algumas tenha apresentado correlação linear positiva, para outras o melhor ajuste foi para curvas de 2º, sendo, portanto, necessárias mais pesquisas para confirmar se existe ou não um comportamento padrão para essas substâncias.

Mesmo para os nutrientes que apresentaram um comportamento único, serão necessárias mais pesquisas para confirmá-los, uma vez que o escoamento superficial e consequentemente o arraste de nutrientes dependem de diversos fenômenos que interagem entre si. Segundo Santos *et al.* (2010), a concentração de determinado nutriente no escoamento superficial varia principalmente com sua concentração no solo, que é influenciado pelo tipo de solo, pelas adubações e pelo tipo de manejo empregado. Aliado ao manejo as condições físicas da subsuperfície do solo também influenciam no escoamento superficial.

Em relação aos gráficos da massa total de sedimentos com as respectivas massas de nutrientes e parâmetros ambientais, encontrou-se correlação linear positiva com o nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, amônio e demanda bioquímica de oxigênio. Em relação ao nitrato, nitrito, fósforo mineral e oxigênio dissolvido não foram possíveis observar um comportamento único em todas as sub-bacias, pois embora algumas sub-bacias tenham apresentado correlação linear positiva, em outras o melhor ajuste foi para curvas de 2º, 3º, 4º e logarítmicas, sendo, portanto necessárias mais pesquisas para confirmar se existe ou não um comportamento padrão para essas substâncias. Para o nitrogênio orgânico e fósforo orgânico houve correlação linear positiva tanto quando se considerou as concentrações de sedimentos e nutrientes quanto quando se considerou as quantidades totais de ambos. E para o nitrato não se observou padrão único de comportamento nem em relação às concentrações nem em relação às massas totais. Segundo Bertol *et al.*, (2004), a quantidade total do nutriente transportado pela erosão hídrica depende da sua concentração no material erodido e do volume total desse material perdido pela erosão.

5.15 Exemplo de aplicação prática das correlações obtidas

Adotando-se a sub-bacia 6 como modelo, calcularam-se quais seriam as concentrações de amônio e DBO em uma sub-bacia hipotética, a partir das equações de correlação encontradas na primeira. Os valores simulados e seu respectivo limite segundo a Resolução CONAMA 357/05 encontram-se na **Tabela 2**.

Tabela 2 - Valores simulados para uma sub-bacia hipotética.

| Mês | NH ₄ (mg/L) | VMP NH ₄ (mg/L) | DBO (mg/L) | VMP DBO (mg/L) |
|-----------|------------------------|-------------------------------|---------------|-------------------|
| Janeiro | 3,94 | 3,7 | 159,44 | 5 |
| Fevereiro | 1,58 | 3,7 | 59,90 | 5 |
| Março | 0,26 | 3,7 | 3,98 | 5 |
| Abril | 0,35 | 3,7 | 4,84 | 5 |
| Mai | 0,49 | 3,7 | 1,99 | 5 |
| Junho | 2,48 | 3,7 | 10,09 | 5 |
| Julho | 4,90 | 3,7 | 19,89 | 5 |
| Agosto | 5,57 | 3,7 | 22,61 | 5 |
| Setembro | 6,15 | 3,7 | 24,99 | 5 |
| Outubro | 2,13 | 3,7 | 18,07 | 5 |
| Novembro | 1,46 | 3,7 | 9,25 | 5 |
| Dezembro | 2,67 | 3,7 | 110,65 | 5 |

Onde: VMP – Valor máximo permitido pela CONAMA 357/05, para rios classe 2.

Considerando que a sub-bacia hipotética apresente um curso d'água classificado como classe 2 pela legislação acima referida, esse recursos hídrico poderá ser destinado para abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, para recreação de contato primário, para irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e jardins onde o público possa vir a ter contato primário, para aquicultura e atividades de pesca e deve proteger as comunidades aquáticas.

Nessa classe, as concentrações de amônia e DBO na água não devem ultrapassar 3,7 mg/L e 5mg/L respectivamente, e observou-se que se a sub-bacia hipotética possuir as mesmas características da sub-bacia modelo (6) e apresentar a mesma produção de sedimentos em escoamentos superficiais, ela excederá o limite permitido para amônia nos meses de janeiro, julho, agosto e setembro. Para o parâmetro DBO, a sub-bacia hipotética ultrapassará o limite em todos os meses, exceto em março, abril e maio.

Assim, a determinação de correlações entre sedimentos e parâmetros de qualidade da água permitirá inferir quais áreas e conseqüentemente as atividades nela desenvolvidas estão

contribuindo para os excedentes dos limites de parâmetros de qualidade da água, desrespeitando o enquadramento do recurso hídrico em questão e, portanto, prejudicando os usos que são desenvolvidos e propostos neste corpo d'água.

Além disso, essa correlação permite conclusões sobre os parâmetros de qualidade da água a partir de dados de sedimentos simulados ou mensurados, diminuindo o tempo e os custos operacionais de amostragem e análises dos parâmetros de qualidade da água nos monitoramentos dos recursos hídricos.

6 CONCLUSÕES

Em conformidade com a proposta deste trabalho, foram realizadas correlações entre transporte de sedimentos e nutrientes e parâmetros ambientais, na microbacia hidrográfica do Canchim, através dos softwares STATDISK 11.0.1 e do Excel com ajuste das equações de regressão e análise dos coeficientes de determinação.

Em relação aos gráficos da concentração de sedimentos com as respectivas concentrações dos nutrientes, encontrou-se correlação linear positiva para nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo mineral. Em relação ao nitrato e fósforo solúvel não foi possível observar um comportamento único em todas sub-bacias.

Em relação aos gráficos da massa total de sedimentos com as respectivas massas de nutrientes e parâmetros ambientais, encontrou-se correlação linear positiva com o nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, amônio e demanda bioquímica de oxigênio. Em relação ao nitrato, nitrito, fósforo mineral e oxigênio dissolvido não foram possíveis observar um comportamento único em todas as sub-bacias, pois embora em algumas tenha apresentado correlação linear positiva, para outras o melhor ajuste foi para curvas de 2º, 3º, 4º e logarítmicas, sendo portanto necessário mais pesquisas para confirmar se existe ou não um comportamento padrão para essas substâncias. Para o nitrogênio orgânico e fósforo orgânico houve correlação linear positiva tanto quando se considerou as concentrações de sedimentos e nutrientes quanto quando se considerou as quantidades totais de ambos. E para o nitrato não se observou padrão único de comportamento nem em relação às concentrações nem em relação às massas totais.

Embora a verificação de um comportamento único entre transporte de sedimentos e parâmetros de qualidade da água seja essencial para o controle de fontes de poluição e previsão das consequências da perda de solo na qualidade da água dos corpos receptores, era esperado que nem todos os parâmetros apresentassem um comportamento único, uma vez que a concentração de nutrientes no escoamento superficial depende de diversos fatores, como a sua concentração no solo, tipo de solo, usos e manejos empregados. Sugere-se que sejam realizados mais pesquisas nessa área, em outras regiões do Brasil, para verificar e ratificar as correlações encontradas nesse trabalho.

A fim de demonstrar uma aplicação prática da importância das correlações obtidas entre transporte de sedimentos e nutrientes em uma bacia hidrográfica, utilizou-se as equações de regressão obtidas entre sedimentos e amônia e demanda bioquímica de oxigênio – DBO na

microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim para determinar quais seriam os valores desses parâmetros em uma bacia hipotética, considerando-se que a bacia hipotética apresente características semelhante de tipo e uso do solo. Os valores simulados foram comparados com seu respectivo limite segundo a Resolução CONAMA 357/05 e observou-se que excedeu o limite permitido para amônia em quatro meses do ano, em até 66,2%. Para o parâmetro DBO, a sub-bacia hipotética ultrapassou o limite em todos os meses, exceto em março, abril e maio. Esse exemplo, apesar de simplista, demonstra a importância de se conhecer as interações entre diversos parâmetros, permitindo diminuir o tempo e os custos operacionais de amostragem e análises dos parâmetros de qualidade da água nos monitoramentos dos recursos hídricos.

Esta pesquisa foi importante uma vez que são escassas as investigações desse tipo no Brasil, e trouxe conclusões úteis para futuras pesquisas e para a gestão integrada dos recursos ambientais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, J. R. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n.1, p. 136-141, 2002.

BAGINSKA, B., MILNE-HOME, W., CORNISH, P. S. Modelling nutrient transport in Currency Creek, NSW with AnnAGNPS and PEST. **Environmental Modeling and Software**, v. 18, p.801-808, 2003.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 485-494, 2004.

BERTOL, I. Perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo de solo sob rotação de culturas. **Universidade e Desenvolvimento**, v. 2, p. 174-184, 1994.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em: 06 jun. 2010.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v.8, n.3, p.559-568, 1998.

CARVALHO, N. de O.; FILIZOLA Jr, N.P.; SANTOS, P. M . C.; LIMA, J. E. F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 2000. 154p.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2008. 599p.

COLLINS, R.; JENKINS, A. The impact of agricultural land use on stream chemistry in the middle hills of the Himalayas, Nepal. **Journal of Hydrology**, v. 185, p. 71-86, 1996.

COSTA, L. M. MATOS, A. T. Impactos da erosão do solo em recursos hídricos. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (eds.). **Programa de suporte técnico à gestão de recursos hídricos. Recursos hídricos e Desenvolvimento sustentável da agricultura**. Brasília. p. 173-189, 1997.

DILS, M. R.; HEATHWAITE, A. L. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. In: ANDERSON, M. G.; BROOKS, S. M. (Ed) **Advances in Hillslope Processes**. New York: John Wiley and Sons, v.1, p.229-251, 1996.

DI LUZIO, M.; SRINIVAZAN, R.; ARNOLD, J.G.; NEITSCH, S.L. **ArcView interface for SWAT 2000**. User's guide. 2002. 345p.

DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do Rio Degebe. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 6., Cabo Verde. **Anais...**Cabo Verde: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, 2003. p.135-146. CD-ROM.

GONÇALVES, C. S., DANILO, dos S. R., PELLEGRINI, J. B. R., KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 391-399, 2005.

GROPPO, J. D. Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia. 2010. 81 p. **Tese (Doutorado em Ciências)**. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

GUADAGNIN, J.C. Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico aluminico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. Lages. 2003. 142p. **Dissertação (Mestrado)**. Universidade do Estado de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.

GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 29, p. 277-286, 2005.

HERNANI, L.C.; KURIHARA, C.H. & SILVA, W.M. Sistemas de manejo do solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 23, p. 145-154, 1999.

KOTHYARI, B. P., VERMA, P. K., JOSHI, B. K., KOTHYARI, U. C. Rainfall-runoff soil and nutrient loss relationships for plot size areas of bhetagad watershed in Central Himalaya, India. **Journal of Hydrology**, v. 293, p. 137-150, 2004. Disponível em:<sciencedirect.com>. Acesso em: 10 maio 2010.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 238 p. **Tese (Doutorado em Ciências)**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANDGALE, G. W.; LEONARD, R. A.; THOMAS, A. W. Conservation practices effects on phosphorus losses from Southern Piedmont watershed. **Journal Soil Water Conservation**, v.40, p. 157-160, 1985.

LEON, L.F., LAM, D. C., McCRIMMON, C., SWAYNE, D. A. Watershed management modeling in Malawi: application and technology transfer. **Environmental Modelling and Software**, v. 18, n.6, p. 531-539, 2003.

LI, L., DU, S., WU, L., LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, v. 78, p. 93-99, 2009. Disponível em:<sciencedirect.com>. Acesso em: 10 maio 2010.

LIMA, E.B.N.R. Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184 p. **Tese (Doutorado em Recursos Hídricos)**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

MACHADO, R. E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 2002. 166 p. **Tese (Doutorado em Agronomia)**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2002.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n.4, 2003.

MACLEOD C.; HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter**, n.51, p. 1-10, 2003.

MANSOR, M. T. C., FILHO, J. T., ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 715-723, 2006.

MARGALEF, R. The place of epicontinental waters in global ecology. In: MARGALEF, R. Limnology now: a paradigm of planetary problems. **Elsevier Science**, p.1-8, 1994.

NEVES, F. F. Análise prospectiva das áreas de risco à erosão na microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado – SP), potencialmente poluidoras por dejetos de granjas. 2005. 200 p. **Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental)**. Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos, 2005.

NEVES, F. F.; SILVA, F. das G. B.; CRESTANA, S. Uso do modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio (N) e fósforo (P) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11. n. 4, p. 311-317. 2006.

OLIVEIRA, M.Q.C. Impactos de mudanças no uso do solo nas características Hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Joanes e sua repercussão na zona costeira. 1999. 90 p. **Dissertação (Mestrado em Geologia)**. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1999.

PAIVA, J. B. D. de; PAIVA, E. M. C. D. de, (org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 625 p.

PEKAROVA, P., KONICEK, A., MIKLANEK, P. Testing of AGNPS model application in Slovak microbasins. **Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere**, v. 24, n. 4, p. 303-305, 1999.

PELLEGRINI, J. B. R. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino – Agudo- RS. 2005. 98 p. **Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PERRONE, J., MADRAMOOTOO, C. A. Use of AGNPS for watershed modeling in Quebec. **Transactions of the Asac**, v. 40, n.5, p. 1349-1354, 1997.

PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI, A. J.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. **Principais modelos matemáticos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 1997. 83p.

PETERS, N.E; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities. **Water International**, v.25, n.2, p. 214-21, 2000.

POLYAKOV, V., FARES, A., KUBO, D., JACOBI, J., SMITH, C. Evaluation of a non-point source pollution model, AnnAGNPS, in a tropical watershed. **Environmental Modelling & Software**, v.22, p. 1617-1627, 2007.

RAI, S. C.; SHARMA, E. Comparative assesment of runoff patterns within a Himalayan watershed. **Hydrological Processes Journal**, v. 12, p. 2235-2248, 1998.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2004. 478 p.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 115-123, 2010.

SILVA, F. G. B. ; CRESTANA, S. Determinações iniciais de correlações entre transporte de sedimentos e parâmetros de qualidade de água em bacias hidrográficas. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2006. CD-ROM.

SILVA, F.G.B.; CRESTANA, S. Reunião de modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental. In: Espíndola, E.L.G.; SCHALCH, V. (orgs.), **Bacia hidrográfica: diversas abordagens em pesquisa**. São Carlos: RIMA, 2004.

SILVA, F. G. B. **Erosão do solo e qualidade da água**. O conceito de tolerância de perda de solo com uma nova abordagem voltada ao planejamento ambiental. Relatório Científico bianual relativo ao programa PRODOC-CAPES/PPG-SEA – EESC/USP, 2004.

SILVA, F.G.B. **Erosão do solo e qualidade da água**. O conceito de tolerância de perda de solo com uma nova abordagem voltada ao planejamento ambiental. Relatório Final relativo ao programa PRODOC-CAPES/PPG-SEA-EESC/USP, 2005.

SILVA, F.G.B. MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVERSI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na fazenda Canchim – SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 135-142, 2010.

SILVA, F. G. B.; NEVES, F.F.; CRESTANA, S.. Avaliação da Perda de Solo em Sub-Bacias Hidrográficas da Região de Descalvado a Partir do Modelo AVSWATT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., **Anais...**, 2005.

SILVA, F. G. B. ; NEVES, F. F. ; CRESTANA, S. Simulação de parâmetros de qualidade da água em bacias hidrográficas com o uso do AVSWAT. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2006a. CD-ROM.

SILVA, F. G. B. ; PIOLTINE, V ; MINOTI, R. T. ; CRESTANA, S. ; DUPAS, F. . Estimativa preliminar de perda de solo com o uso do modelo AVSWAT para bacias da região de Luis Antônio- S.P. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 7., **Anais...** Porto Alegre, 2006b.

SOUTO, A. R.; CRESTANA, S. Gestão e controle ambiental: Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p. 429-435, 2000.

SPAROVEK, G., MARIA, I. C. de. Multiperspective analysis of erosion tolerance. **Scientia Agrícola**, v. 60, n. 2, p. 409-416, abr-jun 2003.

SPAROVEK, G., WEILL, M. M., RANIERI, S. B. L., SCHNUG, E., SILVA, E. F. The life-time concept as a tool for erosion tolerance definition. **Scientia Agrícola**, v. 54, número especial, p. 130-135, 1997.

STAMEY, W. L., SMITH, R. M. A conservation definition of erosion tolerance. **Soil Science**, v. 97, p. 183-186, 1964.

TIBÚRCIO, L. H.; SILVA, F. das G. B.; REIS, J. A. T.; COSTA, H. dos S. Avaliação inicial de parâmetros de qualidade da água baseado em modelo hidrossedimentológico. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 7., **Anais...** 2006.

XAVIER, F. V. Contribuições metodológicas ao estudo da produção e distribuição espacial de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Manso utilizando o modelo AVSWAT. 2009. 166 p. **Dissertação (Mestrado em Física Ambiental)**. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2009.

WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, v. 61, p. 25-36, 2001.

YUAN, Y. P., BINGNER, R. L. REBICH, R. A.. Evaluation of AnnaGNPS on Mississippi Delta MSEA watersheds. **Transactions of the ASAE**, v. 44, n. 5, p. 1183-1190, 2001.