

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEM DADOS DE
VAZÃO UTILIZANDO O MODELO SWAT**

Dissertação de Mestrado

Francisco Miquéias Sousa Nunes

Campina Grande-PB

Fevereiro 2018

Francisco Miquéias Sousa Nunes

**AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEM DADOS DE
VAZÃO UTILIZANDO O MODELO SWAT**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, na área de Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Mestre.

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL**

ORIENTADOR: Prof. PhD. Vajapeyam S. Srinivasan

COORIENTADOR: Prof. Dr. Ricardo de Aragão

Campina Grande-PB

Fevereiro de 2018

Francisco Miquéias Sousa Nunes

AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEM DADOS DE
VAZÃO UTILIZANDO O MODELO SWAT

APROVADA EM _____

PELA SEGUINTE COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. PhD. VAJAPÉYAM SRIRANGACHAR SRINIVASAN - UFCG
ORIENTADOR

Prof. Dr. RICARDO DE ARAGÃO - UFCG
COORIENTADOR

Prof. Dr. LAÉRCIO LEAL DOS SANTOS - UEPB
EXAMINADOR EXTERNO

Prof. Dr. HUGO MORAIS DE ALCÂNTARA - UFCG
EXAMINADOR EXTERNO

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2018

DEDICATÓRIA

A minha família, por todo amor e carinho nas horas difíceis,
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida, saúde e coragem para lutar em busca dos meus objetivos e não ter me deixado fraquejar nas horas difíceis, levantando sempre a cabeça e acreditando que tudo na vida é possível, basta ter fé e força de vontade.

À minha família em especial, para as duas pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe e meu avô (In Memoriam), que sempre foram meu porto seguro e me ensinaram a lutar pelos meus ideais com foco e determinação. Aos meus tios, tias, primos e primas agradeço as orações e confiança depositadas.

Ao meu orientador, o professor Vajapeyam S. Srinivasan agradeço a oportunidade, confiança e por todas as conversas que muito contribuíram no meu crescimento profissional. Ao meu coorientador, o professor Ricardo de Aragão, pela orientação, paciência, dedicação e disposição, e por mostrar que com determinação tudo é possível.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da área de Engenharia de Recursos Hídricos pelo apoio e pelos conhecimentos transmitidos da melhor forma possível.

Aos meus colegas de mestrado Matheus Duarte, Whelton Brito, Alberto Cezar, Tereza Helena, Priscila Ramalho, Naiara Ângelo, Luiza Eduarda, Luan Florêncio, Yáscara Maia e Wanessa Dunga, a estas um agradecimento especial, muito mais que amigas, irmãs de coração, obrigada por sua preciosa amizade. Sinto-me privilegiado em ter amigos como vocês.

A todos que fazem o Laboratório de Hidráulica I agradeço o companheirismo e os inúmeros momentos de descontração durante o cafezinho. A John Cunha e Bárbara Tsuyuguchi agradeço toda a ajuda e disponibilidade, principalmente nas dúvidas relativas ao geoprocessamento.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo auxílio financeiro concedido.

Muito Obrigado!

O crescimento populacional desordenado juntamente com a intensificação das atividades humanas estão acelerando as modificações dos ecossistemas naturais acarretando vários problemas ambientais, em particular, aos recursos hídricos. A necessidade da humanidade por esse recurso vem crescendo de forma rápida e incompatível com a capacidade de recuperação da natureza, causando a escassez e prejuízo na sua qualidade. Além disso, as diversas finalidades para as quais esses recursos são utilizados têm gerado um grande número de conflitos do uso e também degradação qualitativa e quantitativa dos corpos hídricos. No semiárido brasileiro, a situação de escassez hídrica compromete o desenvolvimento econômico e social da região. Assim, torna-se necessário desenvolver ferramentas adequadas para apoiar a tomada de decisão quanto ao uso dos recursos hídricos. Alterações no uso e na ocupação do solo afetam o comportamento do escoamento superficial, e a análise das tendências na vazão dos cursos d'água é importante para o planejamento do uso dos recursos hídricos e do solo. As variações no regime pluviométrico devido às mudanças climáticas também afetam a disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas. Este trabalho tem por objetivo modelar os processos de geração de escoamento superficial, erosão do solo e a recarga potencial subterrânea na bacia do Rio Sucuru a jusante da barragem de Sumé-PB utilizando o modelo SWAT. Foram utilizados dados de precipitação, temperatura, do período de 1994 a 2015, além de mapas de tipos de solo, uso e ocupação do solo com as mudanças observadas no período. Os parâmetros CANMAX, GWQMN, GW_REVAP, ESCO, EPCO e CN foram identificados como os mais influentes sobre o processo de geração de escoamento superficial. O valor do parâmetro GWQMN foi fixado em 2000 mm, pois nenhuma sondagem realizada na bacia indica uma profundidade do solo maior que 2,0 m. Os parâmetros CANMX, ESCO, EPCO e CN se mostraram muito influentes, pois qualquer pequena alteração para mais ou para menos, provocava uma superestimação e/ou subestimação da lâmina escoada, necessitando assim de muitas tentativas antes de obter seus valores finais. Os resultados demonstram a eficiência do modelo SWAT em quantificar e avaliar comparativamente os processos hidrossedimentológicos na região do cariri paraibano. A contribuição deste trabalho se dá pela formulação de uma metodologia para a realização de estudos hidrossedimentológicos em regiões onde não existem dados de escoamento superficial ou de produção de sedimento pela erosão.

PALAVRAS-CHAVES: Escoamento Superficial; Erosão do Solo; Modelagem

Disorganized population growth coupled with the intensification of human activities is accelerating changes in natural ecosystems, leading to a number of environmental problems, in particular water resources. The need of mankind for this resource has been growing rapidly and incompatible with nature's capacity for recovery, causing scarcity and damage in its quality. In addition, the various purposes for which these resources are used have generated a large number of use conflicts and also qualitative and quantitative degradation of water bodies. In the Brazilian semi-arid, the situation of water scarcity compromises the economic and social development of the region. Thus, it is necessary to develop adequate tools to support the decision making regarding the use of water resources. Changes in soil use and occupation affect the behavior of surface runoff, and the analysis of trends in water flow is important for planning the use of water resources and soil. Variations in pluviometric regime due to climate change also affect water availability in river basins. This work aims to model the processes of generation of runoff, soil erosion and potential underground recharge in the Sucuru River basin downstream of the Sumé-PB dam using the SWAT model. Precipitation and temperature data were used from 1994 to 2015, as well as maps of soil types, land use and occupation with changes observed in the period. The parameters CANMAX, GWQMN, GW_REVAP, ESCO, EPCO and CN were identified as the most influential on the process of generation of surface runoff. The value of the GWQMN parameter was set at 2000 mm, since no survey conducted in the basin indicates a soil depth greater than 2.0 m. The parameters CANMX, ESCO, EPCO and CN were very influential, because any small changes for more or less, caused an overestimation and / or underestimation of the drained sheet, thus requiring many attempts before obtaining their final values. The results demonstrate the efficiency of the SWAT model in quantifying and comparing the hydrosedimentological processes in the Paraíba region. The contribution of this work is given by the formulation of a methodology for the realization of hydrosedimentological studies in regions where there is no data of surface runoff or sediment production.

KEYWORDS: Surface Runoff; Soil Erosion; Modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo Hidrológico	21
Figura 2 - Problemas gerados pelos processos erosivos.....	24
Figura 3 - Classificação dos aquíferos, com respectivos níveis de pressão	26
Figura 4 - Esquemática de um aquífero aluvial	27
Figura 5 - Classificação dos modelos hidrológicos	33
Figura 6 - Tipos de Integração de Modelos Hidrológicos com Sistemas de Informações Geográficas.....	36
Figura 7 - Esquema do processamento do modelo SWAT.....	39
Figura 8 - Variação de ESCO para a máxima demanda evaporativa e profundidade do solo em milímetros.....	46
Figura 9 - Localização da bacia do Rio Sucuru no estado da Paraíba.....	67
Figura 10 - Manchas de solos encontradas na área da bacia	69
Figura 11 - Mapa de relevo da Bacia.....	72
Figura 12 - Mapa da distribuição das declividades na bacia.	72
Figura 13 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 1990.....	73
Figura 14 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 2002.....	73
Figura 15 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 2013.....	74
Figura 16 - Discretização da Bacia do rio Sucuru, a jusante do açude de Sumé.....	81
Figura 17 - Relação entre a variação do CANMX e o escoamento superficial médio anual ...	84
Figura 18 - Relação entre a variação do CANMX e a produção média anual de sedimento ...	84
Figura 19 - Relação entre a variação do CANMX e a recarga potencial do aquífero	85
Figura 20 - Variação de escoamento superficial com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)	86
Figura 21- Variação da produção de sedimento com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)	87
Figura 22 - Variação da recarga potencial com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)	88
Figura 23 - Variação do escoamento médio anual com o parâmetro ESCO	89
Figura 24 - Variação da produção médio anual de sedimento e o parâmetro ESCO	90
Figura 25 - Variação da recarga potencial média anual e o parâmetro ESCO	90
Figura 26 - Variação do escoamento superficial médio anual com a variação (%) CN2	91
Figura 27 - Variação da produção anual média de sedimentos com a variação (%) CN2	92
Figura 28 - Variação da recarga potencial média anual com a variação (%) CN2.....	92
Figura 29 - Variação da produção média anual de escoamento com a variação do parâmetro EPCO.....	93
Figura 30 - Variação da produção média anual de sedimento com a variação do parâmetro EPCO.....	94
Figura 31 - Variação da recarga potencial com a variação do parâmetro EPCO.....	95
Figura 32 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 1990, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros	98

Figura 33 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 2002, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros	98
Figura 34 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 2013, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros	99
Figura 35 - Variação do escoamento para o período simulado com o mapa de 1990 e com os mapas sequenciais para toda a série analisada.....	101
Figura 36 - Comportamento da lâmina escoada frente aos três mapas de uso e ocupação do solo	102
Figura 37 - Produção de sedimento média anual para diferentes mapas de uso do solo.....	102
Figura 38 - Relação recarga potencial do aquífero com os três mapas de uso e ocupação do solo	104
Figura 39 - Precipitação/Escoamento médio anual ao longo do período de análise	106
Figura 40 - Distribuição espacial do escoamento superficial na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 1990	107
Figura 41 - Distribuição espacial da produção de sedimento utilizando mapa de uso e ocupação do solo de 1990.....	108
Figura 42 - Distribuição média da recarga potencial na bacia utilizando mapa de uso e ocupação do solo de 1990.....	108
Figura 43 - Relação da porcentagem da variação no escoamento frente à porcentagem da variação na precipitação (mapa de uso de 2013).....	113
Figura 44 - Relação entre a porcentagem da variação da precipitação registrada, e a variação da produção de sedimento (mapa de uso do solo de 2013)	114
Figura 45 - Relação da porcentagem da variação na recarga do aquífero frente à porcentagem da variação da precipitação (mapa de uso de 2013).....	115
Figura 46 - Variação da lâmina escoada média anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração	116
Figura 47 - Variação da produção de sedimento médio anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração	117
Figura 48 - Variação da recarga potencial média anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração	117
Figura 49 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,1 mm.....	118
Figura 50 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,1 mm.....	119
Figura 51 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,3 mm.....	119
Figura 52 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,3 mm.....	120
Figura 53 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,5 mm.....	120
Figura 54 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,5 mm.....	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de solos distintos para cada camada	70
Tabela 2 - Porcentagem de uso e ocupação de solo da área de estudo	74
Tabela 3 - Parâmetros ajustados	82
Tabela 4 - Escala de variação dos parâmetro mais influentes dentro do modelo	83
Tabela 5 - Conjunto de valores máximos e mínimos de variação dos parâmetros.....	95
Tabela 6 - Conjunto de parâmetros para faixa máximo e mínimo rendimento	96
Tabela 7 - Rendimento máximo e mínimo para os diferentes usos do solo (%)	97
Tabela 8 - escoamento como porcentagem da precipitação média anual da bacia para os diferentes mapas de uso do solo	100
Tabela 9 - Valores de escoamento e sedimento simulados para os diferentes mapas de uso do solo.	105
Tabela 10 - Médias mensais da precipitação e escoamento superficial com a mudança sequencial do uso do solo	109
Tabela 11 - Valores da recarga potencial para os diferentes mapas de uso do solo, em uma média anual.....	110
Tabela 12 - Valores da produção de sedimento para os diferentes mapas de uso do solo, considerando chuvas médias mensal	111
Tabela 13 - Produção de escoamento superficial, erosão do solo e recarga potencial para anos individuais, mapa de uso 1990	112
Tabela 14 - Produção de escoamento superficial, erosão do solo e recarga potencial para anos individuais, mapa de uso de 2013.....	112
Tabela 15 - Relação do aumento da evapotranspiração com a recarga potencial	121

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Critérios de classificação para integração entre modelos e SIG	37
Quadro 2 - Classificação para os solos existentes na bacia	69
Quadro 3 - Faixa de variação dos parâmetros	77

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	14
1.1 OBJETIVOS	18
1.1.1 - Geral.....	18
1.1.2 - Específicos	18
CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
2.1 AS REGIÕES SEMIÁRIDAS.....	19
2.2 CICLO HIDROLÓGICO	20
2.3 EROÇÃO E SEDIMENTOS.....	22
2.4 ÁGUA SUBTERRÂNEA E RECARGA POTENCIAL DE AQUÍFEROS.....	24
2.5 MUDANÇAS CLIMATICAS.....	28
2.6 MONITORAMENTO.....	30
2.7 MODELOS HIDROLÓGICOS	31
2.7.1 Modelos hidrossedimentológicos	34
2.8 INTEGRAÇÃO ENTRE SIG E MODELOS HIDROLÓGICOS	35
CAPÍTULO 3 - MODELO SWAT	38
3.1 DESCRIÇÃO GERAL DO MODELO	38
3.2 DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO	40
3.3 APLICAÇÕES DO MODELO SWAT.....	59
3.4 QSWAT	65
CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS	66
4.1 ÁREA DE ESTUDO	66
4.2 VEGETAÇÃO	68
4.3 GEOLOGIA E RELEVO	68
4.4 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	72
4.5 OBTENÇÃO DE DADOS PARA MODELAGEM.....	75
4.5.1 A inicialização do modelo.....	75
4.5.2 Parametrização	76

4.6 A SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS.....	78
4.6.1 Simulação com uso e ocupação do solo	78
4.6.2 Simulação da variação climática	79
4.7 FIXAÇÃO DE VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS PARA A BACIA.	80
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	81
5.1 DELIMITAÇÃO E DISCRETIZAÇÃO DA BACIA.....	81
5.2 PARAMETRIZAÇÃO	81
5.3 INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	99
5.3.1 Escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial do aquífero	99
5.3.2 Variação espacial da produção do escoamento, sedimento e da recarga potencial na bacia	106
5.4 MUDANÇA CLIMÁTICA	113
5.4.1 Variabilidade da precipitação.....	113
5.4.2 Variabilidade da evapotranspiração	116
5.4.3 Variabilidade da evapotranspiração associado a variabilidade da precipitação	118
CONCLUSÕES	122
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124
APÊNDICES.....	137
Apêndice A.....	137
Apêndice B	146
Apêndice C.....	154
Apêndice D.....	160
Apêndice E.....	174

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado juntamente com a intensificação das atividades humanas estão acelerando as modificações dos ecossistemas naturais acarretando vários problemas ambientais, em particular, aos recursos hídricos que são essenciais para a sobrevivência na Terra.

De acordo com Reis (2014), a necessidade da humanidade por esse recurso vem crescendo de forma rápida e incompatível com a capacidade de recuperação da natureza, causando a escassez e o prejuízo na sua qualidade. Além disso, as diversas finalidades para as quais esses recursos são utilizados têm gerado um grande número de conflitos do uso e também degradação qualitativa e quantitativa dos corpos de água.

No Brasil, dentre as regiões onde estes conflitos acontecem com frequência está a região Nordeste, principalmente a sua porção semiárida onde a precipitação anual é baixa e irregular no espaço e no tempo, porém as chuvas quando ocorrem são intensas. A vegetação, em boa parte da região, é rasteira e do tipo caatinga, com uma forte incidência de macambira, marmeleiro, umburana, catingueiro, xique-xique, facheiro e jurema. Com predominância de xirofilas arbórea arbustiva aberta, vegetação que se adapta à falta de água, substituindo as folhas por espinhos, perdendo a folhagem ou cobrindo-a com uma cera que pode impermeabilizar a folha, evitando a evaporação, também possuem raízes profundas ou então uma multirradicação que permite otimizar o aproveitamento da água que infiltra no subsolo não protegendo o solo devidamente contra o impacto das gotas de chuva, o que contribui para os processos erosivos, causando grandes preocupações. Apesar da vegetação ser esparsa, ela é frequentemente desmatada, deixando os solos descobertos, o que resulta no arraste das partículas e conseqüentemente na remoção da camada de nutrientes do solo.

Os solos na porção semiárida da região Nordeste são rasos, com uma fina camada de nutrientes, vindo logo em seguida à camada rochosa. Como fator agravante para este quadro, a região também é carente em água subterrânea, em virtude da camada rochosa que compõe basicamente os subsolos da região, fazendo com que estes subsolos não tenham condições de armazenar água subterrânea em grande quantidade.

Neste sentido, de acordo com Aragão et al., (2002), para um melhor entendimento dos processos hidrossedimentológicos nesta região, e as conseqüências das modificações causadas nos mesmos para o meio ambiente, existem duas alternativas bastante utilizadas: a análise das respostas hidrológicas em bacias representativas e experimentais; e o uso de modelos que

representem os processos físicos com base em dados observados, para simular as consequências devido às mudanças no clima e no uso do solo.

Em virtude da prática de atividades antrópicas como a retirada da vegetação nativa e o uso não planejado do solo para agricultura e pecuária, as bacias hidrográficas nordestinas, em especial aquelas localizadas na porção semiárida, têm sido degradadas ao longo das décadas (ARAGÃO et al., 2002).

Dentre os estudos desenvolvidos sobre regiões semiáridas estão aqueles realizados na Bacia Representativa e Experimental de Sumé, Bacia escola de São João do Cariri, todos no semiárido paraibano desenvolvidos pelo grupo de recursos hídricos da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG em conjunto com a equipe da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) desde o final da década de 1970 (SRINIVASAN e GALVÃO, 2003). A finalidade é coletar informações que sirvam de base para o melhor entendimento dos processos hidrossedimentológicos nesta região e como consequência o melhor aproveitamento dos escassos recursos hídricos. Neste fim, é de grande importância estimar a lâmina escoada e a produção de sedimentos nas bacias hidrográficas pelas chuvas naturais, para um eficiente planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, como também do uso do solo da bacia.

Ao longo das últimas décadas as questões ambientais vêm ganhando destaque principalmente em biomas como a caatinga, e despertando a busca dos pesquisadores por novas ferramentas que possam auxiliar na simulação das mudanças no uso do solo e seus impactos nos recursos hídricos, bem como devido às mudanças climáticas. Para tanto, uma das possíveis soluções para mitigar os efeitos de situações extremas de escassez hídrica é a implantação de um sistema para o manejo adequado das águas, que normalmente pressupõe o suporte de modelos hidrológicos eficientes (FARIAS et al., 2010) e a coleta de dados para calibração destes modelos.

As limitações básicas dos modelos hidrológicos são a quantidade e a qualidade dos dados hidrológicos disponíveis para a parametrização dos modelos, além da dificuldade de formular matematicamente alguns processos influentes no ciclo hidrossedimentológico. Nenhuma metodologia poderá criar dados, mas os modelos adequados a uma dada bacia podem explorar melhor os dados existentes. Neste sentido, modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos têm sido aplicados, as bacias hidrográficas, como ferramenta para auxiliar na gestão dos escassos recursos hídricos ali existentes. Modelos que se baseiam nos processos físicos do ciclo hidrológico têm ganhado destaque por fornecer respostas coerentes com a realidade local.

Dentre esses modelos de base física, pode-se destacar o modelo SWAT (*Soil Land Water Assessment Tool*), desenvolvido pelo USDA-ARS (*United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service*) (NEITSCH, 2005) que tem sido bastante utilizado em várias partes do mundo para simular processos hidrológicos e hidrossedimentológicos (ARNOLD e FOHRER, 2005; GASSMAN et al., 2007; KRYSANOVA e ARNOLD, 2008; DOUGLASMANKIN et al., 2010; TUPPAD et al., 2011) e no Brasil foi aplicado para diversas regiões (GARBOSSA et al., 2011; SANTOS, 2015; FERNANDES, 2015; SILVA et al., 2015; PEREIRA, 2016; CALDEIRAS, 2016). Devido as suas características o mesmo está ganhando aplicação nas regiões semiáridas do nordeste brasileiro (CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012; SANTOS et al., 2013; ARAGÃO et al., 2013; SANTOS et al., 2014; DANTAS et al., 2015; e SILVA et al., 2015).

O modelo SWAT, dentre outras características, é um modelo distribuído de base física acoplado a um ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) sendo possível com esta associação considerar a variabilidade espacial das características físicas da bacia hidrográfica. Tal modelo foi desenvolvido com o objetivo de estimar o impacto de diferentes práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água, na perda do solo e carga de poluentes em uma bacia hidrográfica (NEITSCH et al., 2005).

Como citado anteriormente, existem diversos estudos sobre as bacias representativas e experimental de Sumé (no cariri paraibano), com objetivo principal de avaliar a produção de água e de sedimento devido a chuvas naturais e como esta água poderia ser aproveitada para usos múltiplos (CADIER e FREITAS, 1982; CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012). Neste contexto há a necessidade de se avaliar o potencial, mesmo que pequeno, de recarga potencial dos aquíferos da região, e otimizá-la, utilizando para isso águas residuárias com o intuito de combater a escassez hídrica.

Aspectos tais como: recarga potencial de aquífero, produção de água e sedimento são aspectos estudados pelo Projeto BRAMAR (Estratégias e Tecnologias para a Mitigação da Escassez de Água no Nordeste do Brasil: Reutilização de Água, Recarga potencial de Aquífero Gerenciada e Gestão Integrada de Recursos Hídricos), que objetiva “fechar as lacunas da investigação no que diz respeito à reutilização de água, gerenciando recarga potencial de aquíferos, como parte da gestão integrada dos recursos hídricos estratégias de resposta (GIRH) para combater a escassez de água e garantir o desenvolvimento sustentável do semiárido do Nordeste do Brasil”.

O Projeto BRAMAR é conduzido por 7 instituições alemãs e 18 instituições brasileiras, dentre elas universidades, centro de pesquisa, empresas, agências de água, e companhias. A

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG é uma destas instituições dentre as diversas parceiras desse projeto, que vêm desenvolvendo pesquisas com enfoque nos objetivos do mesmo. Foram escolhidas cinco áreas de pesquisa representativas no semiárido nordestino brasileiro, que caracterizam situações típicas na região, no que diz respeito à bacia hidrográfica, sistemas aquíferos, clima, população, tipo de uso e conflitos pelo uso da água. Na Paraíba, as áreas estudadas estão localizadas nos municípios de Campina Grande, Sumé e João Pessoa (capital do Estado).

O município de Sumé está localizado na região semiárida do Estado da Paraíba, microrregião dos cariris velhos. O sistema de recursos hídricos estudado em Sumé consiste de um rio intermitente, o rio Sucuru, a jusante do açude de Sumé, cujas margens e leito formam um sistema aquífero aluvial de pequenas dimensões.

Dentro da perspectiva do projeto BRAMAR alguns trabalhos já foram desenvolvidos para a área de estudo, com o intuito de se estudar os impactos quantitativos e qualitativos dos efluentes municipais sobre o aquífero. Além disso, o projeto visa desenvolver estratégias para seu manejo conjunto com as águas recarregadas pelo escoamento natural do rio e aquelas induzidas a partir do açude ou proveniente da drenagem urbana (MONTE, 2013; ALVES, 2016; SILVA, 2016; SALGADO, 2016). Dessa forma surgiu a necessidade de se estudar os processos de escoamento superficial gerado a jusante do açude de Sumé, como também estimar a parte que se infiltra e alimenta os aquíferos freáticos, aluviais e confinados. Porém para a área de estudo, em virtude das características físicas da mesma só é possível perceber a existência de aquíferos aluviais.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 - Geral

Avaliar a geração de escoamento superficial, a produção de sedimento pela erosão do solo e a recarga potencial subterrânea na bacia do Rio Sucuru a jusante da barragem de Sumé-PB utilizando o modelo hidrossedimentológico SWAT.

1.1.2 - Específicos

- ✓ Caracterizar a bacia em estudo via geotecnologia;
- ✓ Estabelecer critérios para parametrizar o modelo na ausência de dados de vazão e erosão do solo;
- ✓ Simular os processos hidrossedimentológicos para diversas situações existentes ou possíveis na bacia;
- ✓ Estabelecer os limites máximos e mínimos possíveis do conjunto dos parâmetros do modelo;
- ✓ Verificar a influência das mudanças climáticas sobre o escoamento, erosão e a recarga potencial.

CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo traz os principais conceitos encontrados na literatura especializada que servem como base teórica para o presente trabalho, conceitos esses voltados para os processos hidrológicos, bacias hidrográficas, processos erosivos e arraste de partículas, modelos hidrológicos e sua interação com o SIG, bem como uma caracterização das regiões semiáridas.

2.1 AS REGIÕES SEMIÁRIDAS

Os cursos d'água das regiões semiáridas têm caráter intermitente em virtude das características climáticas e geológicas destas regiões; o período chuvoso dura, em média, três a quatro meses e apresenta altos picos de vazões, enquanto que no período de estiagem as vazões são nulas. A esperança de chuva para grande parte da população que reside no Nordeste brasileiro está ligada aos meses de janeiro a maio, e a certeza de seca no segundo semestre do ano. É de grande interesse estudos relacionados com a escassez hídrica nas regiões semiáridas. As precipitações nessas áreas são caracteristicamente escassas e distribuídas irregularmente, com altas taxas de evaporação quando comparadas com a precipitação, que evidencie as associações das causas que limitam a exploração dos recursos presentes em aquíferos aluviais, isso por causa da geologia (afloramento do embasamento cristalino), quanto à salubridade dos solos que é transferida para a água (LEÃO, 2008; MONTE, 2013).

Os estados da região Nordeste são quase em sua totalidade compostos por regiões semiáridas, bem como boa parte da área setentrional dos estados de Minas Gerais e Norte do Espírito Santo o que nos dá uma superfície total de 969.589,4 km². Para o ano de 2014, a população estimada das regiões semiáridas atingiu 23.846.982 habitantes, o que corresponde a 42,44% da população nordestina e 11,76% da população brasileira. O semiárido paraibano engloba uma área de aproximadamente 48.840 km² com 170 municípios, o que corresponde a 86% dos 56.439 km² da superfície do estado e uma população de 2.170.530 habitantes (GHEYI et al., 2012; MEDEIROS et al., 2015).

2.2 CICLO HIDROLÓGICO

Impulsionado principalmente pela energia solar, agregado à força da gravidade e rotação terrestre, o ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação da água entre a superfície da terra e a atmosfera. Mesmo se tratando de um sistema fechado a nível global, o ciclo hidrológico só é dito fechado, em virtude da dinâmica dos processos envolvidos (TUCCI, 2009; SILVEIRA, 2009).

O ciclo hidrológico engloba três partes do sistema de formação da terra: a atmosfera, onde se localiza a maior parte da água no estado gasoso; a hidrosfera, onde é encontrada a água na fase líquida ou sólida na superfície da terra; e a litosfera, compreendendo todos os tipos de águas subterrâneas (CHOW, 1964).

Segundo Silveira (2009), os processos hidrológicos ocorrem em duas direções: No sentido superfície-atmosfera, onde o fluxo da água ocorre na forma gasosa como resultado dos fenômenos de evaporação e transpiração; no sentido atmosfera-superfície, constituídos pelas precipitações, onde a transferência de água pode ocorrer em qualquer um dos três estados (líquido, sólido e gasoso).

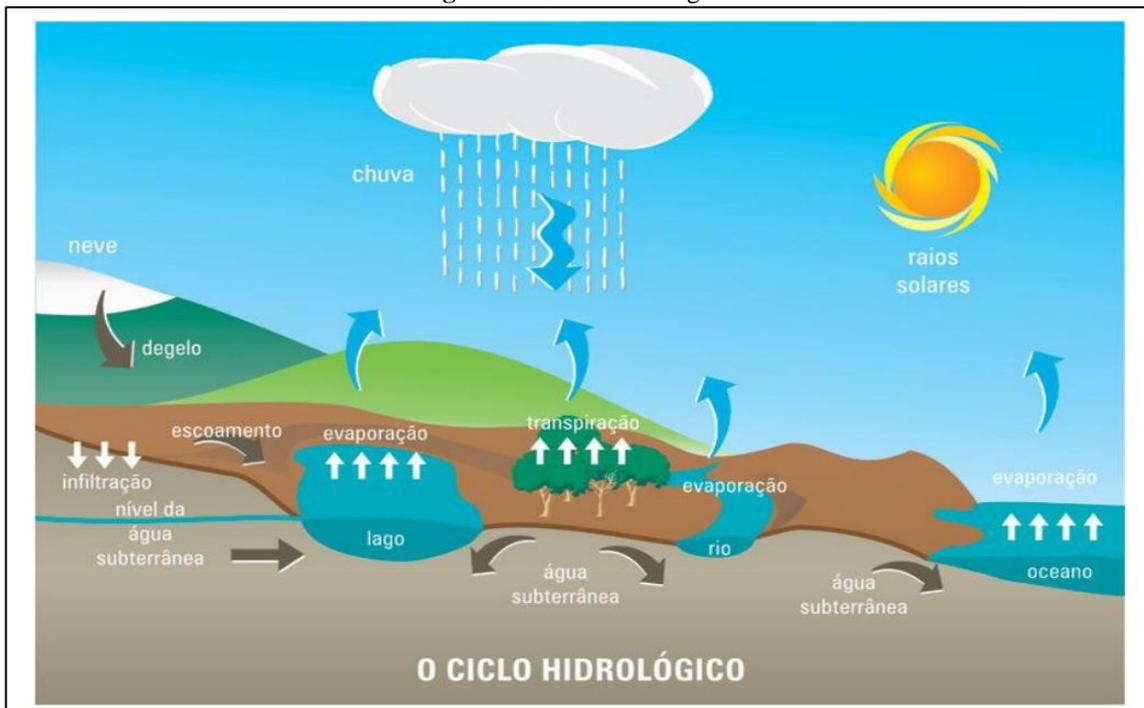
Para dar início ao ciclo hidrológico, a energia solar transforma a água da superfície do mar em vapor, onde esfria progressivamente dando origem às nuvens gerando precipitação, as massas de água voltam para a terra sob a ação da gravidade, e em forma de precipitação, constituindo assim o ciclo hidrológico (Figura 1), configurado pelo permanente movimento da água no planeta (SETTI et al., 2001).

De acordo com Uzeika (2009), os principais componentes do ciclo hidrológico são os processos de: precipitação, evaporação, transpiração das plantas, percolação, infiltração e escoamento superficial e subterrâneo. Precipitação é a transferência de água da atmosfera para a superfície da Terra, sob a forma de chuva, neve, geada, orvalho ou granizo, e tem suas características regidas pelo volume precipitado (altura de lamina d'água, normalmente em milímetros), intensidade (mm/h) duração (min ou h) e período de retorno (em anos). Escoamento é o movimento de deslocamento da água na superfície da terra, que pode ser superficial ou subsuperficial e define a forma do hidrograma. Infiltração, equivalente a porção de água que penetra no solo. Percolação, que consiste no movimento de água dentro do perfil do solo. Evaporação, processo de transformação da água em estado líquido para a fase gasosa. E a Transpiração, processo de perda de vapor d'água pelas plantas.

Quando a precipitação ocorre sobre o solo, parte do volume precipitado é interceptado pela cobertura vegetal e/ou depressões, retornando a atmosfera através da evaporação. A água

que cai sobre a superfície tem diferentes destinos, enquanto o solo não estiver saturado, haverá infiltração da água no mesmo. Parte do volume infiltrado será aproveitado pelos vegetais e retornará a atmosfera por meio da transpiração (SILVEIRA, 2009). Na Figura 1 ilustra-se todo o processo do ciclo hidrológico.

Figura 1 - Ciclo Hidrológico



Fonte: Mendonça, 2009.

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos, adotando como objeto de estudo as bacias hidrográficas, existentes em diferentes escalas, que tem por definição como unidades de estudo e gestão.

As bacias hidrográficas são uma importante unidade espacial utilizadas para gerenciar atividades de uso e conservação dos recursos naturais. Os processos hidrológicos são em termos gerais os responsáveis pelo ciclo hidrológico e, portanto, pela disponibilidade hídrica.

Silveira (2009) afirma que “a bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente”. Os mesmos são considerados os principais processos do ciclo hidrológico, associado a evapotranspiração.

Segundo Sá (2014), apesar do Brasil deter 12% do potencial hídrico potável do planeta, este recurso não é distribuído de forma homogênea no território brasileiro. Os diversos usos

estão distribuídos da seguinte forma pelo país: a irrigação é responsável por cerca de 68% das retiradas ou derivações de água, os usos industriais por 23%, os usos domésticos e os serviços urbanos por cerca de 8% e os outros usos respondem pelo restante 1%.

2.3 EROSÃO E SEDIMENTOS

O solo e a água são os dois recursos naturais com uma maior disponibilidade e utilização no planeta Terra, com uma grande importância para o desenvolvimento humano, especialmente na produção de alimentos. Apesar da importância do recurso solo, não observamos uma adoção de um manejo conservacionista do mesmo, com a finalidade de preservar este bem público, que sofre constantemente processos de degradação ambiental devido à sua utilização inadequada (SPERANDIO et al., 2012).

A erosão do solo ocasionada pela ação das águas (erosão hídrica) é um dos processos mais atuantes de degradação do solo. Este processo consiste no desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água. A principal causa da degradação acelerada das terras é sem dúvida alguma a erosão do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

De acordo com Pereira et al. (2003) e Pruski (2006), o princípio do processo erosivo se dá na incidência das precipitações sobre o terreno, onde parte fica retida pela vegetação, e a outra parte entra em contato com a superfície do solo, umedecendo os agregados do solo e diminuindo suas forças de coesão. Segundo Paim e Menezes (2009), a acelerada taxa de erosão do solo é amplamente reconhecida como um problema global, e a avaliação das perdas de solo são de fundamental importância para adoção de práticas que visam minimizar a degradação do solo. Isto se dá uma vez que o uso e a ocupação das terras, juntamente com as características topográficas e climáticas, determinam o balanço sedimentar da bacia hidrográfica.

Existem três tipos de erosão hídrica: a laminar, em sucos e na forma de voçorocas. Estas formas podem ou não ocorrer simultaneamente no mesmo local. De acordo com Lopes (2008), a erosão hídrica tem início ainda no ciclo hidrológico, uma vez que o impacto das gotas da chuva que atinge o solo de forma direta ou pelo gotejamento das folhas causa a desagregação das partículas do solo.

Segundo Aragão et al., (2013), se levarmos em conta a quantidade de problemas para se quantificar a produção de sedimentos em grandes bacias, associado aos efeitos da escala da bacia sobre os processos hidrossedimentológicos, sua estimativa tem sido feita por meio de modelos de simulação, sendo, em geral, ligados com as características do solo (tamanho das

partículas de sedimento, densidade etc.), com os fatores climáticos (chuva e evaporação) e os fisiográficos (área da bacia, relevo e cobertura vegetal).

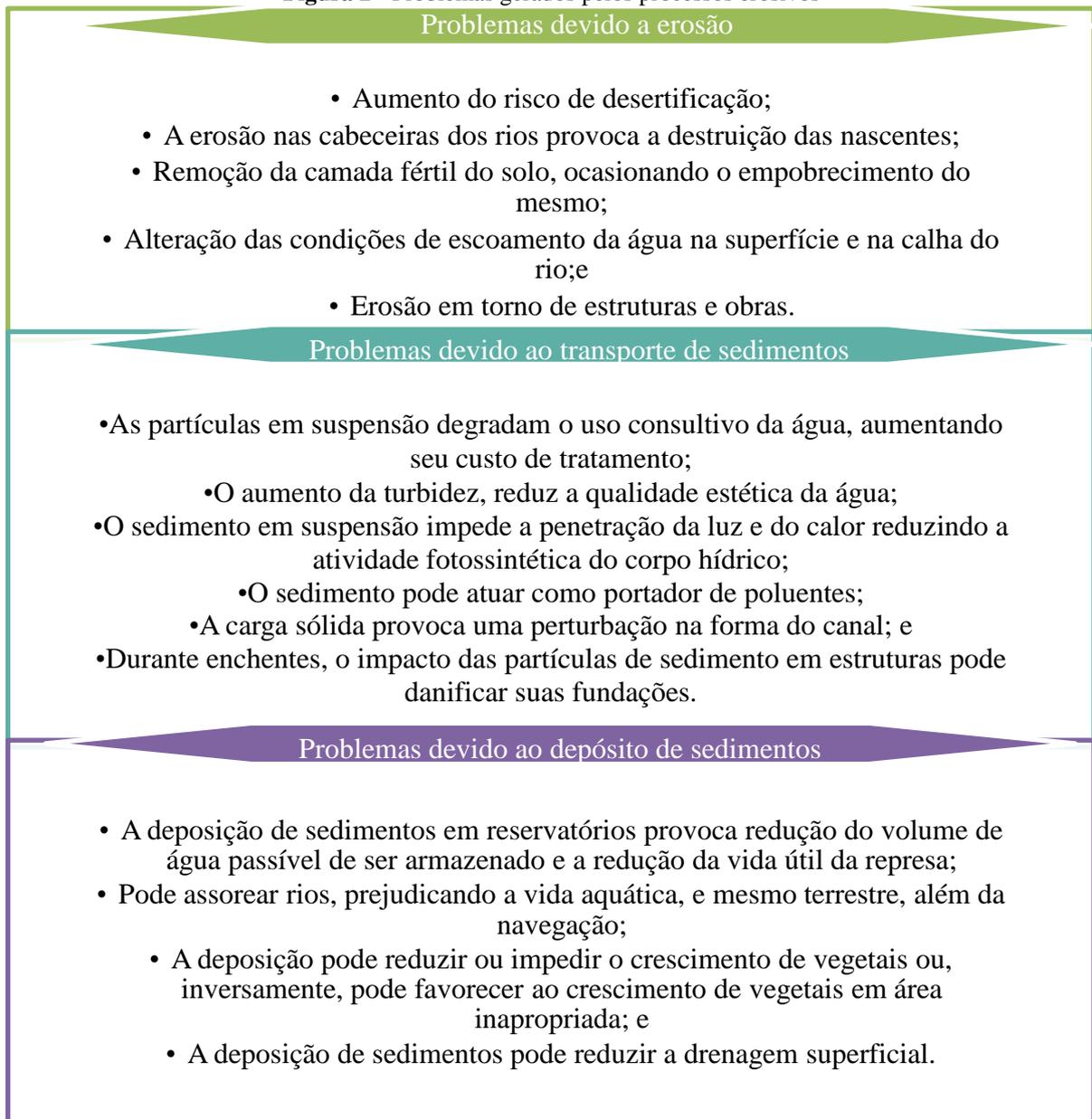
Um dos primeiros processos hidrológicos a sofrer mudanças quando a cobertura vegetal também é modificada é o escoamento superficial, e conseqüentemente, a produção de sedimentos. Os sedimentos transportados pelo escoamento superficial acabam gerando o remanejo e a redistribuição pela bacia de massas de partículas sólidas a ponto de poderem alterar o ciclo hidrológico e afetar o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos (ADRIOLO et al., 2008).

Conforme Srinivasan et al., (2003) para se ter um excelente mecanismo de proteção ao solo raso contra a erosão, bastam a cobertura vegetal para se ter um retardo do fluxo e o aumento da infiltração no solo. Para que seja alcançado o desenvolvimento sustentável, é necessário fazer uma avaliação precisa em relação aos aspectos sedimentológicos, hidrológicos e hidrossedimentológicos em qualquer que seja o manejo dos recursos naturais.

Em se tratando do comportamento dos processos hidrossedimentológicos, alguns pesquisadores avaliaram a relação entre escoamento e a concentração de sedimentos em suspensão e concluíram que há diferenças sazonais, de evento para evento e acontece uma maior produção de sedimentos nas precipitações de grande intensidade.

A Figura 2 mostra vários problemas gerados pelos sedimentos descritos por Carvalho (2008).

De modo geral, para um melhor entendimento das relações entre as alterações do uso do solo e seus efeitos nos processos hidrossedimentológicos é necessário o monitoramento de bacias hidrográficas, de maneira que seja possível quantificar a influência desses usos no escoamento superficial e produção de sedimento (TAVEIRA, 2012).

Figura 2 - Problemas gerados pelos processos erosivos

Fonte: Adaptado de Carvalho, 2008.

2.4 ÁGUA SUBTERRÂNEA E RECARGA POTENCIAL DE AQUÍFEROS

Diante das condições hidroclimáticas naturais do semiárido nordestino, a eficiência dos reservatórios superficiais é extremamente baixa em consequência das altas taxas de evaporação. Em contraponto, a ocorrência de água subterrânea no cristalino fica comprometida pela baixa qualidade das águas e pelas vazões dos poços. Em geral as águas subterrâneas não possuem tanta visibilidade quando comparado com as águas superficiais pelo fato de sempre estarem escondidas. (SILVEIRA et al., 2016).

Nos dias atuais é notório que os recursos hídricos subterrâneos exercem papel fundamental no abastecimento urbano, industrial e agrícola, porém a falta de planejamento e gerenciamento adequado podem comprometer a disponibilidade desses recursos assim como a sua qualidade. O uso irracional dos mananciais superficiais e subterrâneos pela falta de políticas de zoneamento, planejamento e ordenamento territorial bem como a crescente demanda por água para as mais diversas finalidades, normalmente pressupõem a necessidade de ferramentas técnicas de gestão que possam ampliar a disponibilidade dos recursos hídricos e sua qualidade. A gestão dos recursos hídricos subterrâneos é essencial para manutenção e regularização dos processos que integram o ciclo hidrológico e a recarga potencial dos aquíferos constitui uma variável importante desse ciclo (NUNES, 2017).

Os principais parâmetros de caracterização de um aquífero são: porosidade, permeabilidade e coeficiente de armazenamento. A região de recarga potencial do aquífero é uma área de infiltração através da qual a água alcança o topo da zona saturada do aquífero, e os exutórios, ou zona de descarga, são áreas, pontos ou linhas por onde a água retorna à superfície (BNDES, 2002; SNIRH, 2013). Os aquíferos podem ser classificados de acordo com a sua posição e estrutura: aquíferos livres e aquíferos confinados.

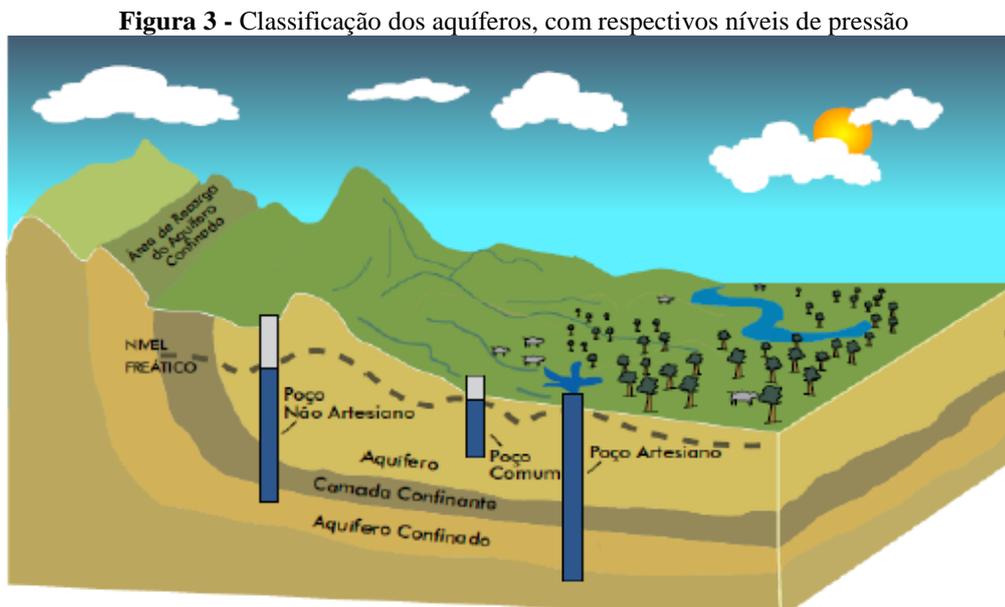
A água subterrânea acontece de forma natural ou artificial, ocupando e enchendo com água os espaços livres existentes entre grãos e rochas, nas fissuras, falhas e fraturas acessíveis, sendo barradas em formações geológicas, consolidadas ou não, chamadas de aquíferos. Em virtude das forças de adesão e de gravidade às quais é submetida, a água subterrânea exerce função importantíssima na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos (ALBUQUERQUE, 2004; CONAMA, 2008; FEITOSA, et al., 2008).

A recarga potencial dos aquíferos acontece, basicamente, através da infiltração da precipitação e da transferência de aquíferos vizinhos e de cursos d'água. Bem como, podem ocorrer também recargas potenciais artificiais, como: águas oriundas de tubulações com vazamentos e excedentes de água da irrigação. As condições de recarga potencial de um aquífero se máximas ou mínimas são resultantes da interação de diversos fatores hidrogeológicos, das condições climáticas, da existência, ou não, de áreas mais densamente povoadas e da forma de utilização e ocupação do solo (BNDES, 2002).

Nos aquíferos confinados, ou aquíferos sob pressão, a água é originária, em sua maioria, de infiltração distantes, que aconteceram em áreas de altas declividades. São caracterizados por apresentar baixa permeabilidade e pressão da água, no pico, superior a pressão atmosférica, o que ocasiona o fenômeno de poços artesianos que captam suas águas. Os mesmos podem ser divididos em drenantes (quando pelo menos uma das camadas limítrofes é

semipermeável, o que permite a entrada ou a saída de fluxos pelo topo e/ou base, através de drenagem ascendente ou descendente) e não-drenantes (quando as camadas limítrofes são impermeáveis) (BARBOSA JÚNIOR, 2007; CPRM, 2011).

Os aquíferos livres, também conhecidos como freáticos ou não confinados, são originários das águas de chuva que se infiltram por meio das camadas permeáveis do terreno até encontrar uma camada impermeável, carregando as camadas porosas logo acima. Estão mais próximos à superfície e têm como limite superior a superfície de saturação ou freática, estando assim, em todos os pontos, submetido à pressão atmosférica. Podem ser igualmente divididos em drenante (com base semipermeável) e não-drenante (com base impermeável) (BARBOSA JÚNIOR, 2007; CPRM, 2011). Na Figura 3 podemos observar a classificação dos aquíferos e seus níveis de água.



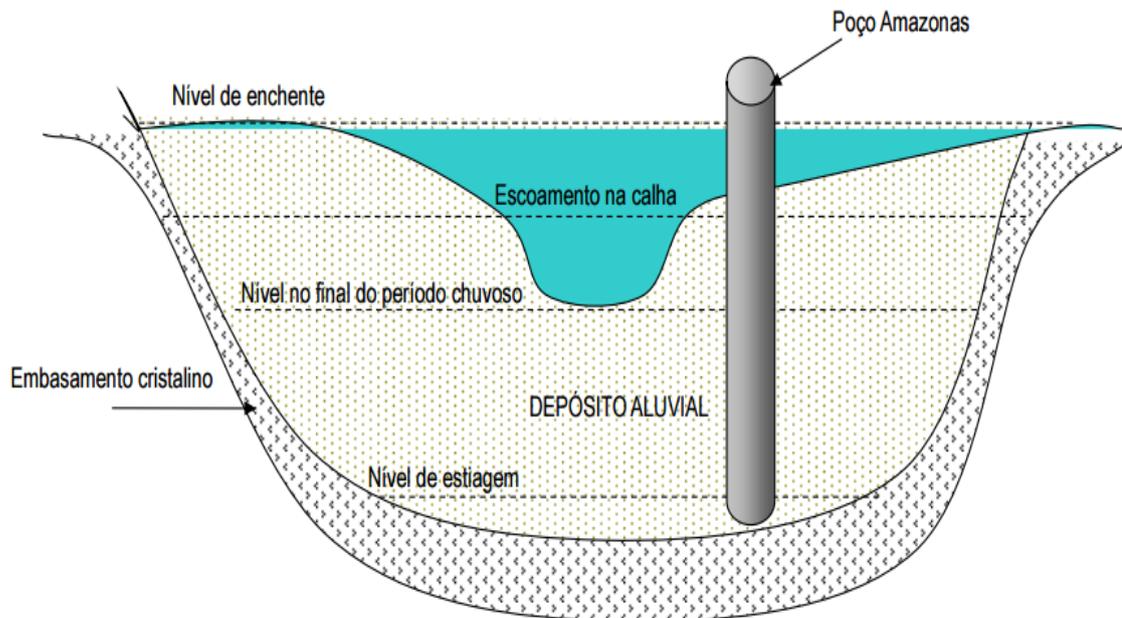
Fonte: MMA, 2007.

Os aquíferos aluviais são formações geológicas com depósitos de origem recente (ou quaternária), originários dos processos de desenvolvimento de rios e riachos ocorridos na superfície de uma bacia hidrográfica, formando córregos e planícies de inundação. Definem-se como “pacotes” de sedimentos de tríticos, formados de cascalho, areia, silte e argila, das mais variadas granulométricas, resultantes dos processos erosivos (VIEIRA, 2002; TODD e MAYS, 2005).

Os aquíferos aluviais são recarregados por meio das chuvas sobre o leito do aluvião, assim como através do escoamento superficial da bacia de captação e da infiltração de rios e lagos (VIEIRA, 2002; MARTINEZ-SANTOS et al., 2010; SALGADO, 2016). Para que seja

possível a captação da água em aquíferos aluviais é necessário a escavação de poços de forma manual, que utrapassam as variadas camadas arenosas e pedregulhosas, intercaladas por outras, menos compactas, argilosas ou arenoargilosas (ALVES, 2016 ; SALGADO 2016). Na Figura 4 podemos observar as características de funcionamento de um aquífero aluvial.

Figura 4 - Esquemática de um aquífero aluvial



Fonte: ABAS, 2015.

Em sua maioria os aquíferos aluviais encontrados no semiárido nordestino são rasos, estreitos e alongados, tal fato se dá em virtude do processo de formação geológica dos mesmos, utilizados como canais de água subterrânea, beneficiando o uso de barragens subterrâneas. Mesmo apresentando um grande potencial de uso na irrigação e para o desenvolvimento das regiões semiáridas por causa do seu fácil aproveitamento, a vazão dos poços é muito baixa (inferiores a 3 m³/h) e elevada vulnerabilidade à salinidade e à contaminação, requerendo uma maior atenção com relação à sustentabilidade desses recursos (BURTE et al., 2011; KIRBY et al., 2015; ALVES, 2016, SALGADO, 2016). Quantificar a taxa de recarga potencial em regiões áridas e semiáridas é fundamental para uma gestão eficiente dos recursos de águas subterrâneas (SIMMERS et al., 1997).

Segundo Salgado (2016), os aquíferos aluviais são, em algumas situações, a única fonte de abastecimento disponível em muitas pequenas comunidades da região semiárida, e apresentam um grande potencial para minimizar os efeitos da seca nessa região, sendo utilizados para múltiplos usos, que vão desde o abastecimento de pequenas comunidades ao uso extensivo na agricultura familiar.

2.5 MUDANÇAS CLIMATICAS

Segundo Pereira et al., (2017), o efeito da variabilidade climática, e provavelmente das mudanças climáticas, trazem efeitos catastróficos para todo o planeta, em virtude de alterações nos recursos hídricos e na agricultura no decorrer dos anos. As mudanças climáticas estão provocando alterações nos regimes pluviométricos no mundo inteiro, cuja consequência mais visível está na diminuição das chuvas (secas) ou no aumentando das chuvas (cheias) (AMBRIZZI e ARAUJO, 2011).

Em virtude do alto grau de vulnerabilidade há ocorrência de secas na região Nordeste do Brasil, ressaltando-se que as projeções de secas mais preocupantes para o final do século são para o bioma Caatinga, cujas tendências de aquecimento na temperatura do ar e de diminuição nos padrões regionais de chuva devem ser maiores do que a variação média global. Em termos de atribuição de causa física, sugere-se que essa mudança climática de redução na pluviometria associa-se aos padrões oceânicos tropicais anormalmente mais aquecidos sobre o Pacífico e Atlântico (esperados num clima futuro de aquecimento global), os quais modificam o regime de vento de forma a induzir diminuição no transporte de umidade e prevalência de circulação atmosférica descendente (células de Hadley e Walker) sobre o Brasil tropical, inibindo a formação de nuvens convectivas e explicando assim as condições de chuva abaixo do normal. Secas recorrentes no Nordeste do Brasil afetam constantemente a subsistência nessa região; por outro lado, casos de precipitações excessivas em alguns anos provocam alagamentos e destruição (AMBRIZZI e ARAUJO, 2011).

O efeito das mudanças climáticas conforme diversos estudos globais e especializados (AMBRIZZI e ARAUJO, 2011) é essencialmente pelo aumento da temperatura média global, o que poderá provocar variação nas precipitações. Essas mudanças são resultado de um processo de intensificação do efeito estufa, ou seja, o acúmulo de gases na atmosfera provenientes de diversas fontes naturais e/ou antrópicas desde a Revolução industrial. Este efeito provoca modificações no balanço de energia, aumenta as temperaturas e as taxas de evaporação, altera o ciclo das chuvas, reduz a umidade do solo e das águas subterrâneas e modifica o escoamento superficial e fluvial (RUFINO e SILVA, 2017).

As mudanças climáticas estão por intensificar a problemática em volta dos escassos recursos hídricos, especialmente, em áreas áridas e semiáridas do Nordeste Brasileiro, por apresentarem uma grande tendência à aridez associado à falta de água em função da alteração nos padrões pluviométricos com redução da frequência e intensidade das chuvas. O semiárido nordestino é caracterizado por uma grande variabilidade espacial e temporal das chuvas, com

precipitações concentradas em poucos meses do ano, em geral, os meses de fevereiro a maio. Além disso, são regiões que tem um grande potencial evaporativo da água, em razão da grande disponibilidade de energia solar, das altas temperaturas e da baixa umidade do ar (ASSIS et al., 2015). Neste sentido, caso haja diminuição das precipitações haverá consequências catastróficas. Desta forma uma avaliação das consequências da variabilidade das precipitações se torna também importante nos estudos de planejamento e manejo das bacias hidrográficas do semiárido.

Os eventos extremos de precipitação pluviométrica são objeto de estudo em boa parte da comunidade acadêmica nacional e internacional devido aos danos socioeconômicos causados pelo excesso ou escassez de chuvas em diversas regiões do mundo, em especial, nas regiões semiáridas. Mas, um dos principais desafios está em compreender os fenômenos atmosféricos ligados as variabilidades climáticas e prevê-los com a finalidade de minimizar os impactos negativos sobre a qualidade de vida das pessoas (FLATO et al., 2017; XAVIER et al., 2014).

De acordo com os relatórios publicados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), acredita-se que o aquecimento global possa causar alterações nos padrões pluviométricos em diversas regiões do mundo, aumentando a quantidade e intensidade dos eventos extremos climáticos que tenham relação com os fenômenos de seca ou cheias. Entretanto, a natureza dos efeitos e a aptidão de resposta a eles ainda é duvidosa, sobretudo quando se leva em consideração a escala regional.

Além disso, nos dias atuais é possível perceber a intensificação das secas em especial nas regiões semiáridas. O que contribui para fortalecer a ideia de que os recursos hídricos não são renováveis, é um recurso indisponível para a sobrevivência da humanidade, e fundamental para os mais variados ramos da atividade humana. Em sua maioria a água da superfície volta para a atmosfera pelos efeitos da evaporação e transpiração, uma melhor visualização desse processo ocorre em ambientes onde estes fenômenos acontecem de forma simultânea, pois em solos cobertos por vegetação, é na prática, impossível separar o vapor d'água proveniente da evaporação do solo daquele originado da transpiração das plantas. Nesse caso, um ambiente com essas características são as regiões semiáridas. Existem diversos fatores que afetam a evapotranspiração, como: estágio de crescimento da planta, crescimento ou nível de maturidade, fatores do solo e do clima, portanto ambientes diferentes apresentam diferentes taxas de evaporação (OLIVEIRA et al., 2017).

A evapotranspiração é uma variável fundamental tanto para o ramo terrestre como atmosférico do ciclo hidrológico. O seu conhecimento é essencial para a gestão dos recursos

hídricos nos ecossistemas naturais e agrícolas. As secas são originadas essencialmente por reduções anormalmente elevadas e temporárias da quantidade de precipitação durante um período mais ou menos longo e cobrindo uma região mais ou menos vasta. Essa redução consiste na chamada seca meteorológica cuja persistência pode desencadear o decaimento da intensidade do ramo terrestre do ciclo hidrológico, de forma a ter em consideração a evapotranspiração e a precipitação como fatores de seca (PIRES e PEREIRA, 2015).

2.6 MONITORAMENTO

Conforme Bitar e Ortega (1998), o monitoramento ambiental tem por finalidade a prática de medições e/ou observações características, direcionadas a alguns poucos indicadores e parâmetros, com o intuito de averiguar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, podendo ser dimensionada sua intensidade e avaliada a eficiência de eventuais medidas preventivas tomadas.

Os objetivos do monitoramento ambiental são: verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo; dimensionar sua magnitude; avaliar se as medidas mitigadoras de impactos são eficazes; propor, quando necessário, a adoção de medidas mitigadoras complementares.

A partir do monitoramento, as séries temporais são obtidas e possibilitam o conhecimento do comportamento dos parâmetros hidrológicos e a descarga de sedimentos de uma bacia hidrográfica. Pode-se dizer que o monitoramento ambiental, nada mais é que a obtenção contínua de dados ambientais num determinado intervalo de tempo visando identificar e avaliar qualitativa e quantitativamente as condições dos recursos naturais.

Para iniciar os estudos sobre sistemas naturais, começamos por estudar os processos a partir de monitoramento, e gradualmente, aumenta-se o conhecimento sobre o processo, concomitantemente com a melhora do monitoramento, até permitir a construção de um modelo que possa refletir o comportamento do sistema e permitir entender melhor o sistema a partir de seus resultados (SANTOS, 2009). Dentre os modelos utilizados para analisar o ambiente, estão os modelos que simulam os processos hidrológicos, os chamados modelos hidrológicos.

2.7 MODELOS HIDROLÓGICOS

O modelo hidrológico é uma evolução do conhecimento científico para facilitar a compreensão e representação sobre o comportamento da bacia hidrográfica e antever condições distintas das observadas (COURSEY, 1985 *apud* BUCHIANERI, 2004) e Tucci (2005). Dito isso, pode-se definir modelos como instrumentos que possibilitam por meio dos resultados obtidos, a representação dos processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, como chuva, infiltração, escoamentos superficiais, subterrâneos, etc.

Ao longo dos anos, pode-se perceber uma importante evolução da hidrologia, a mesma passou de uma ciência preponderantemente descritiva e qualitativa, e tornando-se uma área de conhecimento onde métodos quantitativos têm sido aperfeiçoados, através de processos matemáticos e estatísticos, aprimorando de um lado os resultados e de outro explorando melhor os dados existentes (TUCCI, 2005).

Junto à necessidade de se responder várias questões práticas e científicas surgiram os modelos. A princípio os modelos explicavam componentes da relação chuva-vazão como a infiltração, o escoamento em rios, entre outros, para em seguida buscar integrar os diferentes componentes causais da natureza e dos fatores antrópicos.

A partir da década de 50, em virtude do surgimento dos computadores, passaram a existir os primeiros modelos hidrológicos que reuniam os vários processos para expor a transformação das precipitações em vazões como à primeira versão dos modelos SSARR (ROCKWOOD, 1958). Nas décadas de 60 e 70 aconteceram fatos importantíssimos para a hidrologia como, por exemplo, a introdução de diversos outros modelos que colaboraram, para a evolução científica dos primeiros modelos hidrológicos, cada um com características específicas como o Stanford IV (CRAWFORD e LINDSLEY, 1966) e o HEC-1 (HEC, 1990). No decorrer do tempo, foram expostos vários outros modelos hidrológicos, os mesmos incluíam o conceito de otimização de parâmetros. A quantidade de combinações possíveis de diferentes métodos em cada elemento da parte terrestre do ciclo hidrológico é muito grande e cada pesquisador procurava a que mais lhe era de fácil compreensão e entendimento, ou a que proporcionava os melhores resultados nas bacias da sua região (TUCCI, 2009).

Um dos grandes problemas relacionados aos modelos hidrológicos é a limitação existente em relação à qualidade e quantidade dos dados hidrológicos, bem como a dificuldade de formular matematicamente alguns processos e a simplificação do comportamento espacial de variáveis e fenômenos. Sendo assim, podemos afirmar que não existe metodologia capaz de criar informações, apenas explora melhor os dados existentes.

Devido ao fato de possibilitarem que um sistema qualquer seja representado matematicamente em modelos computacionais, os modelos matemáticos de simulação permitem uma grande flexibilidade, como também possibilitam a análise no nível de detalhamento requerido (TUCCI, 2005)

Segundo Tucci e Collischonn (2005), as dificuldades enfrentadas sempre foram muito grandes em virtude de vários fatores como os seguintes:

- Se o processo é observado a nível pontual, qual a melhor maneira de se representá-lo, para uma escala espacial de milhares de quilômetros quadrados ?
- Qual a melhor maneira de representarmos as irregularidades da natureza na forma de variáveis e parâmetros que simulem de forma apropriada os principais processos quantitativos e qualitativos ?
- De que forma minimizar a incerteza das estimativas das variáveis hidrológicas e dos parâmetros de vários submodelos, quando conhecemos apenas a variável observada de entrada (precipitação e evapotranspiração) e de saída (vazão ou nível de água) de uma bacia ?
- Como mostrar elementos da bacia que permita avaliar o comportamento hidrológico a partir de visita ao campo (como outras ciências fazem) ?

Existem inúmeros aspectos para se classificar os modelos hidrológicos, como, tipologia das variáveis aplicadas na modelagem, forma de representação dos dados, existência de relações espaciais e dependência temporal, geração, forma como se estabelecem as relações entre as variáveis.

De acordo com Tucci (2005), os modelos podem ser classificados em físicos, analógicos e matemáticos. O modelo físico representa o sistema por um protótipo em escala menor, já os modelos analógicos se valem da analogia das equações que regem diferentes fenômenos, para modelar no sistema mais conveniente e/ou desejado. Enquanto que os modelos matemáticos são os que representam a natureza do sistema, através de equações matemáticas.

Os modelos podem ser classificados segundo vários critérios (Figura 5). Comumente, os modelos são classificados, dentre outras formas, de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem, o tipo de relações entre essas variáveis, a forma de representação dos dados, a existência ou não de relações espaciais e a existência de dependência temporal (MOREIRA, 2005).

Figura 5- Classificação dos modelos hidrológicos



Fonte: Adaptado de Taveira, 2012.

Segundo Tucci (2005), um sistema é dito contínuo quando os fenômenos são contínuos no tempo, enquanto que o sistema é discreto quando as mudanças de estado se dão em intervalos discretos. Um modelo é concentrado ("lumped") quando não leva em conta a variabilidade espacial, distribuído (*distributed*) quando as variáveis e parâmetros do modelo dependem do espaço e/ou do tempo.

A utilização de modelos hidrológicos distribuídos tem apresentado significativas melhorias na realização de simulações hidrológicas, principalmente pela capacidade do modelo em representar a variabilidade espacial do sistema. Todavia, um dos problemas da utilização desses modelos é o gerenciamento e a manipulação de grande quantidade de informações necessárias ao processo de modelagem (UZEIKA, 2009; CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012).

Se a chance de ocorrência das variáveis é levada em conta, e o conceito de probabilidade é introduzido na formulação do modelo, o processo e o modelo são ditos estocásticos. Se a chance de ocorrência das variáveis envolvidas no processo é ignorada, e o modelo segue uma lei definida que não a lei das probabilidades, o modelo e os processos são ditos determinísticos (CHOW, 1964).

O modelo é conceitual, quando as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Esta definição é estabelecida para diferenciar os modelos que consideram os processos físicos, dos modelos ditos "caixa-preta". Os modelos do tipo "caixa-preta" ou empíricos são aqueles em que se ajustam os valores calculados aos dados observados, através de funções que não têm nenhuma relação com os processos físicos envolvidos (TAVEIRA, 2012).

Para se modelar os processos de erosão do ciclo hidrológico, associa-se um modelo de erosão a um modelo hidrológico, cuja denominação é modelo hidrossedimentológico.

2.7.1 Modelos hidrossedimentológicos

Os modelos hidrossedimentológicos são ferramentas computacionais que se baseiam em equações matemáticas para reproduzir os efeitos dos principais agentes ambientais (clima, solo, topografia e uso do solo) na estimativa do escoamento superficial e da produção de sedimentos pelos processos de erosão do solo (UZEIKA, 2009).

Uma importante vantagem da aplicação dos modelos em geral, consiste na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes e de forma rápida, em sua maioria ainda não explorada em experimentos reais. Pode-se citar também as vantagens ligadas ao seu baixo custo. Se compararmos o custo correspondente à investigação experimental, com o custo de executar um programa computacional, este último é muito mais baixo. Isso gera importantes contribuições para o planejamento da bacia pelo respectivo comitê de bacia. Diante disso podem surgir alternativas de uso que poderão ser simuladas e medidas e, assim, determinadas com antecipação para a conservação da mesma (PEREIRA, 2010).

Se tratando de modelagem hidrossedimentológicas, os modelos de base física ganham destaque, pelo fato das equações representarem os processos físicos envolvidos neste evento. O processo de erosão é bastante complicado de ser modelado, pois, a modelagem deste está sujeito à resposta do modelo hidrológico.

Figueiredo, (1998) *apud* Taveira, (2012), elenca algumas vantagens dos modelos de erosão de base física, tais como: a técnica de modelagem é baseada na física dos processos, os parâmetros possuem significado físico, a bacia é considerada um sistema espacialmente variável com entradas variáveis e parâmetros mensuráveis, possibilidade da extrapolação para áreas hidrologicamente homogêneas não observadas, aplicabilidade onde existem variações na topografia, uso de solo, cobertura vegetal e clima, consideração de áreas mais complexas, melhor precisão na modelagem dos eventos individuais, etc.

A área de engenharia de recursos hídricos da UFCG vem desenvolvendo nas últimas décadas vários trabalhos relacionados aos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos do semiárido nordestino, fazendo uso para tanto, de modelos hidrológicos e sedimentológicos. Com um destaque especial para os seguintes modelos:

- O modelo KINEROS (*Kinematic Runoff Erosion Model*): proposto por Woolhiser et al., (1990) que incorporaram ao modelo hidrológico de Rovey et al. (1977) componentes de erosão, transporte e deposição. O KINEROS é um modelo de eventos, distribuído, não linear, onde a bacia é representada por planos retangulares, canais e elementos de armazenamento;

- O modelo WESP (*Watershed Erosion Simulation Program*): desenvolvido por Lopes (1987) com o intuito de fornecer subsídios para um melhor entendimento dos processos de escoamento superficial e erosão, servindo como ferramenta de base física para obter estimativas eventuais do escoamento superficial e erosão do solo em pequenas bacias na região semi-árida;
- O modelo WEPP (*Water Erosion Prediction Project*): elaborado por Flanagan e Nearing (1995) é um modelo desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) para ser aplicado às grandes bacias. Esse modelo é conceitual, e considera a física do solo, a ciência das plantas e a mecânica da erosão;
- O modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*): desenvolvido pelo USDAARS (*United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service*), é um modelo distribuído contínuo e de base física. Este modelo foi desenvolvido para prever o efeito de diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e carga de poluentes em bacias hidrográficas agrícolas (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994).

Nos últimos 50 anos houve uma significativa evolução dos modelos matemáticos hidrológicos, visto que seguiram uma trajetória estreita com o desenvolvimento dos computadores. Entretanto, ficou marcante a evolução dos modelos com a entrada da fase do geoprocessamento e sensoriamento remoto no avanço dos modelos distribuídos e representação da diversidade física da bacia hidrográfica (TUCCI e COLLISCHONN, 2005).

2.8 INTEGRAÇÃO ENTRE SIG E MODELOS HIDROLÓGICOS

Com o passar do tempo os SIG (Sistema de informação geográfica) estão cada vez mais sendo utilizados para múltiplos fins em modelagem hidrológica, seja na representação de modelo de elevação do terreno, na caracterização do uso e ocupação do solo da bacia, ou na aplicação direta da conexão entre modelos hidrológicos em um SIG. Assim, a utilização do SIG possibilita integrar, em um mesmo pacote, a capacidade de mapear características e de associá-las a banco de dados, o que permite análises espaciais em um curto espaço de tempo (SILVA e PRUSKI, 2005).

A utilização de SIG, associado aos modelos hidrológicos, é uma das muitas formas de apoiar gestores no processo de tomada de decisão, visto que ela admite um (a):

- Maior facilidade no compartilhamento de informações;

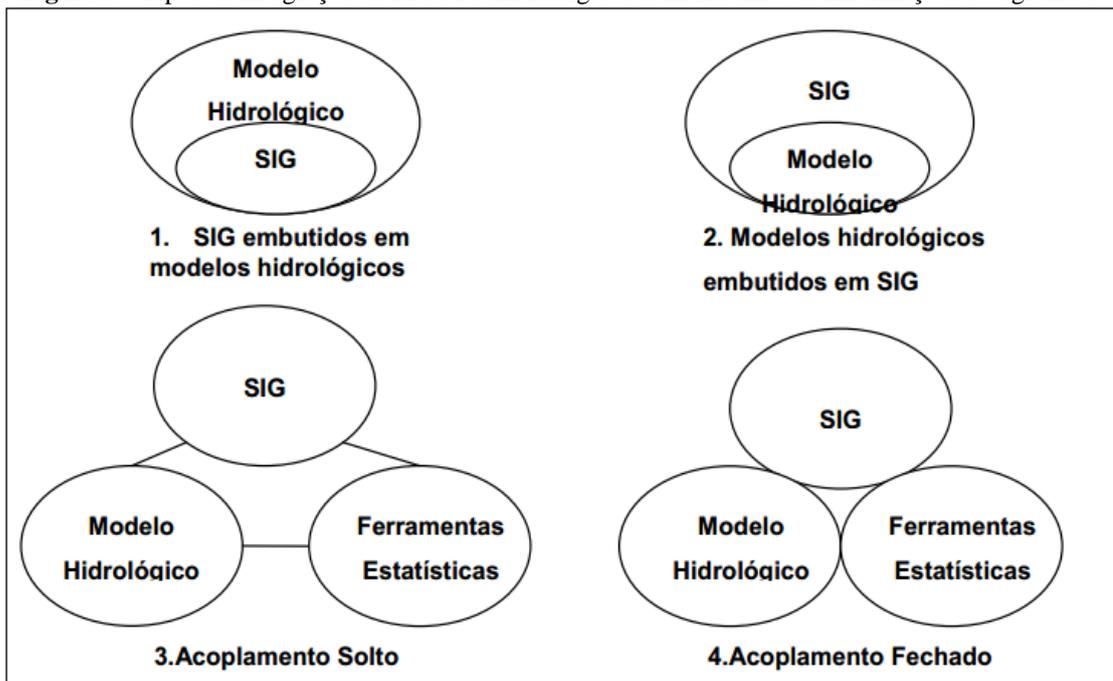
- Análise mais objetiva e um maior entendimento dos resultados, por meio de visualização de imagens, gráficos e tabelas;
- Menor custo para elaboração de saídas gráficas;
- Maior facilidade na identificação de padrões; dentre outros (SRINIVASAN e ARNOLD, 1994; SUI e MAGGIO, 1999).

Sendo assim, a geomorfologia vai além, do seu entendimento básico de pesquisa da forma e elementos do relevo, da definição dos elementos e das formas do terreno e entra no campo da utilidade técnica para pesquisa prática. Entretanto, é indispensável ressaltar que o Geoprocessamento não tem apenas a finalidade técnica quando agrupado a Geomorfologia, mas também serve de base para a construção conceitual concretizando graficamente a natureza geomorfológica (BARROS et al., 2009).

De acordo com Florenzano (2005), a utilização de geotecnologias (Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas) tem ganhado um grande destaque em diferentes campos de conhecimento, principalmente na área de geografia, onde essas tecnologias têm uma grande aplicação. O uso de técnicas de geoprocessamento constitui um instrumento de grande potencial para o estabelecimento de planos integrados de conservação do solo e da água, análise do relevo, mapas de declividade (COLAVITE e PASSOS, 2012).

Segundo Sui e Maggio (1999), as práticas de integração dos SIG com modelos hidrológicos podem ser apresentadas sob quatro enfoques diferentes (Figura 6):

Figura 6 - Tipos de Integração de Modelos Hidrológicos com Sistemas de Informações Geográficas



Fonte: Sui e Maggio, 1999.

Ao perceber a grande relação existente entre os modelos hidrológicos e o SIG, Melo (2010) resolveu estudar a classificação das diferentes abordagens metodológicas para a junção entre estas ferramentas, de modo a ajudar a escolha por um método de integração. Podemos observar no Quadro 1 os critérios utilizados pelo autor para fazer essa classificação.

Quadro 1 - Critérios de classificação para integração entre modelos e SIG

Critério	Classificação	Sub-classificação	Sub-classificação
		1	2
Relacionamento de dados	Com Compartilhamento	-	-
	Sem Compartilhamento	-	-
Modificação do Código Fonte	Integração Externa	-	-
	Integração Interna	Modelo no SIG SIG no modelo	Conectado Embutido
Grau de Complexidade	Integração Básica	-	-
	Integração Avançada	-	-

Fonte: Melo, 2010.

Segundo Melo (2010), de acordo com a relação existente entre os modelos hidrológicos e o SIG, destacando a ligação entre subsistemas conforme a proximidade entre os dados, os mesmos foram subdivididos entre classes com e sem compartilhamento de dados. Tratando-se da classe com compartilhamento de dados não se observa a existência de um banco de dados único para o sistema em que está ligado, resultando na necessidade de uma ferramenta externa para troca de dados, fazendo do SIG o gerenciador de tais dados.

CAPÍTULO 3 - MODELO SWAT

Este capítulo traz os principais conceitos e características incorporadas ao modelo SWAT, um breve histórico de aplicações do mesmo no Brasil e no mundo. Traz também as principais equações relacionadas aos processos de escoamento superficial e erosão na bacia hidrográfica.

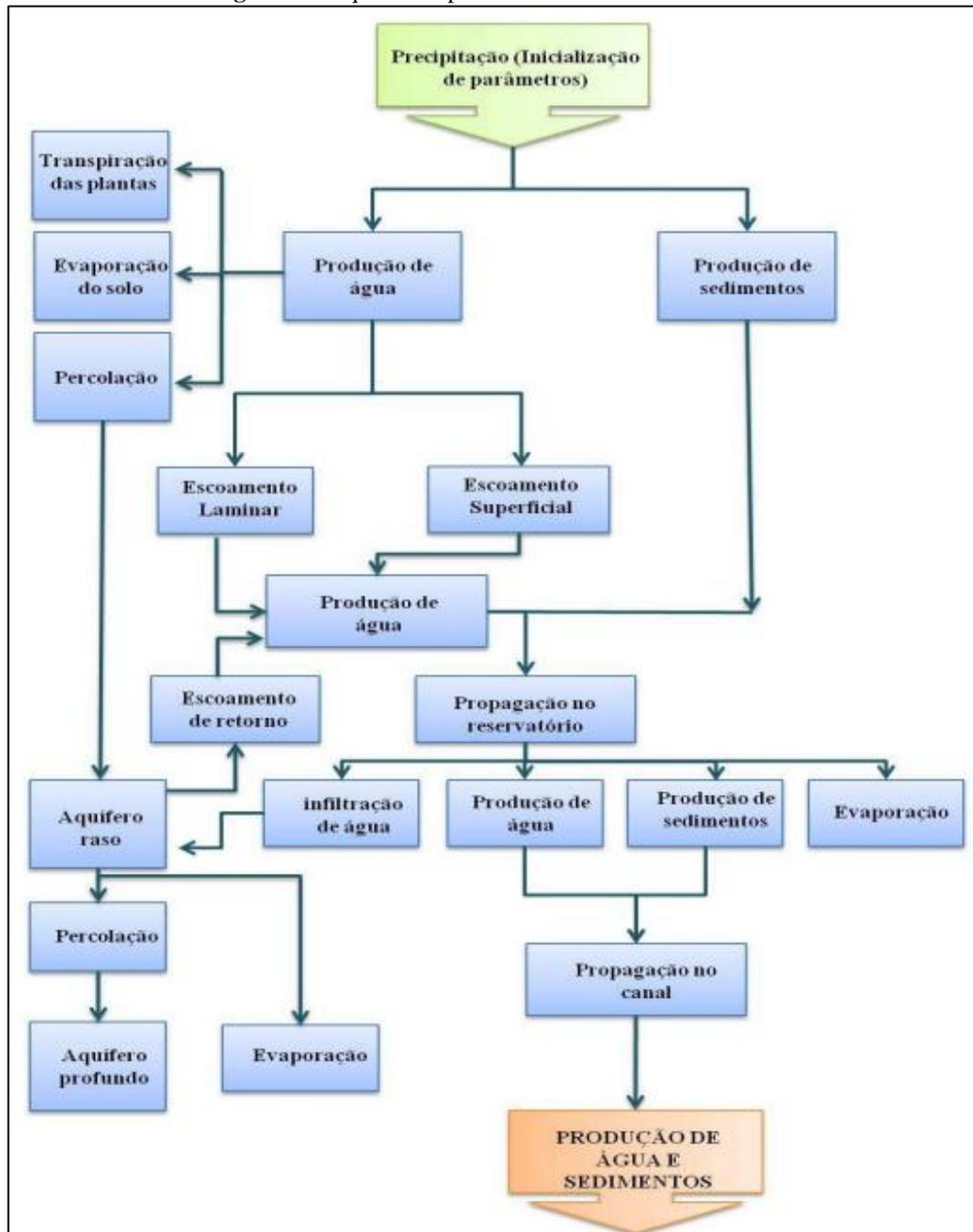
3.1 DESCRIÇÃO GERAL DO MODELO

O SWAT - Soil and Water Assessment Tool (NEITSCH et al, 2005) é um modelo matemático de domínio público, desenvolvido em 1996 nos EUA (Estados Unidos da America) pelo *Agricultural Research Service (ARS)* e pela *Texas A&M University (TAMU)* com o objetivo de estimar o impacto de diferentes práticas agrícolas na quantidade e qualidade da água, na perda do solo e carga de poluentes em uma bacia hidrográfica. É um modelo matemático de parâmetros distribuídos (quando as variáveis e parâmetros dependem do espaço e, ou, do tempo) e de tempo contínuo (de produção em longo prazo, não previsto para simular detalhadamente eventos únicos, como os cálculos de propagação de cheias, por exemplo), e que pode ser acoplado a um ambiente SIG. Considera a variabilidade espacial das características físicas da bacia hidrográfica, permitindo a simulação de diferentes processos físicos em bacias hidrográficas (NEITSCH et al., 2005; GASSMAN, et al., 2007; PIDAL e BORJA, 2015; FRANCESCONI, et al., 2016).

O modelo SWAT incorpora características de vários modelos desenvolvidos pelo ARS e tem origem no modelo SWRRB (Simulador para Recursos Hídricos de Bacias Rurais) (Willians et al., 1985; Arnold et al., 1990). Modelos específicos tiveram sua concepção utilizada no desenvolvimento do modelo SWAT, como por exemplo, o CREAMS (KNISEL, 1980). O mesmo trabalha considerando as seguintes vertentes: Produtos Químicos, Escoamento e Erosão dos Sistemas de Gestão Agrícola. GLEAMS (LEONARD et al., 1987) este atua nos efeitos das descargas subterrâneas nos Sistemas de Gestão Agrícola. EPIC, calculador de Impacto Erosão – Produtividade (WILLIAMS et al., 1985).

Na Figura 7 podemos observar os processos do modelo SWAT, além dos componentes apresentados neste esquema o modelo possui ainda um módulo de produção de nutrientes e pesticidas e outro de produção de neve, que não serão objeto de estudo desse trabalho.

Figura 7 - Esquema do processamento do modelo SWAT



Fonte: Adaptado de King et al., 1996 apud Machado, 2002.

Segundo Souza et al., (2009) o modelo SWAT é utilizado como ferramenta de suporte a gestão de alguns recursos naturais, de modo a minimizar e/ou prevenir o efeito das ações de uso e manejo do solo sobre os recursos hídricos, produção de sedimentos, produção de nutrientes e pesticidas, sendo aplicado em pequenas e grandes bacias. A modelagem pode ser efetuada em intervalos de tempo diários, mensais e anuais.

Para se empregar o modelo SWAT se faz necessário uma grande quantidade de dados sobre a bacia, dentre eles dados hidrológicos, climatológicos, sobre o solo, inclusive o seu uso

e ocupação. O modelo simula o ciclo hidrossedimentológico através de diversas subrotinas, essas subrotinas simulam os processos de escoamento superficial e subsuperficial, infiltração, evaporação, consumo pelas plantas, fluxo lateral, percolação e produção de sedimentos. O modelo discretiza a bacia em várias sub-bacias e essas rotinas são aplicadas a cada uma delas, possibilitando que diferenças nas suas características hidrológicas sejam levadas em conta. Além disso, cada sub-bacia é dividida em unidades básicas de simulação chamadas de Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU's), essas são as unidades da sub-bacia que têm uma mesma combinação de uso da terra, tipo do solo e declividade da superfície, fornecendo uma descrição física melhor das unidades homogêneas (ARNOLD et al., 1998; MINOTI, 2006).

3.2 DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO

Equação do Balanço Hídrico

O ciclo hidrológico toma como base quatro volumes de controle (TAVEIRA, 2012). São os reservatórios: superficial, sub-superficial, subterrâneo raso ou livre e subterrâneo profundo. Sendo assim podemos representar o balanço hídrico da seguinte maneira:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P_d - Q_{sup} - E_a - W_a - Q_{sub}) \quad \text{Eq. 3.2.1}$$

Sendo:

SW_t : quantidade de água no solo no fim do dia (mm);

SW_0 : quantidade de água no início do dia (mm);

t : intervalo de tempo (dias);

P_d : precipitação no dia (mm);

Q_{sup} : escoamento superficial (mm);

E_a : evaporação diária (mm);

W_a : quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm) e

Q_{sub} : quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm).

O modelo identifica as Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), onde cada unidade identificada terá o seu balanço hídrico calculado e direcionado para o exutório final da bacia, possibilitando uma melhor descrição física dos processos (NEITSCH et al., 2011). Neste sentido, a subdivisão da bacia permite que o modelo leve em conta as diferenças na evapotranspiração para diversas culturas e classes de solo.

Escoamento Superficial

À medida que acontecem precipitações em volumes muito altos, ocasionando o umedecimento do solo, o excesso de precipitação escoar sobre a superfície gerando o escoamento superficial, diminuindo assim sua capacidade de infiltração pela alta proporção de chuva a qual ultrapassa a atual capacidade de infiltração do solo.

O volume do escoamento superficial é simulado por meio do modelo SWAT para cada sub-bacia, através do Método da Curva-Número. O Método da Curva Número, desenvolvido pelo *Soil Conservation Service – SCS* é um modelo empírico que começou a ser usado na década de 1950, e por mais de duas décadas foi objeto de estudos, envolvendo relações chuva-vazão de pequenas bacias hidrográficas rurais em todo o EUA.

$$Q_{sup} = \frac{(P - 0,2S)^2}{(P + 0,8S)} \quad \text{Eq. 3.2.2}$$

Sendo:

Q_{sup} : escoamento superficial (mm),

P : precipitação (mm), e

S : capacidade máxima de armazenamento do solo (mm)

O parâmetro S varia principalmente, considerando mudanças no tipo, uso e cobertura, manejo e declividade do solo, além das condições prévias de umidade (NEITSCH, 2005). Existe uma relação entre o parâmetro S e o valor do parâmetro CN , em unidades métricas dadas pela equação:

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad \text{Eq. 3.2.3}$$

Sendo CN o valor de curva número para o dia, que corresponde à capacidade de armazenamento de água para cada tipo de solo. O método da Curva Número, relaciona a capacidade máxima de armazenamento de água do solo, com o fator CN que, por sua vez, é determinado levando em consideração, dentre alguns fatores, a umidade antecedente do solo (UZEIKA, 2009; CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012).

A escala da CN não é linear, variando entre 1 e 100; os extremos correspondem, respectivamente, a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável. Assim, para os valores de CN são consideradas três condições:

- CN1: corresponde à Curva Número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos;
- CN2: corresponde à Curva Número para a condição II de umidade, ou seja, a situação média em que os solos apresentam a umidade correspondente à capacidade decampo, definida como a quantidade de água que o solo pode reter naturalmente quando, após saturado, cessa a drenagem rápida;
- CN3: corresponde à Curva Número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Para calcular os valores corrigidos de CN1 e CN3, estes podem ser relacionados com o CN2 por meio das seguintes equações:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 * (100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636 * (100 - CN_2)]} \text{ Eq. 3.2.4}$$

$$CN_3 = CN_2 * \exp[0,00673 * (100 - CN_2)] \text{ Eq. 3.2.5}$$

O modelo SWAT insere um recurso de armazenamento do escoamento superficial com o intuito de simular seu retardamento até o canal principal (CARVALHO NETO, 2011). Já que o escoamento superficial é calculado, o volume de água que chega ao canal principal é dado pela seguinte equação:

$$Q_{sup} = (Q'_{sup} + Q_{arm,i-1}) * \left[1 - \exp\left(\frac{SURLAG}{t_{conc}}\right) \right] \text{ Eq. 3.2.6}$$

Sendo:

Q_{sup} : quantidade de água que chega ao canal principal por escoamento superficial (mm);

Q'_{sup} : quantidade de água gerada em determinada sub-bacia no dia (mm);

$Q_{arm,i-1}$: quantidade de água em atraso gerada no dia anterior (mm);

$SURLAG$: coeficiente de atraso do escoamento superficial (hr), e

t_{conc} : tempo de concentração (hr).

A fração do total do volume de água que alcançará o canal em um dia está representado no segundo membro da equação. O valor de $SURLAG$ rege tal fração de modo que quanto maior, menos água será mantida armazenada.

Evapotranspiração

A evapotranspiração é realizada através de todos os processos do qual a água da superfície terrestre é transformada em vapor de água (evaporação das copas das árvores, transpiração, sublimação e evaporação pelo solo). Cerca de 62% da água que cai sobre o continente é evapotranspirada.

Existe uma diversidade de métodos para se calcular a evapotranspiração potencial, porém o modelo SWAT disponibiliza três métodos específicos, que são: (1) Penman Monteith (MONTEITH, 1965; ALLEN, 1986; ALLEN et al., 1989), (2) Priestley-Taylor (PRIESTLEY-TAYLOR, 1972), e (3) Hargreaves (HARGREAVES et al., 1985).

Logo que a evapotranspiração potencial é determinada, o modelo trata de calcular a evapotranspiração real. O SWAT inicialmente calcula a evaporação de toda a chuva interceptada pela cobertura vegetal. Em seguida, calcula a quantidade máxima de transpiração e a quantidade máxima de evaporação do solo.

A evapotranspiração potencial (PET) foi exposta inicialmente por Thornthwaite (1948) como parte de um trabalho de classificação do clima. A PET ficou definida como a velocidade pela qual a evapotranspiração ocorreria de uma área com uma grande quantidade de cobertura vegetal rasteira e com disponibilidade limitada de água no solo e que não foi exposta a advecção ou efeitos de armazenamento de calor.

Uma vez determinada a PET, a evapotranspiração real deve ser calculada. O modelo SWAT inicialmente evapora toda a precipitação interceptada pelo dossel da planta. Em

seguida, calcula a quantidade máxima de transpiração e a quantidade máxima de sublimação/evaporação do solo.

Armazenamento na Cobertura Vegetal

Entre as variáveis que influenciam de forma importante os processos de mudança da precipitação, podemos destacar a cobertura vegetal que tem a capacidade de reduzir a quantidade de água que cai sobre a superfície e diminuir o impacto das gotas da chuva sobre os solos (CARVALHO NETO, 2011).

Para se calcular a quantidade máxima de água que pode ser retida na copa, é necessário o índice de área foliar, podendo ser observado na seguinte equação:

$$cop_{dia} = cop_{mx} \frac{IAF}{IAF_{mx}} \quad \text{Eq. 3.2.7}$$

Com cop_{dia} , a quantidade máxima de água que pode ser armazenada na copa em um dado dia, cop_{mx} a quantidade máxima de água armazenada na copa quando esta está completamente desenvolvida, IAF trata do índice de área foliar para um determinado dia e IAF_{mx} o índice de área foliar máximo quando do completo desenvolvimento do vegetal.

De acordo com Carvalho Neto et al., (2011), para o modelo SWAT é importante que a cobertura vegetal esteja preenchida antes que a próxima fração da precipitação chegue ao solo. Desse modo, o modelo considera que o volume interceptado está disponível para evapotranspiração sob as seguintes condições (sendo que todas as variáveis devem estar em “mm”):

1. Caso a evapotranspiração potencial (E_0) seja menor que a quantidade de água retida pela copa (R_{int}), então a quantidade de água interceptada no dia ($R_{int,d}$) será resultado da diferença da quantidade de água interceptada no início do intervalo de tempo ($R_{int,0}$) pela evapotranspiração potencial (ou diretamente a evapotranspiração da quantidade de água livre existente no vegetal – E_{cop}):

$$E_a = E_{cop} = E_0 \rightarrow R_{int,d} = R_{int,0} - E_{cop} \quad \text{Eq. 3.2.8}$$

2. Se a evapotranspiração potencial for maior que a quantidade de água retida pela copa, então toda a lâmina interceptada será evaporada:

$$E_{cop} = R_{int,0} \rightarrow R_{int,d} = 0 \quad \text{Eq. 3.2.9}$$

Evaporação do Solo

Para se estimar a quantidade de água evaporada do solo o modelo usa uma função exponencial, levando em consideração a profundidade do solo e a quantidade de água existente.

$$E_{solo,z} = E_z'' \times \frac{Z}{(Z + \exp(2,374 + 0,00713 \times Z))} \quad \text{Eq. 3.2.10}$$

Onde:

$E_{solo,z}$ é a demanda evaporativa (mm) na profundidade;

Z, E_z'' é a evaporação máxima do solo para o dia (mm);

Z é a profundidade do solo (mm).

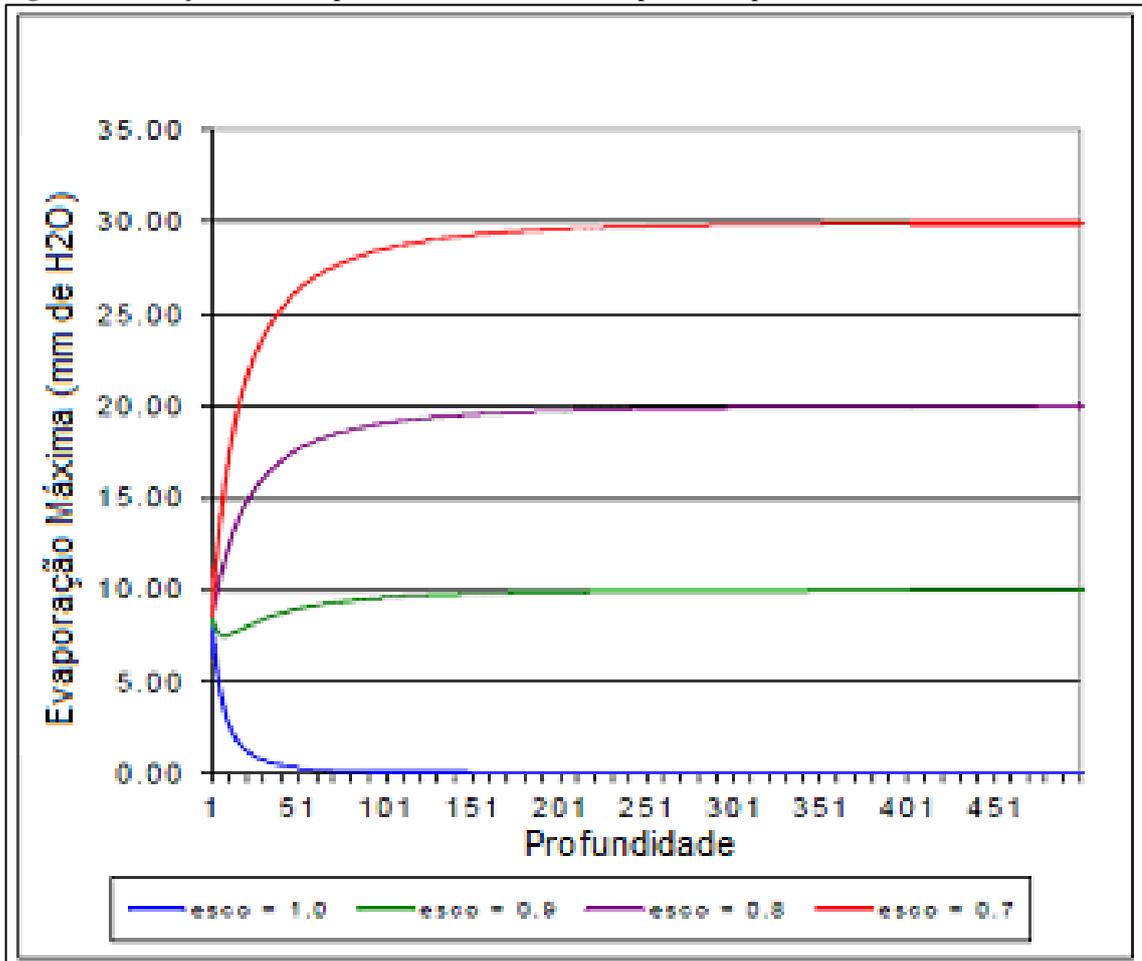
Um coeficiente foi adicionado na equação 3.2.8 para que possibilitasse ao modelador modificar a distribuição usada para chegar a demanda evaporativa do solo. A nova equação é:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} * ESCO \quad \text{Eq. 3.2.11}$$

Onde $E_{soil,ly}$ é a demanda evaporativa para a camada ly (mm H₂O), $E_{soil,zl}$ é a demanda evaporativa na delimitação inferior da camada do solo (mm H₂O), $E_{soil,zu}$ é a demanda evaporativa na demarcação superior da camada do solo (mm H₂O), e ESCO é o coeficiente de compensação de evaporação no solo.

No intuito de melhorar a estimativa da distribuição da evaporação, o modelo traz o coeficiente de compensação da evaporação do solo (ESCO). Com isso é possível dominar a extração de demanda evaporativa das camadas inferiores do solo, de forma que quanto menor o seu valor mais será extraído de profundidades maiores do solo. Podemos observar na Figura 8, diferentes valores de ESCO, que por sua vez varia entre 0,01 e 1.

Figura 8 - Variação de ESCO para a máxima demanda evaporativa e profundidade do solo em milímetros.



Fonte: Neitsch, 2005.

Sedimentos

Para se estimar a erosão do solo o modelo SWAT faz uso da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (Modified Universal Soil Loss Equation – MUSLE que é uma versão modificada da Equação Universal de Perda de Solos (Universal Soil Loss Equation – USLE) desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978).

A grande diferença entre as duas versões é que a MUSLE usa a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos. Já a USLE anteriormente usava para o cálculo da produção de sedimento, a precipitação como um indicador de energia erosiva.

Uma grande vantagem desta modificação é o fato de a mesma permitir estimar a produção de sedimentos em eventos individuais. Segundo Taveira (2012) só é possível à estimativa da produção de sedimentos devido ao escoamento superficial ser função das

condições de umidade anteriores e este fator representa a energia usada pela desagregação e transporte de sedimentos.

A desagregação e o transporte de sedimento são processos que sofrem grande influência do principal componente do ciclo hidrológico, o escoamento superficial. Os valores do volume escoado superficialmente são associados com a vazão de pico que condicionam a desagregação e a transferência dos sedimentos para o canal aluvial (CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012).

Equação Universal de Perda de Solos Modificada:

$$sed = 1,18 (Q_{sup} \times q_{pico} \times \text{área}_{HRU})^{0,56} \times K \times C \times LS \times P \times CFRG \quad \text{Eq. 3.2.12}$$

No qual:

sed: produção de sedimentos após evento de precipitação no dia, [ton];

Q_{sup} : escoamento superficial (mm);

q_{pico} : vazão de pico do escoamento (m³/s);

área_{HRU} : área da Unidade de Resposta Hidrológica (ha);

K: erodibilidade do solo [(0,013ton m² hr)/(m³ ton cm)];

C: é o fator de uso e manejo do solo (adimensional);

LS: fator topográfico (adimensional);

P: fator das práticas conservacionistas (adimensional) e

CFRG: fator de fragmentação esparsa (adimensional).

Vazão de Pico

A vazão de pico é a vazão máxima que aconteceu durante um evento chuvoso. A mesma é um indicador da intensidade do processo erosivo usado para calcular a perda de sedimentos. A vazão de pico no modelo SWAT é calculada através do Método Racional Modificado (Equação 3.10).

$$q_{pico} = \frac{\alpha_{tc} \times Q_{sup} \times A}{3,6 \times t_{conc}} \quad \text{Eq. 3.2.13}$$

Sendo:

q_{pico} : vazão de pico (m^3/s);

α_{tc} : a fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração da bacia (adimensional);

Q_{sup} : escoamento superficial (mm);

A : área da sub-bacia (km^2) e

t_{conc} : tempo de concentração da sub-bacia (hr).

Tempo de Concentração

O tempo de concentração é o tempo necessário para que a última gota de chuva precipitada no local mais distante da bacia escoe até o exutório. Segundo Lino (2009), o tempo de concentração é calculado pela soma do tempo que leva para a última gota de chuva escoar do ponto mais distante da sub-bacia até alcançar um curso d'água (escoamento terrestre) e o tempo que dura para a água escoar dos cursos d'água das sub-bacias até seus respectivos exutórios (escoamento no canal).

$$t_{conc} = t_{cs} + t_{cc} \quad \text{Eq. 3.2.14}$$

Sendo;

t_{conc} : o tempo de concentração na sub-bacia (hr);

t_{cs} : o tempo de concentração na superfície (hr) e

t_{cc} : o tempo de concentração no curso d'água (hr).

Pode-se calcular o tempo de concentração na superfície da seguinte maneira:

$$t_{cs} = \frac{L_{slp}^{0,6} \times n^{0,6}}{18 \times slp^{0,3}} \quad \text{Eq. 3.2.15}$$

Sendo:

L_{slp} : o comprimento da encosta (m),

n : o coeficiente de rugosidade de Manning (adimensional) e

slp : a declividade média na sub-bacia (m/m ou %).

Podemos calcular o tempo de concentração do curso d'água por meio da equação abaixo:

$$t_{CC} = \frac{0,62 \times L \times n^{0,75}}{A^{0,125} \times slp_{ch}^{0,375}} \quad \text{Eq. 3.2.16}$$

Sendo:

L : o comprimento do curso d'água a partir do ponto mais distante da sub-bacia até o exutório (km),

n : o coeficiente de rugosidade de Manning para o curso d'água (adimensional),

A : a área da sub-bacia (km²) e

slp_{ch} : a declividade média no curso d'água (m/m ou %).

Erodibilidade do solo (Fator k)

O fator de erodibilidade do solo representa a facilidade que o solo tem em ser erodido, a partir do impacto das gotas da chuva e/ou escoamento superficial. Existe uma relação das propriedades físicas e químicas do solo, representando o grau de erosão de diferentes tipos de solos quando expostos às mesmas condições de declividade, práticas conservacionistas, chuva e manejo (CARVALHO, 2008).

Com relação as propriedade físicas do solo, Wichmeier e Smith (1978) descrevem dois pontos de partida para se observar a erodibilidade do solo: as que comprometem a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água; e as que resistem às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento.

A equação utilizada no modelo SWAT para a determinação da erodibilidade do solo é dada por:

$$K = f_{areia,gr} \times f_{ar-si} \times f_{corg} \times f_{areia,fn} \quad \text{Eq. 3.2.17}$$

Sendo:

$f_{areia,gr}$: representa o conteúdo de areia grossa;

f_{ar-si} : representa a fração do solo que contém argila e silte;

f_{corg} : contribuição do carbono orgânico e

$f_{areia,fn}$: representa o conteúdo de areia fina.

Tais fatores são obtidos por meio das seguintes equações:

$$f_{areia,gr} = \left\{ 0,2 + 0,3 \exp \left[-0,256 \times m_s \times \left(1 - \frac{m_{silte}}{100} \right) \right] \right\} \quad \text{Eq. 3.2.18}$$

$$f_{ar-si} = \left(\frac{m_{silte}}{m_c + m_{silte}} \right)^{0,3} \quad \text{Eq. 3.2.19}$$

$$f_{corg} = \left[1 - \frac{0,25 \times Corg}{Corg - \exp(3,72 - 2,95 \times Corg)} \right] \quad \text{Eq. 3.2.20}$$

$$f_{areia,fn} = \left\{ 1 - \frac{0,7 \times \left(1 - \frac{m_s}{100} \right)}{\left(1 - \frac{m_s}{100} \right) + \exp \left[5,51 + 22,9 \times \left(1 - \frac{m_s}{100} \right) \right]} \right\} \quad \text{Eq. 3.2.21}$$

Sendo:

m_s : porcentagem de areia;

m_{silte} : porcentagem de silte;

m_c : porcentagem de argila e

$Corg$: fração de carbono orgânico para cada camada do solo.

Fator de cobertura e manejo (C)

O fator de cobertura e manejo (C) é determinado pela taxa de perda de solo em condições específicas num certo estágio da cultura, levando em conta as semelhanças entre a perda de solo na parcela padrão, durante o mesmo período (TIWARE et al., 2000).

A cobertura vegetal é um fator que condiciona os processos erosivos, e busca avaliar o efeito combinado de todas as relações das variáveis de cobertura e manejo que levam em conta: tipo de vegetação, população, desenvolvimento (estágio da cultura), época do ano e manejo da cultura (BERTONI, 2005). De acordo com Brandt (1986), o tipo de vegetação pode influenciar nos processos erosivos de duas maneiras: (a) modificando a distribuição do

tamanho das gotas de chuva, prejudicando, dessa forma, a energia cinética da chuva; e (b) diminuindo o volume de água que chega ao solo.

O fator C de cobertura e manejo do solo pode variar no intervalo numérico de 0 a 1, sendo o limite superior característico de solos sem nenhuma cobertura vegetal, e o limite inferior característico de solos provido de cobertura vegetal, ou seja, com baixa susceptibilidade a erosão (TAVEIRA, 2012).

Fator topográfico

O fator topográfico é o produto do grau de declividade (S) e o comprimento da própria declividade (L), considerando a influência da topografia do terreno nos processos erosivos. Logo, podemos definir o fator topográfico (LS) como a taxa esperada de perda do solo por unidade de área, sendo possível ser calculado pela seguinte equação:

$$LS = \left(\frac{L_{slp}}{22,1} \right)^m \times (65,41 \times \text{sen}^2 \alpha_{slp} + 4,56 \times \text{sen} \alpha_{slp} + 0,065) \quad \text{Eq. 3.2.22}$$

Sendo:

L_{slp} : o comprimento da encosta (m);

m: termo exponencial, e

α_{slp} : ângulo de declividade da encosta.

Para calcular o termo exponencial utiliza-se a equação abaixo:

$$m = 0,6[1 - \exp(-35,835 \times slp_{HRU})] \quad \text{Eq. 3.2.23}$$

Sendo:

slp_{HRU} : declividade da HRU (m/m).

Práticas Conservacionistas (Fator P)

O fator P está diretamente ligado com os diferentes tipos de uso e manejo do solo. É a relação da perda de solo, para uma determinada cultura, de uma determinada prática de conservação do solo (plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas).

Estas práticas alteram o padrão, grau e direção do fluxo e como consequência as taxas de erosão. Assim, áreas que não contém essas práticas, possibilitam erosão sem dificuldades, e o fator tem valor igual a 1.

Fator de fragmentação esparsa (CFRG)

Leva em consideração o afloramento de rocha na área, por meio da seguinte equação:

$$CFRG = \exp^{-0,053 \times rochas} \quad \text{Eq. 3.2.24}$$

No qual o termo “rocha” é uma representação da área que contem afloramento rochoso.

Crescimento vegetal

Para se estimar o desprendimento e arraste das partículas do solo, é de fundamental importância conhecer as condições de cobertura vegetal e de resíduos das culturas. O modelo SWAT estima todos os dias o crescimento de plantas pela aplicação de uma versão simplificada do modelo de crescimento de planta EPIC (WILLIAMS, 1995). O modelo faz uso dos conceitos de desenvolvimento fenológico da planta com base na unidade de calor acumulado em cada dia (grau/dia), do índice de colheita e do potencial de biomassa e do ajustamento do estresse por cauda da água e temperatura. O SWAT simula o crescimento de culturas anuais e perenes.

Manejo agrícola

A meta mais importante da modelagem ambiental é avaliar o impacto das atividades humanas em certos sistemas, pois esses impactos alteram diretamente a dinâmica da água e sedimentos em uma bacia hidrográfica. A essência desta avaliação está na pontualização das práticas de manejo do solo e da água que são realizadas dentro de certos sistemas. O modelo SWAT fornece sub-modelos que simulam plantio, colheita, irrigação, propagação de nutrientes e pesticidas, e operação de cultivo.

Existem duas seções que dividem o componente manejo agrícola, a primeira que leva em consideração as condições iniciais de práticas de manejo que jamais sofreram modificações durante a simulação, e a segunda que enumera uma programação de operação de manejo que acontecem em tempos específicos.

Percolação

Para se calcular o processo de percolação no modelo SWAT, usa-se a propagação do escoamento combinado com um modelo de fluxo em fendas no solo, simulando o escoamento por meio de cada camada de solo. Só ocorre a percolação da água se a quantidade de água ultrapassar a capacidade de campo para aquela camada e a camada inferior não estiver saturada (LINO, 2009). A técnica de propagação do armazenamento é baseada na seguinte equação.

$$W_{per,cam} = SW_{cam,excesso} \left(1 - \exp \left[\frac{-\Delta T}{TT_{perc}} \right] \right) \quad \text{Eq. 3.2.25}$$

Sendo,

$SW_{cam,excesso}$: a quantidade de água disponível para percolar no dia (mm)

$W_{per,cam}$: quantidade de água que efetivamente percola no dia (mm);

ΔT : duração do intervalo de tempo (hr), e

TT_{perc} : tempo de percolação entre as camadas (hr).

O tempo de percolação entre as camadas é dado por:

$$TT_{perc} = \frac{SAT_{cam} - FC_{cam}}{K_{sat}} \quad \text{Eq. 3.2.26}$$

Sendo,

SAT_{cam} : a quantidade de água no solo completamente saturado (mm);

FC_{cam} : a quantidade de água na capacidade de campo (mm), e

K_{sat} : a condutividade hidráulica saturada (mm/hr).

Processo de REVAP

A água pode se deslocar de um aquífero raso para uma zona excessivamente não saturada. Em períodos quando o material que cobre o aquífero está seco, a água na franja capilar que separa a zona saturada da não saturada, evaporará e se difundirá para as camadas superiores. Uma vez que a água é removida da franja capilar pelo processo de evaporação, ela é repostada pela água do aquífero subjacente. A água também pode ser removida do aquífero por plantas de raízes profundas que conseguem absorver a água diretamente do aquífero. O modelo SWAT transforma o deslocamento da água em camadas sobrepostas não saturadas, como uma função da demanda hídrica para evapotranspiração. Para evitar confusão entre a evaporação do solo e a transpiração, este processo foi nomeado como “revap” (NEITSCH et al., 2011).

Caso não haja ascensão por meio das franjas capilares (FC), zona onde ocorre um intenso movimento ascendente de água a partir da zona de saturação, por fenômenos de capilaridade, o volume de água que percola no solo vai recarregar os aquíferos rasos e profundos. Modelo SWAT aciona o processo chamado “REVAP”, o mesmo é de fundamental importância em bacias onde a zona saturada encontra-se próximo a superfície e há raízes profundas.

Para recarga potencial em aquíferos rasos, o mesmo é estimado através da equação:

$$aq_{rs,i} = aq_{rs,i-1} + W_{rec,rs} - Q_{aq} - W_{REVAP} - W_{bomba,rs} \quad \text{Eq. 3.2.27}$$

Sendo:

$aq_{rs,i}$: quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia “i” (mm);

$aq_{rs,i-1}$: quantidade de água armazenada no aquífero raso no dia “i - 1” (mm);

$W_{rec,rs}$: quantidade de água que recarrega o aquífero raso no dia (mm);

Q_{aq} : escoamento subterrâneo que recarrega o canal principal (mm);

W_{REVAP} : quantidade de água que ascende por franjas capilares (mm); e

$W_{bomba,rs}$: quantidade de água retirada através de bombas (mm).

O processo de REVAP não é levado em consideração no volume evapotranspirado, uma vez que este processo avalia o volume de água que ascende por meio das franjas capilares em função da demanda de evapotranspiração. O volume máximo de água que será extraído do aquífero através do REVAP em um determinado dia é:

$$W_{REVAP, mx} = \beta_{rev} \times E_0 \quad \text{Eq. 3.2.28}$$

Sendo:

$W_{REVAP, mx}$: máxima quantidade de água (mm) que ascende em resposta ao déficit hídrico;

β_{rev} : coeficiente de REVAP (adimensional), e

E_0 : potencial de evapotranspiração (mm) daquele dia.

A quantidade de água, a qual efetivamente passa por tal processo é determinada pelas seguintes condições:

$$\begin{aligned} & 1. W_{REVAP} = 0 && \text{se, } aq_{rs} \leq aq_{lim,rv} \\ 2. W_{REVAP} &= W_{REVAP, mx} - aq_{lim,rv} && \text{se, } aq_{lim,rv} < aq_{rs} < (aq_{lim,rv} + W_{REVAP, mx}) \\ 3. W_{REVAP} &= W_{REVAP, mx} && \text{se, } aq_{lim,rv} \geq (aq_{lim,rv} + W_{REVAP, mx}) \end{aligned}$$

Sendo:

W_{REVAP} : quantidade de água que ascende (mm);

aq_{rs} : quantidade de água armazenada no aquífero raso (mm), e

$aq_{lim,rv}$: valor limite do nível de água a ser superado para ocorrer o processo REVAP (mm).

Propagação da vazão líquida no canal

Para realizar a propagação da água, o modelo SWAT faz uso do método de armazenamento variável desenvolvido por Willians (1969). Segundo Lopes (2008), o modelo

necessita de dados como: comprimento, declividade, profundidade, declividade lateral e n do curso d'água. Além de necessitar de declividade e n da margem de inundação.

Para calcular a vazão e velocidade é utilizado a equação de Manning, e o tempo de propagação calculado pela divisão do comprimento do curso d'água pela velocidade, supondo que o canal seja de seção trapezoidal. O fluxo a partir do curso d'água é ajustado para a perda por transmissão, evaporação e fluxo de retorno (ARNOLD et al., 1998).

Levando em conta a equação da continuidade, o volume armazenado em um trecho para um intervalo de tempo estabelecido, é dado pela seguinte equação:

$$V_{arm} = V_{ent} - V_{saída} \quad \text{Eq. 3.2.29}$$

Sendo:

V_{arm} : o volume armazenado no trecho (m^3),

V_{ent} : volume de entrada no trecho (m^3), e

$V_{saída}$: volume de saída no trecho (m^3).

Desta forma, utilizando o coeficiente de armazenamento, pode-se calcular o volume de água que sai do trecho em um determinado intervalo de tempo, por meio da equação:

$$V_{saída,2} = SC (V_{in} + V_{arm,1}) \quad \text{Eq. 3.2.30}$$

Com:

$V_{saída,2}$: o volume que sai do trecho no fim do intervalo de tempo (m^3);

SC : o coeficiente de armazenamento;

V_{in} : o volume de água que entra no início do intervalo de tempo (m^3), e

$V_{arm,1}$: é o volume armazenado no início do intervalo de tempo (m^3).

O coeficiente de armazenamento é calculado pela expressão:

$$SC = \frac{2 \times \Delta T}{2 \times TT \times \Delta T} \quad \text{Eq. 3.2.31}$$

Sendo:

ΔT : intervalo de tempo (s) e

TT: tempo de viagem (s)

O “tempo de viagem” é encontrado através da divisão entre o volume armazenado e o fluxo de saída.

Propagação da vazão sólida no canal

A propagação dos sedimentos nos cursos d’água é constituída por dois processos que ocorrem de forma simultânea: degradação (ou erosão) e agradação (ou disposição). Tomando como base a velocidade de queda temos o processo de deposição e tendo como base o conceito de força do escoamento definido por Bagnold (1977), temos o processo de degradação.

Para simplificar o processo, Bagnold (1977) definiu a força do escoamento como um produto da densidade da água, da taxa de escoamento e da declividade da superfície da água. Máxima de sedimento que pode ser transportada em um segmento é dada por:

$$conc_{sed, mx} = c_{sp} \times V_{pc}^{sp \ exp} \quad \text{Eq. 3.2.32}$$

Sendo:

$conc_{sed, mx}$: concentração máxima de sedimentos que pode ser transportada pela água (t/m³ ou kg/L);

V_{pc} : velocidade de pico (m/s) e

c_{sp} e sp : coeficientes de ajuste, variando entre 0,0001 a 0,01 e entre 1 a 2, respectivamente.

O coeficiente linear pode variar entre 0, 0001 a 0,01 enquanto que o expoente pode assumir valores entre 1 a 2 (CARVALHO NETO, 2011).

A máxima quantidade de sedimentos é comparada com a concentração de sedimentos contida no início de cada intervalo de tempo. Se a concentração inicial do intervalo de tempo for superior à máxima, tem-se o processo de deposição predominando e estimado por:

$$Sed_{dep} = (conc_{sed,0} - conc_{sed,mx})V_{pc} \quad \text{Eq. 3.2.33}$$

Sendo:

Sed_{dep} : quantidade de sedimentos depositada (ton), e

$conc_{sed,0}$: concentração de sedimentos no início do intervalo de tempo (kg/L) ou (ton/m³).

Caso contrário (concentração atual < máxima possível), a erosão é o processo predominante sendo estimada por:

$$Sed_{ero} = (conc_{sed,mx} - conc_{sed,0})V_{pc} \times K_{ca} \times C_{ca} \quad \text{Eq. 3.2.34}$$

Sendo:

Sed_{ero} : quantidade de sedimentos que é erodida (ton);

K_{ca} : fator de erodibilidade do canal (cm/hr. Pa) e,

C_{ca} : fator de cobertura do canal (adimensional).

O fator de erodibilidade do canal segue a mesma premissa do fator referente ao solo, sendo comumente inferior em uma ordem de magnitude deste último. Enquanto que o fator de cobertura do canal busca estimar a proteção do leito devido à existência de vegetação.

Uma vez que são calculadas a quantidade de sedimentos que deposita e erode, tem-se a estimativa final das partículas existentes no trecho, Sed_{at} (ton), através da equação:

$$Sed_{at} = Sed_{sed,0} - Sed_{dep} + Sed_{ero} \quad \text{Eq. 3.2.35}$$

Para finalizar, a quantidade de sedimento que sai do trecho do canal é estimada com uso da seguinte equação:

$$Sed_{out} = Sed_{at} \frac{V_{saida}}{V_{ca}} \quad \text{Eq. 3.2.36}$$

Sendo:

Sed_{out} : concentração de sedimentos que sai do trecho (ton),

V_{saida} : volume que sai no intervalo de tempo (m³) e

V_{ca} : volume de água no trecho (m³).

3.3 APLICAÇÕES DO MODELO SWAT

Segundo Gassman et al., (2007), o modelo SWAT tem se mostrado uma importante ferramenta de auxílio para avaliação dos recursos hídricos e para problemas de fonte de poluição não pontuais em escalas abrangentes e condições ambientais. Vários trabalhos já foram desenvolvidos utilizando o modelo SWAT em diversas localidades e para diferentes aplicações.

Setegn et al., (2008) aplicou o modelo SWAT na bacia do lago Tana na Etiópia, para modelar o balanço hídrico, testando assim o desempenho e a viabilidade do modelo para a previsão de vazões na bacia. Lin et al., (2009), por exemplo, utilizou o SWAT para a modelagem do fósforo na Bacia do Lago Allatoona (EUA) e sua relação com o uso e ocupação do solo da região.

Wu e Liu (2012) modificaram o modelo SWAT para definir cenários de mudança de cobertura do solo e aplicaram a bacia do rio Iowa localizado no Nordeste do Iowa, é um efluente do rio Mississippi, nos Estados Unidos-EUA, avaliando os impactos a longo prazo da produção de biocombustível (por exemplo, taxas de remoção de palha de milho e o potencial de mudança de cobertura do solo) em um ecossistema com foco na produção de biomassa. Zang et al., (2012) avaliou padrões espaciais e temporais da água no interior da China, através do SWAT. Yan et al., (2013) avaliou os impactos da mudança do uso e da ocupação do solo no fluxo de água e na produção de sedimentos do reservatório Danjiangkon, utilizando modelagem hidrológica no SWAT.

No Brasil o modelo SWAT também está ganhando destaque, Uzeika (2009) utilizou o modelo SWAT, em uma pequena bacia rural (1,19 km²) localizada no município de Arvorezinha-RS, para avaliar a sua aplicabilidade e simular a produção de sedimentos em três diferentes cenários de uso e manejo de solo. A aplicabilidade do modelo foi avaliada através da comparação dos resultados hidrológicos e sedimentológicos simulados pelo modelo, sem utilização da calibração, com valores observados obtidos para uma série de dados de cinco anos de monitoramento hidrossedimentológico. Resultados referentes à aplicabilidade do modelo através da simulação do escoamento superficial para a escala de tempo diário não foram satisfatórios, enquanto que valores mensais e anuais foram mais adequados, a produção de sedimentos os resultados não foram satisfatórios, tanto para simulações diárias como mensais e anuais.

Lino (2009) analisou a dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do Rio Preto (1000,41 km²), localizada no planalto norte de Santa Catarina, utilizando o modelo

SWAT. Foram aplicadas as calibrações manual e automática para possibilitar as simulações do escoamento superficial e da produção de sedimentos nos diferentes cenários de uso do solo adotados. Os resultados dos diferentes cenários foram comparados entre si. Observou-se que o cenário 3 (Agricultura) apresentou maior escoamento superficial e produção de sedimentos. O maior impacto na redução do escoamento superficial e da produção de sedimentos foi obtido pela substituição do uso e cobertura atual do solo (cenário 1) pela mata nativa (cenário 2).

Carvalho Neto (2011) aplicou o modelo hidrossedimentológico SWAT para a Bacia do Riacho dos Namorados e para as Sub-Bacias 1 e 2 da Bacia Experimental de São João do Cariri. A Bacia do Riacho dos Namorados foi simulada pelo modelo parametrizado na situação atual do uso do solo, com e sem a presença de açudes. Estas simulações permitiram uma avaliação da influência dos açudes. Para avaliar os efeitos das mudanças do uso do solo na Bacia de Riacho dos Namorados, outros quatro cenários em que a bacia poderia estar. A influência dos açudes na bacia foi caracterizada pela atenuação da vazão líquida e da carga de sedimentos.

Taveira (2012) utilizou o modelo SWAT na Bacia Representativa de Sumé (BRS), localizada na parte superior da bacia do Rio Paraíba – PB, como ferramenta de simulação dos processos hidrossedimentológicos para fins de planejamento conservacionista do uso do solo desta bacia. A simulação de cenários permitiu avaliar quanto as alterações no uso e ocupação do solo interferem nos processos de escoamento superficial e produção de sedimentos e propor a simulação de um cenário alternativo de uso da bacia caracterizado por uma prática conservacionista de caráter vegetativo. Os resultados obtidos mostraram que o cenário representando toda a bacia preservada é a condição ideal do ponto de vista hidrológico, porém como a bacia já possui áreas com intervenções antrópicas bastante acentuadas, a proposta de reflorestamento, é uma alternativa plausível no planejamento conservacionista da Bacia Representativa de Sumé.

Aragão et al., (2013) aplicou o modelo SWAT à sub-bacia do Rio Japarutuba Mirim, em Sergipe, nas seções de medição das estações Fazenda Pão de Açúcar (PA) e Fazenda Cajueiro (CJ), com áreas de contribuição respectivamente de 137,3 e 277,8 km², visando à parametrização das duas bacias aninhadas por meio dos processos de calibração e de validação. Foram realizadas simulações do escoamento na bacia menor (PA), a partir dos parâmetros calibrados na bacia maior (CJ), e, reciprocamente, do escoamento na bacia maior (CJ). Em seguida, foram também realizadas simulações do escoamento e da produção de sedimentos para o período de dados de vazão disponíveis (1985 a 2000), para a seção CJ. Os resultados evidenciaram que o modelo calibrado simulou bem o escoamento superficial e

conseguiu prever, de forma coerente, a produção de sedimentos com base nos 12 parâmetros mais sensíveis do modelo. O modelo SWAT foi sensível ao parâmetro Curva Número (*CN2*) e aos parâmetros relacionados à água subterrânea, denotando a influência do uso e da cobertura do solo e das condições de recarga potencial do aquífero no escoamento superficial. O modelo conseguiu simular satisfatoriamente os hidrogramas observados, uma vez que os parâmetros foram calibrados.

Medeiros et al., (2013) avaliou a aplicabilidade do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) na simulação da produção de sedimentos na Bacia Experimental de São João do Cariri (BESJC). O SWAT se trata de um modelo hidrossedimentológico capaz de simular de maneira rápida, desde que se disponha de dados apropriados, as mais diversas situações. Os resultados obtidos demonstraram a eficácia do modelo para a análise da produção de sedimentos como um todo, mas não correspondeu às expectativas enquanto análise diária, uma vez que houve discrepâncias entre os dados observados e simulados. Estas incoerências podem ser atribuídas a erros na fase de calibração do modelo, que se trata de uma etapa bastante complexa, e não devem invalidar a utilização do mesmo, visto que se mostrou satisfatório sob outra ótica, o que lhe torna um modelo deveras promissor mediante ao aprimoramento do seu uso.

Silva (2014) aplicou o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para calibrar e validar simulação do escoamento superficial e aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio do Rio São Francisco (BHSRSF). Para isso, foram usados mapas georreferenciados de uso atual do solo, unidades pedológicas e modelo digital de elevação, além de dados meteorológicos e hidrológicos da área de estudo. No estudo foram utilizadas séries históricas de dados mensais de vazões oriundos de três estações fluviométricas e dados meteorológicos diários provenientes de nove estações climatológicas distribuídas na área de estudo. O resultado das simulações para diferentes usos do solo possibilitou a identificação de áreas que apresentam o maior potencial a erosão hídrica, pedológica e associada ao relevo, como também toda a interação da interface do sistema solo-planta-atmosfera. A mudança da cobertura de pastagem para solo exposto verificada no cenário 3 indicou o impacto das alterações das características da superfície, tendo em vista as condições climáticas de regiões semiáridas, os componentes do escoamento superficial e aporte de sedimentos foram os mais sensíveis as alterações, apresentando alterações em seus valores em condições atuais de cobertura.

Medeiros e Silva (2014) analisaram as perdas de água e solo na Bacia Experimental de São João do Cariri, utilizando o modelo hidrossedimentológico SWAT. Foram utilizados

dados diários de precipitação, temperatura, umidade do ar, escoamento superficial e perdas de solo, para o período de 2004 a 2006. Foram utilizados também, mapa de uso e ocupação do solo e mapa digital de elevação com resolução espacial de 30 m, e mapa dos tipos de solo da bacia. Os dados observados mostram uma variação das perdas de água entre 10 e 12.800 m³ e perdas de solo entre 10 e 430 kg. Os resultados também demonstraram a eficácia do modelo para a análise dos processos hidrossedimentológicos, com valores de $R^2 = 0,87$ e $0,66$ para perdas de água e solo, respectivamente. Concluíram que o modelo SWAT acoplado ao SIG é uma ferramenta poderosa na análise do comportamento dos processos hidrossedimentológicos.

Silva e Medeiros (2014) analisaram a variabilidade espacial e temporal do escoamento superficial e da produção de sedimentos usando o modelo hidrossedimentológico SWAT em ambiente SIG. Este estudo foi realizado na Bacia Experimental de São João do Cariri. Para a realização deste trabalho foram utilizados dados climatológicos, chuva, escoamento superficial e produção de sedimentos diários para o período de 2004 a 2006, mapa de uso e ocupação do solo obtido a partir de imagens do satélite IKONOS, mapa digital de elevação com resolução espacial de 30 m e mapa dos tipos de solo da bacia. Os resultados obtidos demonstraram a eficácia do modelo para a análise da produção de sedimentos e vazão, obtendo-se valores de Coeficiente de Correlação Linear de Pearson (R^2) de 0,84 e 0,88 e Coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) de -0,32 e 0,77 para produção de sedimentos e escoamento superficial, respectivamente.

Santos (2015) identificou os principais processos que influenciam a geração do escoamento superficial e a produção de sedimento em pequenas bacias hidrográficas, e calibrou os parâmetros de modelos sedimentológicos empíricos, bem como a razão de aporte de sedimentos (SDR) para a região semiárida tropical do Brasil. A área de estudo é a Bacia Experimental de Iguatu (BEI), composta de uma bacia de 16,74 km², três pequenas microbacias aninhadas (de 1 a 3 ha) e três parcelas de erosão de 20 m². As mudanças da cobertura vegetal apresentaram pouca influência sobre o escoamento acumulado, indicando que as características e condições do solo, como umidade e presença de fendas, explicam melhor a geração de escoamento em solos expansivos.

Fernandes (2015) avaliou a viabilidade do uso do modelo SWAT para vazão e estimativa da produção de sedimento na bacia hidrográfica do rio São Francisco. Constatou que os parâmetros mais sensíveis para a bacia estudada foram: tempo de retardo das águas subterrâneas - GW_DELEY, curva número - CN2 e a constante de recessão - ALPHA_BF. Os resultados do PBIAS variaram entre ± 0.1 a ± 13.9 indicando que os processos superestimava

e subestimativa para as diferentes regiões da bacia são inferiores a 15%, ficando dentro da faixa de classificação considerada boa a muito boa para a resposta da modelagem. Os resultados para produção de sedimentos durante o período analisado apresentam uma tendência de superestimar, apresentando maiores valores médios de produção para os projetos Sobradinho com $9.463,13 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e Três Marias com $9.191,18 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$. Já os projetos Itaparica, Paulo Afonso e Xingó apresentaram uma produção de sedimentos menor, com respectivamente $2.989,25 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$, $459,70 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e $348,05 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$ e para o projeto Foz a estimativa média de produção de sedimentos foi de $1.284,55 \text{ t.km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$. O mesmo conclui que o SWAT mostrou-se um modelo robusto em simular a perda de solo e seu transporte na bacia do São Francisco. Entretanto, existe uma tendência do modelo em superestimar a produção de sedimentos. Com relação à vazão as superestimativas e subestimativas apontadas pelo índice estatístico PBIAS podem estar relacionadas com a utilização do mapa de uso e cobertura do solo.

Silva (2015) analisou as relações entre as formas de uso e ocupação do solo e os processos de vazão e erosão na bacia do Rio Taperoá. Neste trabalho foram utilizados dados de precipitação, temperatura e umidade para o período de 1970 à 1993, além de mapas dos tipos de solos, uso e ocupação do solo e modelo de elevação digital. Valores simulados pelo modelo SWAT foram comparados com dados de vazão medidos e de produção de sedimentos estimados. O modelo foi calibrado e validado, usando dados mensais de vazão para o posto fluviométrico Poço de Pedras. Os resultados mostram um bom ajuste, com vazão média observada de $6,86 \text{ m}^3/\text{s}$ e vazão média simulada de $7,73 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto a produção de sedimentos para todo o período de $2,5 \text{ t/ha/ano}$. A partir dos dados morfométricos e dos mapas gerados, é possível realizar estudos mais aprofundados das áreas de conservação e prováveis usos do solo, facilitando o processo de planejamento e gestão de recursos hídricos.

Dantas et al (2015) utilizaram o modelo SWAT para estimar a produção de sedimentos na bacia do Rio Taperoá, foram utilizados dados de precipitação, temperatura e umidade para o período de 1970 a 1993, além de mapas dos tipos de solos, uso e ocupação do solo e modelo de elevação digital. Valores simulados pelo modelo SWAT foram comparados com dados de vazão medidos e de produção de sedimentos estimados. O modelo foi calibrado e validado usando dados mensais de vazão para o posto fluviométrico Poço de Pedras. Os resultados mostram um bom ajuste, com vazão média observada de $6,86 \text{ m}^3/\text{s}$ e vazão média simulada de $7,73 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto a produção de sedimentos para todo o período de $2,5 \text{ t/ha/ano}$. O modelo SWAT apresentou um bom desempenho para a bacia do Rio Taperoá no período de calibração. Para o período de validação os resultados não acompanharam o ajuste encontrado

no período de calibração, indicando certa incoerência dos dados observados, como exposto anteriormente.

Quintão Rosa (2016) avaliou o desempenho do modelo SWAT na estimativa da produção e transporte de sedimentos e também na avaliação dos impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos em condições edafoclimáticas de uma bacia hidrográfica do Sudeste brasileiro. Foi avaliada a capacidade de utilização do modelo como ferramenta para prever impactos de possíveis mudanças no uso do solo na produção de sedimentos. Os resultados permitiram constatar que: a) os parâmetros para quais o modelo apresentou maior sensibilidade foram: número da curva inicial para a condição de umidade ACMII (CN2); armazenamento de água no solo (SOL_AWC); tempo de retardo do escoamento superficial direto (SURLAG); fator de práticas de manejo da USLE (USLE_P); declividade média da sub-bacia (SLOPE); coeficiente linear de fluxo de sedimentos (SPCON); condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K); e profundidade da camada de solo (SOL_Z).

Algumas instituições públicas e privadas também fazem uso do modelo para prever problemas relacionados à erosão e assoreamento, principalmente as empresas de geração de energia elétrica. Outros estudos semelhantes foram desenvolvidos em várias regiões: África Ocidental (BAKER e MILLER, 2013); EUA (BIEGER et al., 2015); Brasil (BRESSIANE et al., 2015).

3.4 QSWAT

A extensão QSWAT roda a partir do SIG Qgis, utilizado como ferramenta de pré e pós-processamento de dados para a execução do modelo hidrológico SWAT. A interface QSWAT possibilita o armazenamento de dados geospaciais, numéricos e de texto. Os dados necessários para utilização do modelo SWAT no ambiente QSWAT são: Modelo Digital de Elevação (MDE), Tipos de Solo e Uso e Ocupação do Solo.

Com o MDE é possível determinar a delimitação da bacia hidrográfica, a ser estudada. Pela identificação da rede de drenagem através do “Algoritmo de Oito Direções”, bem como a extração de todos os parâmetros topográficos necessários para a execução do modelo. Mediante o exposto, a interface delimita para cada canal sua respectiva sub-bacia (WINCHELL, 2007). Bastante importante para o pré-processamento de dados está a formação das chamadas Unidades de Respostas Hidrológicas (HRU) existentes nas sub-bacias. Para finalizar, a interface fornece um gerador de clima (velocidade do vento, radiação solar, temperatura e umidade do ar) para fornecimento de algumas variáveis e é capaz de proceder com uma organização estrutural dos resultados, promovendo visualização objetiva com diversos arquivos de saída.

CAPÍTULO 4 - MATERIAIS E MÉTODOS

Como descrito nos capítulos anteriores, a ferramenta utilizada para este estudo foi o modelo SWAT. E como área de estudo a bacia do rio Sucuru, mais precisamente a parte jusante o açude de Sumé. Com isso, este capítulo apresenta as principais características físico-climáticas dessa região e os dados geoespaciais necessários para o desenvolvimento do trabalho com o auxílio do modelo, bem como o seu processo de funcionamento e a metodologia adotada.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo corresponde à porção da bacia hidrográfica do rio Sucuru, que fica a jusante do açude de Sumé, açude este localizado no município de mesmo nome situado na região denominada de cariri paraibano (Figura 9). Sua altitude média em relação ao nível do mar é de 533 m, com a seguinte posição geográfica: 7°40'13" de latitude sul e 36°52'58" de longitude oeste. A bacia do rio Sucuru tem uma área de 1682 km², dos quais 938 km² corresponde à parte jusante do açude de Sumé alvo do presente estudo. A temperatura média anual fica entre 21 e 25°C e a precipitação média anual varia de 400 a 600 mm, caracterizando uma área com clima do tipo semiárido quente e insolação anual média de 2800 horas e a evaporação média anual no tanque classe A é de 2900 mm (SRINIVASAN et al., 2003; LOPES, 2003; CPRM, 2000; IBGE, 2010; FRANCISCO et al., 2012; SERPEC-EXPOCAATINGA, 2015).

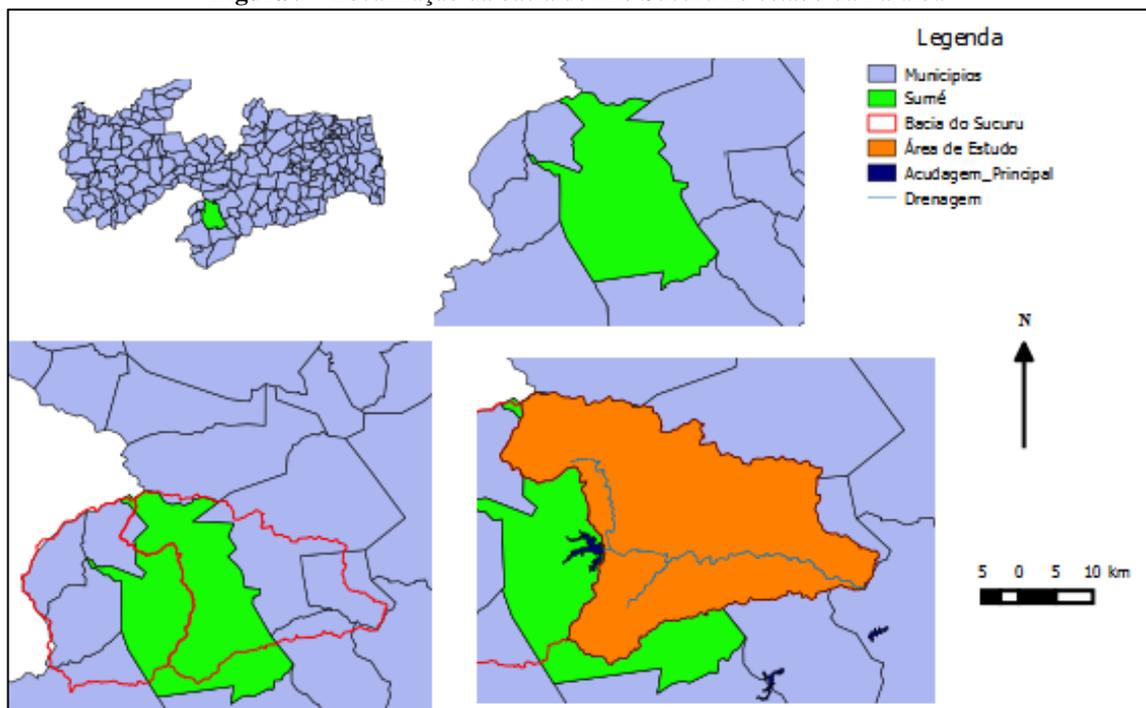
Os municípios de Amparo, Sumé, Serra Branca, Congo, Coxixola, Caraúbas e São José dos Cordeiros, compreendem a área estudada. Os seus principais afluentes são o riacho do buraco, riacho dos pilões, riacho pedra cumprida. Em sua maioria, os rios que compõem a sub-bacia do Rio Sucuru são rios intermitentes, com curtos períodos de escoamento significativo e extensos períodos de vazão nula, em virtude das características climáticas da região (MOURA et al., 2010).

A bacia hidrográfica do Rio Sucuru na grande maioria é desprovida de área vegetada e com uma expressiva extensão de atividades agropecuárias, o que contribui para aumento da vulnerabilidade da bacia, para erosão do solo. As modificações antrópicas na bacia provocam alterações na interceptação da precipitação, na evapotranspiração e na condutividade hidráulica, e influenciam no escoamento superficial e na vazão da bacia (MUNOZ-VILLERS e MCDONNELL, 2013; YAN et al., 2013). No Brasil, a Caatinga representa um dos biomas

que mais sofre modificações, ficando entre os mais ameaçados do mundo, com elevados valores de substituição da vegetação nativa por áreas agrícolas (MENEZES et al., 2012).

Em relação as águas subterrâneas na área de estudo predominam os depósitos aluviais, aquífero livre, poroso e permeável, que possuem largura variando entre 100 e 350 m. O maior consumo de água subterrânea se dá no período de secas, utilizados para irrigação de culturas. Neste período, as possibilidades naturais de acesso à água acontecem por meio das fissuras ou fraturas existentes nas rochas cristalinas, cujas águas são poucas e invariavelmente salinas, e nos aluviões sobre o embasamento cristalino, com restrições também na quantidade e qualidade (SILVA NETO, 1993; CPRM, 2000).

Figura 9 - Localização da bacia do Rio Sucuru no estado da Paraíba



Fonte: Autoria própria.

A área de contribuição mínima para a formação do canal foi definida em 6 ha durante o processo de delimitação da bacia, para que assim fosse possível ter uma melhor distribuição das sub-bacias e HRU's dentro da área, e um melhor detalhamento de suas características, de modo que o maior número de informações fossem coletadas. Além disso, em virtude da falta de dados medidos de vazão, seria uma maneira do modelo discretizar melhor as características da bacia. A rede de drenagem é gerada pelo modelo SWAT, baseada na divisão da bacia em sub-bacias e de acordo com as características topográficas do terreno. Os intervalos de declividade foram estipulados em 0 a 2%, 2 a 5%, 5 a 10% , 10 a 25% e maior que 25%, para

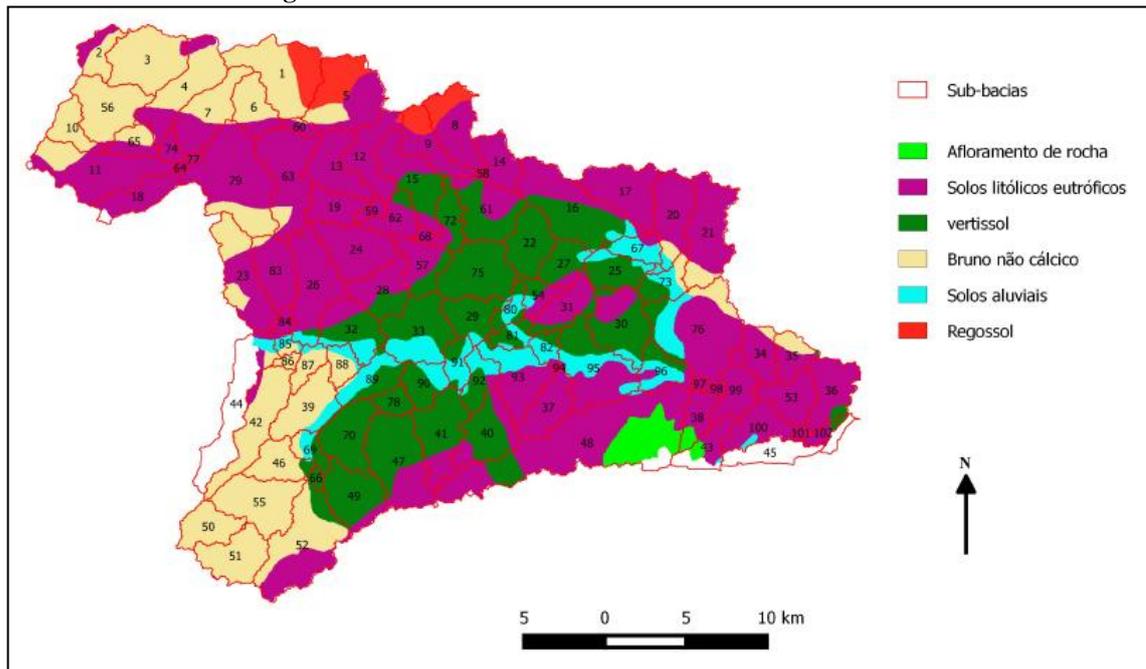
uma melhor definição das URH. A adoção de um percentual menor de declividade retrata melhor o relevo da bacia.

4.2 VEGETAÇÃO

A área da bacia, em sua maioria é composta por uma vegetação predominante de caatinga, macambira (*Bromelia Laciniosa*), marmeleiro (*Cydonia Ablonga*), umburana (*Commiphora Leptolophoeos*), catingueira (*Caesalpinia Pyramidalis*), xique-xique (*Pilosocereus Polygonus*), facheiro (*Pilosocereus Pachycladus*), jurema (*Mimosa Tenuiflora*), que são vegetações características de clima semiárido, são encontradas ao longo dos rios e riachos, em consequência da grande umidade desses locais. Por outro lado, nos períodos de seca, devido à queda dos índices pluviométricos, a vegetação se mostra menos densa e com um maior número de espécies caducifólias (nome dado às plantas que, numa certa estação do ano, perdem suas folhas, geralmente nos meses mais frios e sem chuva), fruto de uma adequação dos vegetais à carência hídrica (CPRM, 2000).

4.3 GEOLOGIA E RELEVO

O solo na área da bacia é raso e o subsolo é derivado do embasamento cristalino, dentre as manchas de solos encontradas na área da bacia (Figura 10) podem ser citadas as seguintes: Bruno não Cálcico (BNC), Solos LitólicosEutróficos (SLE), Solos Aluviais (SALV), Regossol (REG), Vertissol (VRT) e Afloramento de Rocha (AFR), com uma ocorrência de 47,06% de SLE, 22,08 % de VRT, 20,86% BNC e os 10 % restantes, divididos entre os demais tipos de solo. Segundo a nova classificação de solos da Embrapa (Embrapa, 1999), os solos Regossol, Solos LitólicosEutróficos e Solos Aluviais foram reclassificados como Neossolos; o Bruno não Cálcico como Luvisolos, e os demais solos permanecerão com a mesma denominação. Na Figura 10 podemos observar a distribuição das manchas de solo dentro da bacia. Os perfis de solo sondado em cada tipo de solo e suas características foram extraídas do Levantamento exploratório – Reconhecimento de Solos do Estado da Paraíba (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1972), podendo ser visto no Quadro 2.

Figura 10 - Manchas de solos encontradas na área da bacia

Fonte: Autoria própria.

Quadro 2 - Classificação para os solos existentes na bacia

Classificação (Brasil, 1972)	Perfil de solo (Brasil, 1972)	Símbolo
Bruno não Cálcico	25	BNC
Vertisol	41	VRT
Solos Litólicos Eutróficos	51	SLE
Solos Aluviais	47	SALV
Regossol	61	REG
Afloramento de Rocha	-	AFR

Fonte: Autoria própria.

Os perfis de solo foram escolhidos conforme a maior quantidade de características físicas semelhantes com as características da área de estudo. A quantidade e profundidade das camadas, a percentagem de carbono orgânico, bem como, a textura de cada classe e camada de solo foram determinadas a partir do Levantamento Exploratório e Reconhecimento de Solos da Paraíba (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1972) e pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de solos distintos para cada camada

		TIPOS DE SOLO					Afloramento de Rochas -
		BNC	VRT	SALV	SLE	REG	
		Perfil 25	Perfil 41	Perfil 47	Perfil 51	Perfil 61	
NºCamadas	5	4	4	2	3	-	
1º CAMADA	Argila (%)	33	28	41	35	5	-
	Silte (%)	26	19	50	2	13	-
	Areia (%)	41	53	9	63	82	-
	Carbono Orgânico (%)	2,33	1,53	1,90	0,82	0,38	-
	Profundidade(cm)	14	4	15	15	30	-
	Fator K	0,1181	0,1230	0,1893	0,0795	0,1801	-
	Água Disponível no Solo	0,183	0,150	0,183	0,183	0,158	
2º CAMADA	Argila (%)	52	40	45	17	11	-
	Silte (%)	14	14	44	25	14	-
	Areia (%)	36	46	11	58	75	-
	Carbono Orgânico (%)	1,36	0,65	0,60	0,46	0,17	-
	Profundidade (cm)	22	25	50	30	95	-
	Fator K	0,1054	0,1302	0,2079	0,1694	0,1678	-
	Água Disponível no Solo	0,175	0,142	0,183	0,175	0,175	
3º CAMADA	Argila (%)	54	39	20	-	15	-
	Silte (%)	16	17	14	-	14	-
	Areia (%)	30	44	66	-	71	-
	Carbono Orgânico (%)	0,99	0,51	0,12	-	0,14	-
	Profundidade (cm)	46	65	100	-	130	-
	Fator K	0,1188	0,1380	0,1531	-	0,1605	-
	Água Disponível no Solo	0,175	0,183	0,150	-	0,175	-
4º CAMADA	Argila (%)	40	31	50	-	-	-
	Silte (%)	25	16	30	-	-	-
	Areia (%)	35	53	20	-	-	-
	Carbono Orgânico (%)	0,37	0,32	0,30	-	-	-
	Profundidade (cm)	70	90	130	-	-	-
	Fator K	0,1494	0,1440	0,1545	-	-	-
	Água Disponível no Solo	0,183	0,150	0,175	-	-	-
5º CAMADA	Argila (%)	17	-	-	-	-	-
	Silte (%)	23	-	-	-	-	-
	Areia (%)	60	-	-	-	-	-
	Carbono Orgânico (%)	0,21	-	-	-	-	-
	Profundidade (cm)	85	-	-	-	-	-
	Fator K	0,1690	-	-	-	-	-
	Água Disponível no Solo	0,150	-	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

A definição do grupo hidrológico associado à pedologia da bacia foi estabelecida de acordo com o Levantamento Exploratório – Reconhecimento de solos do estado da Paraíba (Ministério da Agricultura, 1972; Embrapa, 1999). O modelo requer um banco de dados com diversas informações, como o número de camadas do solo, grupo hidrológico, e informações por camada de solo, como capacidade de água disponível, condutividade hidráulica saturada, porosidade, entre outras informações. O modelo utiliza também um banco de dados relativos aos tipos de uso do solo.

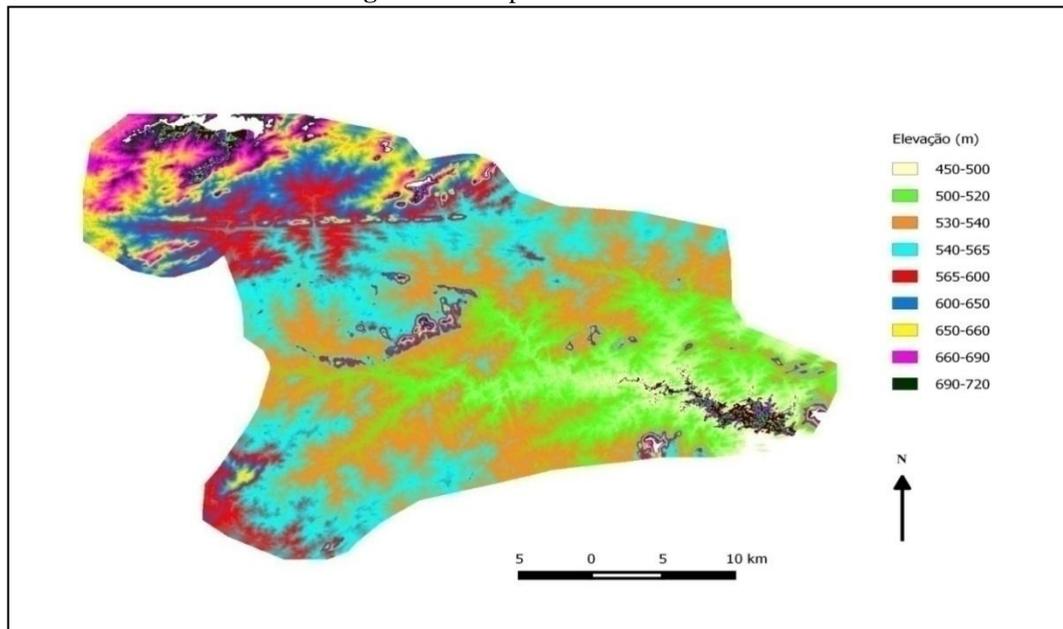
De acordo com *U.S. Natural Resource Conservation Service (NRCS Soil Survey Staff, 1986)*, existe quatro grupos hidrológicos de classificação dos solos (A, B, C e D) em função dos valores de condutividade hidráulica (mm/h) de cada classe de solo nos seus distintos horizontes, onde:

- Grupo hidrológico A – solos com alto poder de infiltração, formados por areia grossa e bem drenados, condutividade hidráulica saturada > 150 mm/h, são solos que possuem altas taxas de transmissão de água;
- Grupo hidrológico B – solos com uma infiltração a nível moderada, formados por sedimentos suavemente grossos a finos, condutividade hidráulica saturada entre 5 e 150 mm/h, com uma taxa moderada de transmissão de água;
- Grupo hidrológico C – solos com infiltração considerada baixa, com textura suavemente fina a fina, evitando assim o movimento de água nos horizontes, condutividade hidráulica saturada entre 1 e 5 mm/h, e baixa transmissão de água;
- Grupo hidrológico D – solos com quase nenhuma capacidade de infiltração, composto basicamente por argila com altíssimo escoamento potencial, condutividade hidráulica saturada menor que 1 mm/h, quase nenhuma transmissão de água.

Desta forma, os solos Bruno não cálcico, Litólicos Eutróficos e Regosol foram inseridos no grupo hidrológico B, Afloramento de rocha grupo hidrológico D, Solos aluviais grupo A e Vertisol grupo hidrológico C.

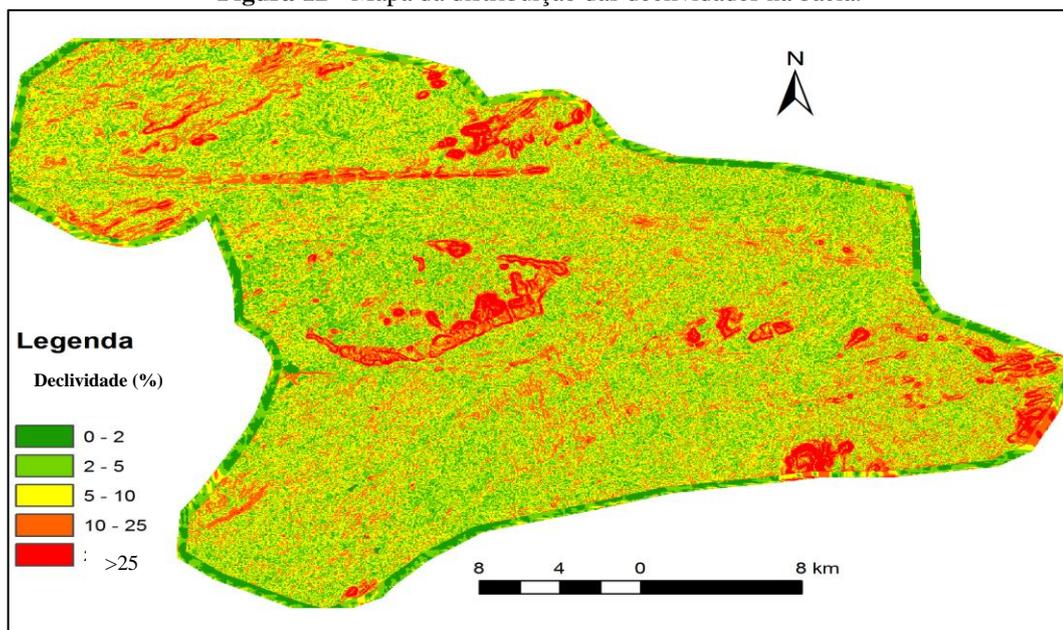
Para a área de estudo o relevo varia de ondulado a pouco ondulado, com altitude variando entre 450 a 873 m como pode ser observado na Figura 11 e no mapa da distribuição das declividades na bacia da Figura 12.

Figura 11 - Mapa de relevo da Bacia



Fonte: Autoria própria.

Figura 12 - Mapa da distribuição das declividades na bacia.



Fonte: Autoria própria.

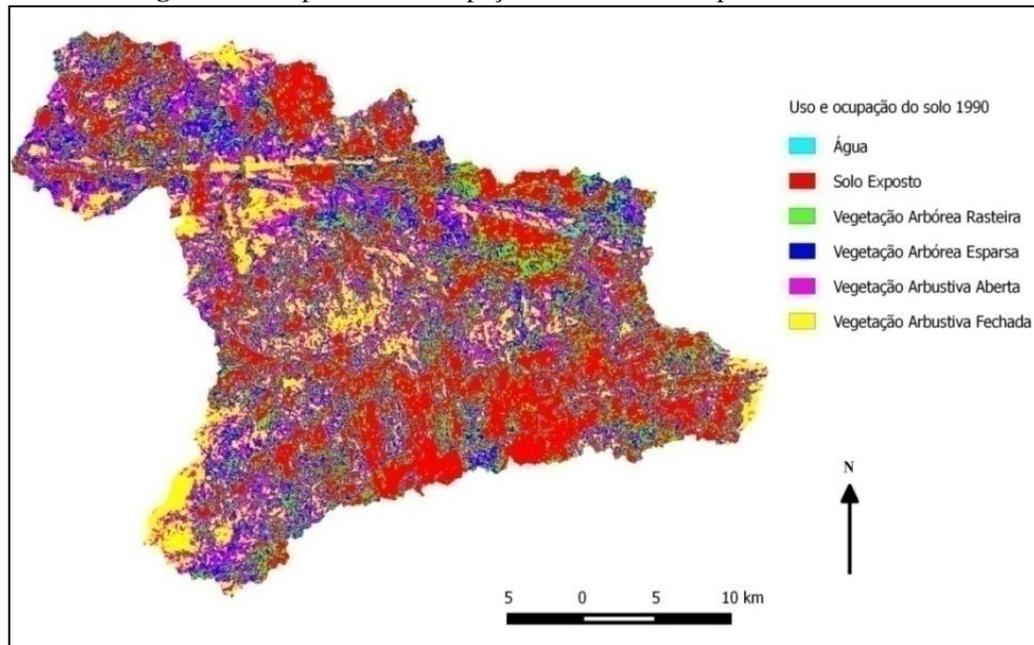
4.4 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A bacia e suas sub-bacias foram discretizadas automaticamente com base no modelo digital de elevação (MDE) que para o caso em questão é oriundo de imagem *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30 por 30 m.

Os usos e ocupação do solo foram determinados por meio de visualização das imagens de satélite LANDSAT 5 TM, órbita 215, ponto 65 (18/06/1990, 11/02/2002) e LANDSAT 7

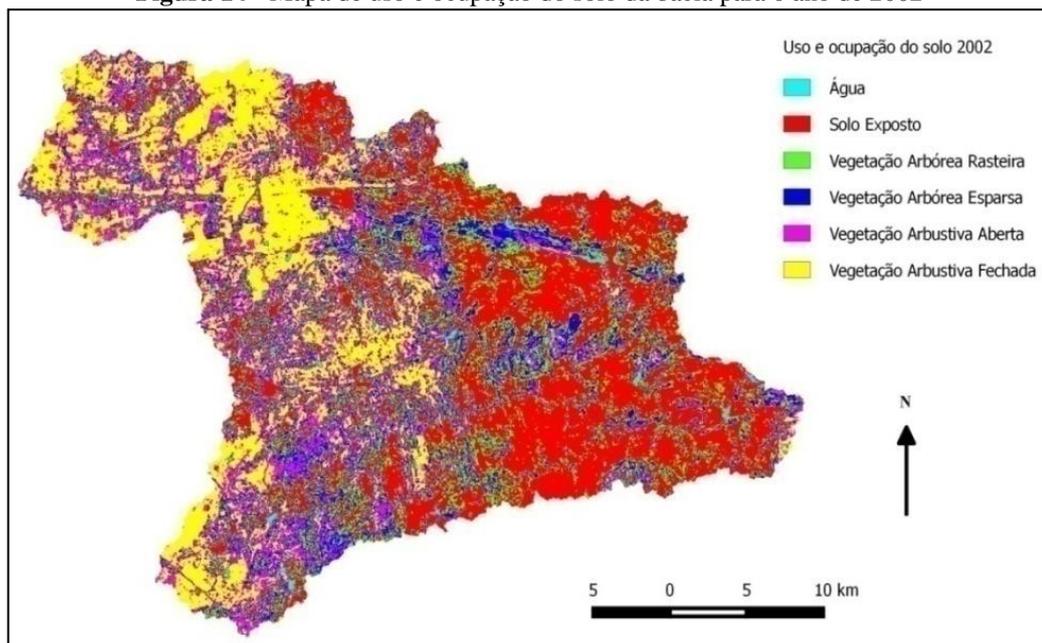
(2013), associado a visitas de campo para uma melhor representação dos usos e ocupação do solo. A partir da análise dessas imagens, foi possível constatar os seguintes usos e ocupação do solo: Solo exposto, vegetação rasteira, vegetação arbórea esparsa, vegetação arbórea aberta, vegetação arbórea fechada e água. Vale ressaltar que para tanto necessitou-se de visitas em campo e um conhecimento prévio da área de estudo. Nas Figuras 13, 14 e 15 podemos observar os usos e ocupação de solo para os três anos escolhidos para o trabalho.

Figura 13 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 1990

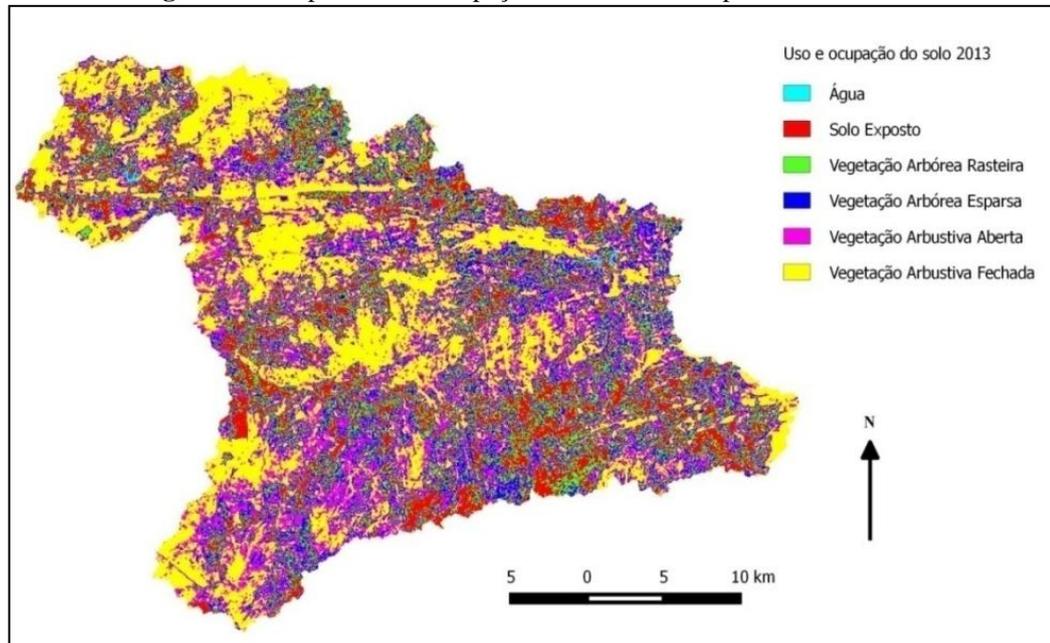


Fonte: Autoria própria.

Figura 14 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 2002



Fonte: Autoria própria.

Figura 15 - Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 2013

Fonte: Autoria própria.

As imagens foram escolhidas de maneira que apresentassem a menor quantidade possível de cobertura de nuvens na área de estudo e referem-se o mais próximo possível ao período de simulação deste trabalho. Como as categorias de uso e ocupação do solo verificadas na área de estudo não foram encontradas na forma exata no banco de dados do modelo as classes equivalentes a estes foram estabelecidas como critério para obter os valores dos parâmetros num processo de tentativa e erro. Foram escolhidas as categorias com maior número possível de características semelhantes. As classes e suas associações, bem como as suas siglas estão descritas na Tabela 4.

Tabela 2 - Porcentagem de uso e ocupação de solo da área de estudo

Uso das imagens	Uso banco de dados SWAT	1990	2002	2013
Água	Water	0.30%	0.75%	0.10%
Solo exposto	Barren	30.07%	31.88%	13.36%
Vegetação arbórea rasteira	Barrenor Sparsely	21.26%	17.45%	16.95%
Vegetação arbórea esparsa	Range Brush	18.42%	14.74%	17.53%
Vegetação arbustiva aberta	Forest Deciduos	16.74%	14.80%	21.66%
Vegetação arbustiva fechada	Mixed grassland Shurub	13.21%	20.38%	30.40%

Fonte: Autoria própria.

4.5 OBTENÇÃO DE DADOS PARA MODELAGEM

Os dados climatológicos diários utilizados são os principais dados de entrada do modelo, como por exemplo: temperatura máxima e mínima do ar, velocidade do vento, umidade relativa do ar, evapotranspiração e precipitação.

Foram utilizados dados de precipitação oriundos de 13 postos pluviométricos (Amparo, Camalaú, Caraúbas, Congo, Coxixola, Imaculada, Livramento, Monteiro, Prata, São José dos Cordeiros, Serra Branca, Sumé e Sumé Fazenda Bananeiras), que estão localizados internamente ou nas proximidades da área da bacia. Destes o modelo seleciona o mais próximo para cada sub-bacia simulada. Os dados foram coletados junto à Agência Executiva de Gestão das Águas do estado da Paraíba (AESPA). Os dados climatológicos são provenientes da estação de meteorológica de Monteiro, monitorados pelo INMET. Estas informações são processadas e as estatísticas médias mensais proveniente destes dados alimentaram o gerador de clima (WGEN) do modelo SWAT. Caso não tenha disponibilidade de algum desses dados na série histórica, o próprio modelo SWAT gera-os, por meio do gerador de clima WGEN, a partir de equações e processos estáticos que determinam a precipitação, temperatura, umidade relativa e velocidade do vento para o dia onde não tem dados observados (NEITSCH et al., 2005).

4.5.1 A inicialização do modelo

Para que haja uma estabilização dos parâmetros do modelo nas condições iniciais, é necessária uma inicialização do mesmo. O SWAT precisa atingir um ponto no qual razoavelmente represente as condições progressivas da bacia, em termos das condições de distribuição da umidade no solo e as condições reais da evapotranspiração, num processo denominado de “aquecimento”.

Em geral adota-se a prática de ignorar os resultados dos três primeiros anos de simulação quando o período simulado é bastante longo (acima de 50 anos de simulação). Contudo, com uma série curta de precipitação, para que não se tenha perda de resultados dos primeiros anos, replica-se três vezes o primeiro ano da série conforme orienta a literatura (CIBIN et al., 2010; CARVALHO NETO, 2011), sendo este procedimento aqui adotado. Vale ressaltar que o período analisado no estudo foi de 1994 a 2015. Seus três primeiros anos foram uma réplica do ano de 1994 como se fossem dados dos anos de 1991, 1992, 1993 para inicialização do modelo, tal fato se deu para que não fosse necessário descartar resultados de

três anos simulados já que o período de simulação é relativamente curto. Os resultados gerados para os três primeiros anos são descartados pelo modelo nos cálculos de médias.

4.5.2 Parametrização

Para dar início ao processo de simulação do modelo SWAT é necessário a determinação dos parâmetros com um maior grau de sensibilidade para a bacia hidrográfica de estudo. O modelador define quais variáveis devem ser ajustadas de acordo com seu conhecimento sobre a bacia ou uma análise de sensibilidade que consiste no procedimento realizado para encontrar a melhor faixa de valores para os parâmetros selecionados (ARNOLD et al., 2012).

A identificação dos parâmetros influentes no processo hidrossedimentológico e a determinação dos seus valores é feita geralmente pela calibração dos parâmetros utilizando dados observados de vazão. A calibração de um modelo pode ser feita de duas formas: manual e automática. Contudo, no presente estudo não foi possível a calibração dos mesmos, pois não se tem dados de vazão e de erosão do solo.

De acordo com Bressiani et al., (2015), em torno de 66% dos estudos realizados no Brasil utilizando o modelo SWAT apresentaram resultados de calibração e apenas 23% apresentaram resultados de validação. Segundo Breggenti et al., (2015) em algumas situações as análises de sensibilidade e validação não são realizadas em virtude da falta de uma maior série de dados (BALTOKOSKI et al., 2010; CARVALHO NETO et al., 2011; LUBITZ et al., 2013; MACHADO et al., 2003).

Conforme Arnold et al., (2010), com base em diversos estudos já realizados utilizando modelo SWAT, foi possível identificar os parâmetros que mais influenciam o escoamento superficial, que são: CANMAX, GWQMN, GW_REVAP, ESCO, EPCO e CN, apresentados na Tabela 5.

Parâmetros esses, com exceção de EPCO e CN que foram progressivamente modificados para obter um conjunto ideal dos parâmetros dentro da faixa do rendimento médio histórico da bacia. O coeficiente de controle de fluxo (GWREVAP), limite de água no solo (REVAPMN), fração de água percolada (RCHRGDP) e o fator de reevaporação (ESCO), foram os parâmetros ajustados progressivamente. Para tanto, inúmeras simulações foram feitas com intuito de avaliar o grau de influência de cada um dos parâmetros, sobre o escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial do aquífero. As faixas da variação destes parâmetros utilizadas nesse estudo estão mostradas no Quadro 3.

Quadro 3 - Faixa de variação dos parâmetros

Parâmetro do SWAT	Descrição	Faixa de valores
CANMX	Quantidade máxima de água interceptada pela vegetação	50 a 90 mm
GWQMN	Profundidade da água subterrânea necessária para ocorrer fluxo de retorno	1000 a 5000 mm
GW_REVAP	Coefficiente de controle do fluxo da água entre as zonas saturada e não saturada	0.02 a 0.2 mm
REVAPMN	Limite de água no solo para ocorrência da ascensão capilar na zona saturada	0 a 1000
RCHRG_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo	0 a 0.08
SURLAG	Tempo de retardo de escoamento superficial	0 a 5 dias
ESCO	Coefficiente de compensação da evaporação de água no solo	0.2 a 0.7
EPCO	Fator de compensação de água no dossel das plantas	0.1 a 1
CN	Número inicial da curva de escoamento do scs para a condição de umidade II	Min 35 e Max 98
SHALLST	Profundidade inicial de água no aquífero raso	0 a 5000 mm
DEEPST	Profundidade inicial de água no aquífero profundo	0 a 10000 mm
GW_DELAY	Coefficiente de atraso da água subterrânea	0 a 500 dia
ALPHA_BF	Fator alfa de fluxo de base	0 a 1 dia

Fonte: Autoria própria.

Assim, para obter os valores dos parâmetros do SWAT foi utilizado o processo de tentativa e erro em diversas simulações, que por tentativa e erro permitisse o rendimento médio da bacia esteja dentro da faixa de 5 a 10% encontrada na bibliografia dos estudos hidrológicos na região (CADIER e FREITAS, 1982; VIANA, 1986; CARVALHO NETO, 2011; TAVEIRA, 2012).

Em virtude da não existência de aquífero freático ou profundo na área de estudo, apesar da existência de pequenas zonas aluviais, os parâmetros relacionados com o escoamento de base foram zerados ou colocados em um patamar mínimo. Antes que fosse possível uma recarga potencial do aquífero raso e/ou profundo toda água percolada através da última camada do solo penetra a zona vadosa conforme o modelo SWAT. Para lidar com a real situação da área de estudo, onde inexistem aquíferos, toda a água que penetra a zona vadosa é direcionada para ascender pela franja capilar, estando disponível para transpiração pela raízes ou a evaporação do solo, por meio do processo “REVAP” – disponível no modelo para trabalhar com situações na qual a zona que satura é próxima a superfície ou há raízes profundas (CARVALHO NETO, 2011). Por meio dos ajustes efetuados para que o modelo refletisse o mais próximo possível a realidade da área e em virtude das características físicas

da bacia, a água direcionada para o processo de recarga potencial que alimentaria o aquífero, retorna a atmosfera pelo processo de reevaporação (REVAP) do modelo.

4.6 A SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Por meio dos cenários é possível verificar a influência do uso e ocupação do solo, bem como a influência da variabilidade climática. Ao invés de construir diversos cenários hipotéticos do uso do solo, aproveitou-se a disponibilidade dos três mapas de uso do solo, para avaliar a influência das mudanças do uso do solo ocorridas ao longo do tempo na área estudada, de modo que seja possível considerar as condições reais de uso do solo na bacia. A variabilidade climática, porém, tinha que ser avaliada através dos cenários hipotéticos.

4.6.1 Simulação com uso e ocupação do solo

Após a parametrização do modelo foram simuladas as situações dos diferentes usos do solo. Ao invés de criar diversos cenários foram considerados os três mapas de cobertura de solo gerados pelas imagens de satélite em diferentes datas (Figuras 13, 14 e 15) para avaliar a influência do uso e ocupação do solo. O período das simulações realizadas foi de 1994 a 2015, para o qual os dados de pluviometria estão disponíveis. Os três mapas de uso do solo foram utilizados de forma contínua para todo o período simulado, afim de avaliar as influências relativas no período como todo e nos anos individuais. Também, para avaliar a influência das mudanças do uso do solo ao longo do período para cada mapa de uso e ocupação do solo, foram realizadas simulações de forma sequencial para períodos diferentes: 1994 – 2001 (mapa de 1990); 2002 – 2012 (mapa de 2002) e 2013 – 2015 (mapa de 2013).

Além disso, analisou-se o comportamento do escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial do aquífero para anos separados, com o intuito de avaliar o comportamento do modelo para diferentes situações de precipitações. Os anos analisados foram 1995, 1999, 2001, 2005, 2008 e 2009, anos com valores de precipitação próximo da média anual da bacia em torno de 500 mm (1995 e 2005), acima da média (2008 e 2009) e abaixo da média anual da bacia (1999 e 2001), assim como, o trabalho de Brighenti et al., (2015), os anos com valores acima da média da bacia foram considerados como chuvosos e os anos abaixo da média da bacia foram considerados secos. Os anos foram escolhidos de modo que fosse possível avaliar os resultados em condições de anos, úmidos, secos e médios.

4.6.2 Simulação da variação climática

A variação climática influenciada pelas atividades do homem é sentida a partir de dois fatores, sendo eles: a alteração do regime pluviométrico e o aumento da evapotranspiração, ambos provocados pelo aumento da temperatura global (AMBRIZZI e ARAÚJO, 2011; ASSIS et al., 2015; PEREIRA et al., 2017; FLATO et al., 2017). As alterações que ocorrem no regime pluviométrico, no entanto não se tem certeza sobre o aumento ou a diminuição do mesmo. Neste sentido os sinais das anomalias não são definitivamente conhecidos podendo ser positivo ou negativo, por esta razão optou-se por analisar o que ocorre com a variação da precipitação. O outro aspecto analisado foi um aumento da evapotranspiração. Estudos relacionados com mudanças climáticas, apontam um aumento da temperatura como principal causa para aumento da evapotranspiração, porém para o presente trabalho a temperatura em si não foi considerada devido a inexistência de estudos quantitativos dos aumentos das temperaturas regionais ou locais. No presente trabalho as simulações foram realizadas com uma variação direta admitindo faixas de variações de precipitação e evapotranspiração. Para uma avaliação do comportamento da evapotranspiração, este aumento foi efetuado diretamente nos valores de evapotranspiração potencial (PET).

Foi escolhido o intervalo de variação da precipitação de -10 à +10 %. Para este intervalo, as simulações foram efetuadas considerando um possível aumento e/ou diminuição no regime pluviométrico (-10%, -7, -5, -3, -2, 0, +2, +3, +5, +7, +10%) em uma escala que fosse possível analisar condições extremas de anos úmidos e secos. Tais valores foram escolhidos de modo a refletir o comportamento dos parâmetros analisados quando submetidos a situações extremas de precipitação.

Com a finalidade de avaliar o efeito combinando da variação da precipitação com uma variação na evapotranspiração, efetuaram-se simulações relacionando uma variação na evapotranspiração com as variações da precipitação, nesse caso, apenas com o aumento da evapotranspiração em virtude das características físicas e climáticas da região. Para tanto foi aumentado o valor da evapotranspiração potencial (PET), em 0,1; 0,3 e 0,5 mm, valores que fossem possível visualizar bem esse comportamento.

4.7 FIXAÇÃO DE VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS PARA A BACIA.

Após a identificação e ajuste dos parâmetros mais sensíveis para a área de estudo, buscaram-se dois conjuntos dos valores desses parâmetros que gerassem a lâmina do escoamento mínimo e máximo provável em cada ano. Desta forma, o conjunto ótimo dos parâmetros para a bacia estaria, muito provavelmente, contida dentro da faixa da variabilidade para a vazão máxima e a mínima.

Na identificação da faixa da variabilidade, o critério principal utilizado foi que em nenhum ano o rendimento anual pode ser zero, e nem tampouco negativo, pois, historicamente, não houve nenhum ano em que o escoamento foi nulo. Se tratando do limite máximo não é possível a sua previsão, pela falta de medição o limite máximo simplesmente depende do regime da precipitação e da sequência dos eventos de chuva, no ano em questão. O critério inicial para parametrização do modelo foi de conseguir um rendimento médio interanual em torno de 5 a 10% mas, em uma análise de ano a ano este rendimento varia bastante, dependendo da situação anterior e regime da precipitação no ano.

No presente caso, a limitação nesta faixa poderia resultar escoamentos nulos em certos anos, o que não pode ser admitido. Para se chegar num conjunto que resulte num rendimento mais próximo para estes limites e que ainda seja consistente com a situação de cada ano, foi necessário tentar várias combinações de parâmetros e aquele conjunto que mais aproximou a faixa de rendimento foi escolhido como o conjunto padrão para as avaliações hidrossedimentológicas. Em seguida analisou-se a influência sobre a variação do rendimento da bacia com o aumento ou diminuição desses parâmetros, o que levou a estabelecer os limites máximos e mínimos para cada um.

O próprio modelo estabelece uma faixa de variação dos parâmetros com valores máximos e mínimos admissíveis, no entanto esta faixa é muito extensa para corresponder às variabilidades globais, necessitando, portanto de algum procedimento de otimização para parametrizar o modelo a partir dos valores “default” inseridos. No presente caso, procurou-se estabelecer uma faixa relativamente estreita dos parâmetros, já identificados na fase de parametrização, que possa servir na estimativa do rendimento mínimo e máximo possível para a bacia em questão.

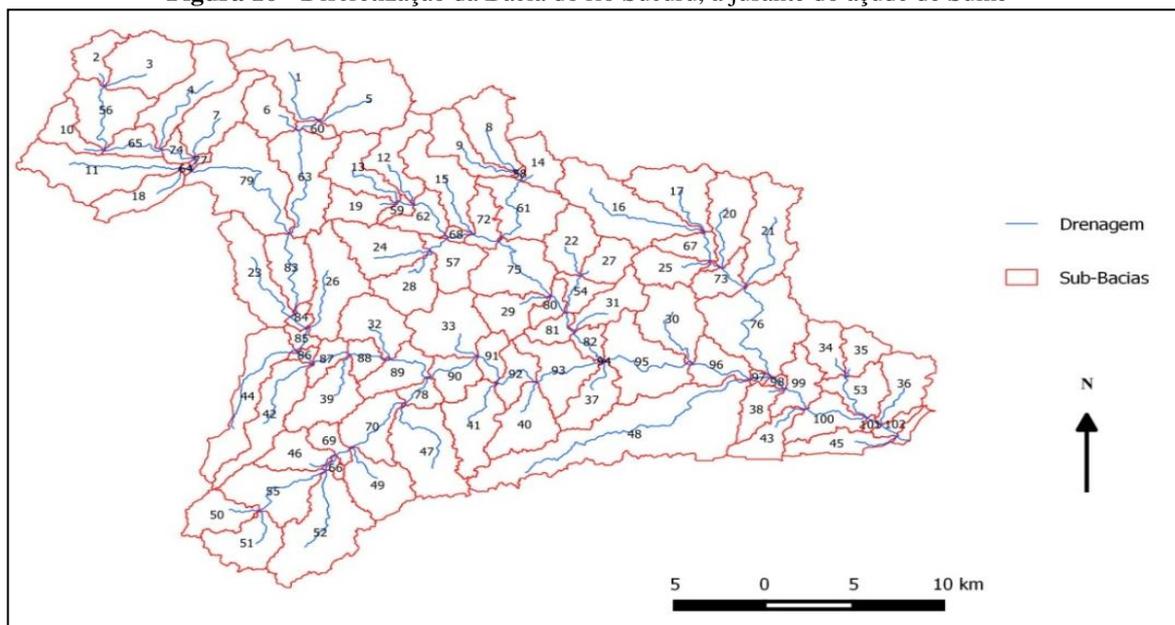
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos nas diversas fases da aplicação do Modelo SWAT para simular os processos hidrossedimentológicos na Bacia do rio Sucuru, a jusante do açude de Sumé.

5.1 DELIMITAÇÃO E DISCRETIZAÇÃO DA BACIA

A delimitação da bacia do rio Sucuru a jusante do açude de Sumé resultou em uma área de 938 km². O modelo dividiu a área em 103 sub-bacias, podendo ser vistas na Figura 16 e as características predominantes de uso e ocupação do solo, declividade e tipo de solo podem ser observadas no apêndice E (Tabela 13).

Figura 16 - Discretização da Bacia do rio Sucuru, a jusante do açude de Sumé



Fonte: Autoria própria.

5.2 PARAMETRIZAÇÃO

Uma vez discretizada a bacia, a primeira simulação foi realizada com os valores *default* (valores iniciais dos parâmetros adotados pelo modelo) para o período de 1994 a 2015. Neste caso, observou-se uma subestimação dos valores de evapotranspiração potencial, valores esses em torno de 650 mm/ano, gerados pelo modelo e utilizando a metodologia de Penman-Monteith. Porém, de acordo com Cadier e Freitas (1982), Viana (1986), Carvalho Neto (2011) e Taveira (2012) este valor está fora da realidade da região que apresenta uma

evapotranspiração potencial anual em torno de 1700 a 2000 mm. Além disso, foi possível perceber que a relação entre a lâmina escoada e a precipitação total foi muito alta (em torno de 16 a 20%), o que também difere muito das médias relatadas para a região, que segundo os mesmos autores é algo em torno de 5 a 10 % do total precipitado (VIANA, 1986). Sendo assim, foram utilizados valores de evapotranspiração potencial calculadas com os dados do tanque classe A da estação meteorológica de Monteiro, localizada a 60 km da área de estudo, na mesma região climatológica. Desta forma, a evapotranspiração potencial anual simulada foi para 1750 mm, o que é mais próximo dos valores esperados para a região.

Os valores finais dos parâmetros encontrados para a situação considerada padrão e/ou ótima estão indicados na Tabela 3. Após algumas simulações e com base em trabalhos como o de Arnold et al., (2010), os parâmetros CANMAX, GWQMN, GW_REVAP, ESCO, EPCO e CN foram identificados como os mais influentes sobre o processo de geração de escoamento superficial. O valor do parâmetro GWQMN foi fixado em 2000 mm, pois nenhuma sondagem realizada na bacia indica uma profundidade do solo maior que 2,0 m. Os parâmetros CANMX, ESCO, EPCO e CN se mostraram muito influentes, pois qualquer pequena alteração para mais ou para menos, provocava uma superestimação e/ou subestimação da lâmina escoada, necessitando assim de muitas tentativas antes de obter seus valores finais (Tabela 8). O mapa de uso do solo de 1990 foi utilizado em todo o processo de parametrização, pois o mesmo apresentava características bastante similares ao mapa de uso de 2002 e completamente diferente das características do mapa de 2013, assim optou-se por utilizá-lo como mapa padrão para a parametrização.

Tabela 3 - Parâmetros ajustados

Parâmetro do SWAT	Variabilidade	Valor Inicial	Valor Ajustado
CANMX	0 – 100 mm	0	80 mm
GWQMN	0 – 5000 mm	1000	2000 mm
GW_REVAP	0,02 – 0,2	0.02	0.2
REVAPMN	0 – 1000 mm	1	0
RCHRG_DP	0 – 1 mm	0.05	0
SURLAG	0 – 24 dias	4	0
ESCO	0 – 1	0.95	0.3
EPCO	0 – 1	1	1
CN	0 – 100%	100% do CN obtido	100% do CN obtido
SHALLST	0 – 5000mm	1000	0
DEEPST	0 – 10000mm	1000	0
GW_DELAY	0 – 500 dia	10	3
ALPHA_BF	0 – 1 dia	0,048	0,048

Fonte: Autoria própria.

Os parâmetros variaram conforme o valor máximo e mínimo estabelecidos pelo próprio modelo para cada parâmetro (Tabela 3). A escala de variação seguiu uma lógica, de modo que, os valores de escoamento superficiais estivessem dentro da faixa verificada na literatura (Tabela 4).

Tabela 4 - Escala de variação dos parâmetros mais influentes dentro do modelo

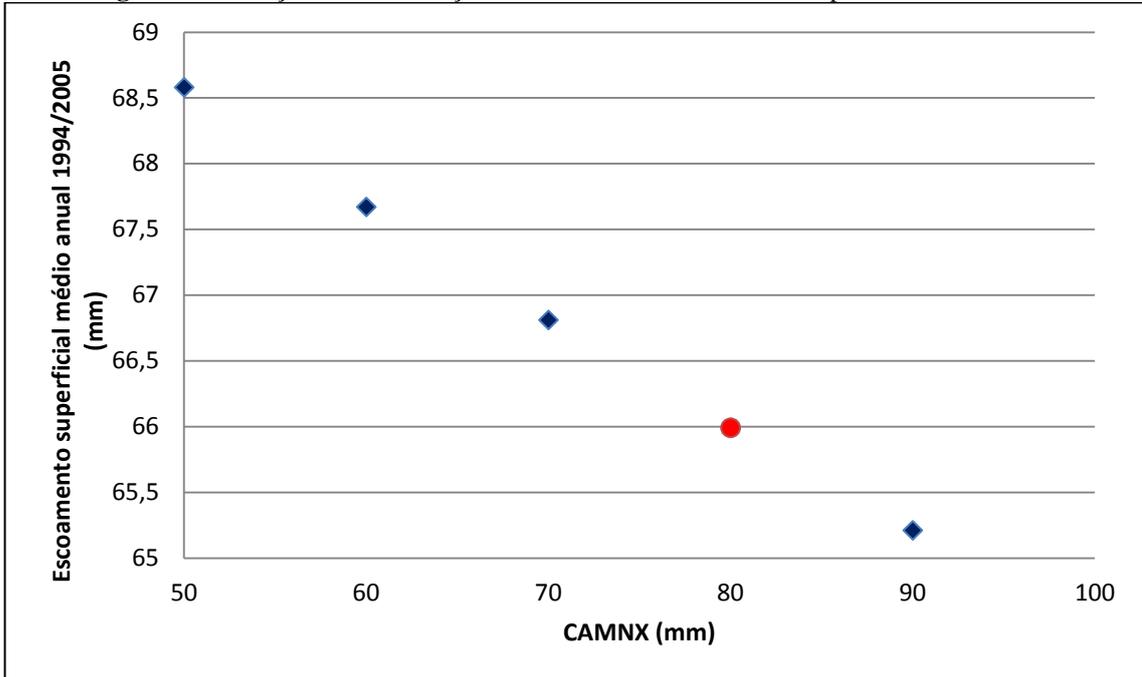
Parâmetros	Variação				
	50	60	70	90	-
CANMX (mm)	50	60	70	90	-
ESCO	0.2	0.4	0.5	0.6	0.7
EPCO	0.1	0.3	0.5	0.7	0.8
SURLAG (dia)	2	4	10	12	24
SHALLST (mm)	-	-	-	-	-
DEEPST (mm)	-	-	-	-	-
GW_DELAY (dia)	50	100	200	300	400
ALPHA_BF	-	-	-	-	-
GWQMN (mm)	1000	3000	4000	5000	-
GW_REVAP	0.1	0.15	0.05	0.02	-
REVAPMN (mm)	200	400	600	800	1000
RCHRG_DP (fração)	0.02	0.04	0.06	0.08	0.1
CN2	-2%	-1%	+1%	+2%	

Fonte: Autoria própria.

Entre os parâmetros cujo os valores foram fixados, uma análise de sensibilidade foi realizada para identificar a influência relativa de cada um sobre o escoamento superficial. Para a bacia em estudo, verificou-se que quatro (4) dos treze (13) parâmetros eram predominantes na sua influência sobre o escoamento superficial. Estes foram: CANMX, ESCO, EPCO e CN. A influência de cada um destes foi avaliada através da variação individual de cada um para baixo e para cima a partir do valor ajustado anteriormente. O grau de influência de cada um dos parâmetros é apresentado a seguir.

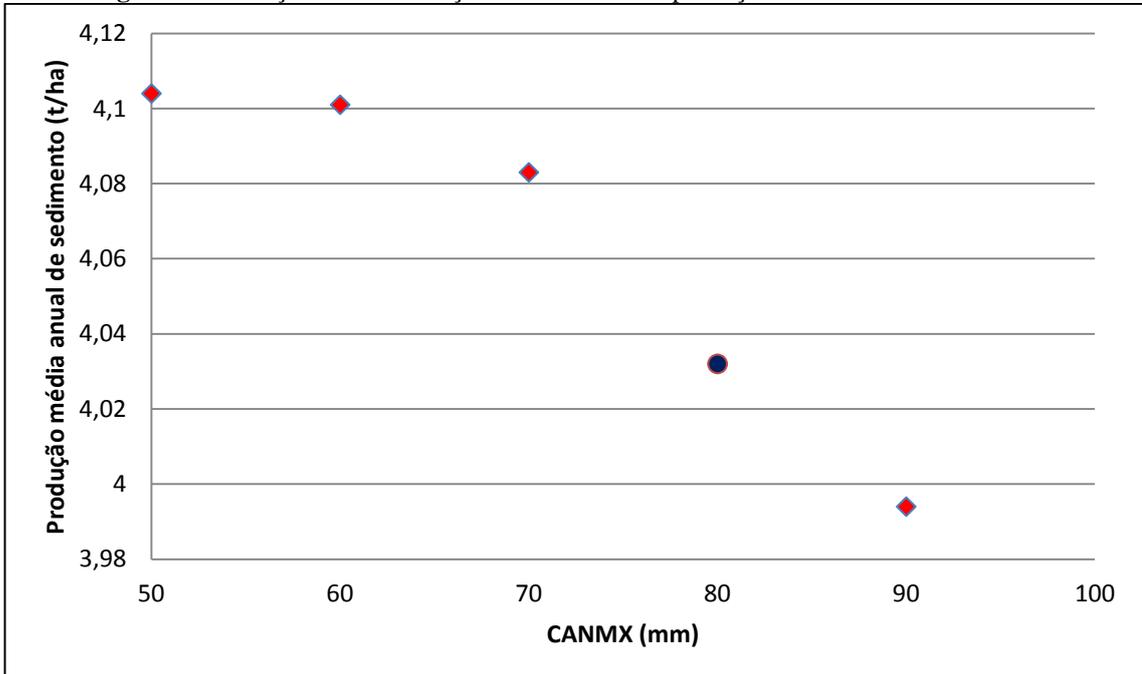
A Figura 17 apresenta a variação do escoamento com a variação do parâmetro CANMX. Nota-se que à medida que o valor do CANMX aumenta, o valor de escoamento superficial diminui. Assim, quanto maior o valor do CANMX, tanto menor será o valor da lâmina escoada. Tal fato acontece em virtude de que quanto maior a quantidade de água interceptada pela vegetação, tanto menor será o escoamento superficial gerado e vice versa. A produção de sedimento seguiu o mesmo comportamento da lâmina escoada, porém variou de forma não linear quando comparado a variação da lâmina escoada. Este comportamento foi esperado uma vez que sabe-se que a relação entre a lâmina escoada e a erosão não é linear. Na Figura 18 podemos observar o comportamento da produção de sedimento, com a variação de CANMX.

Figura 17 - Relação entre a variação do CANMX e o escoamento superficial médio anual



Fonte: Autoria própria.

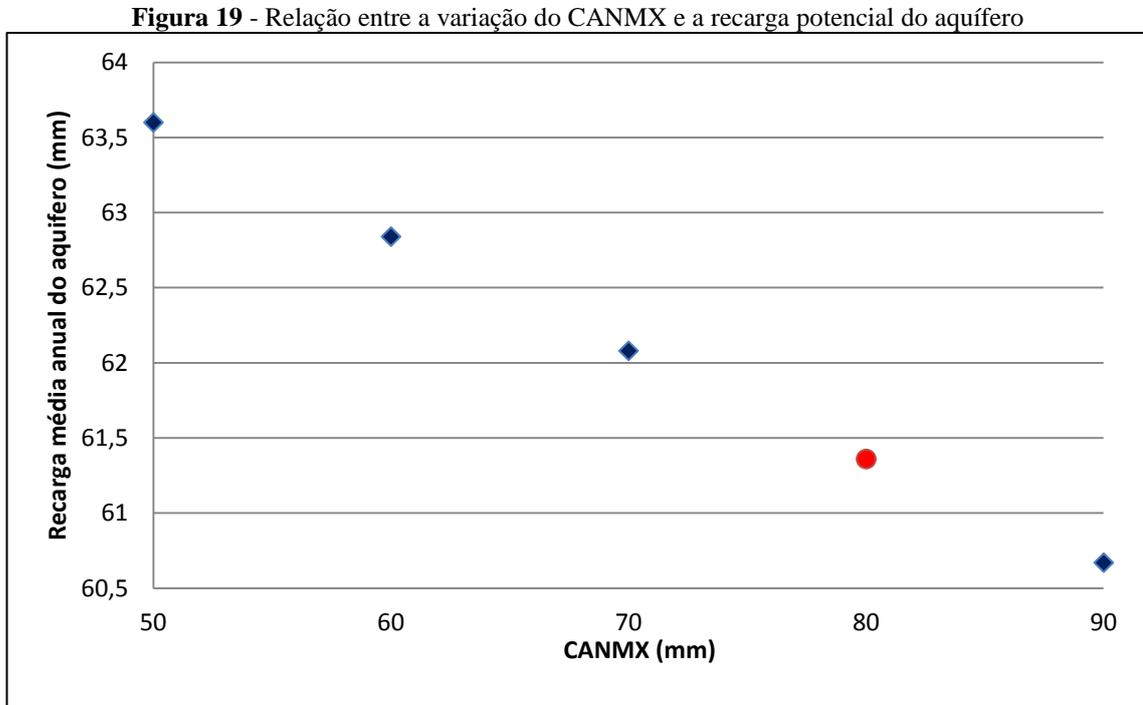
Figura 18 - Relação entre a variação do CANMX e a produção média anual de sedimento



Fonte: Autoria própria.

A recarga potencial seguiu a mesma tendência do comportamento do escoamento superficial. Com mais água interceptada pela copa da vegetação, menor seria a quantidade de água que infiltra no solo, menor seria a recarga potencial do aquífero (Figura 19). Os pontos

em destaque (azul ou vermelho) referem-se aos valores correspondentes aos valores padrão do parâmetro ajustado na fase de parametrização.

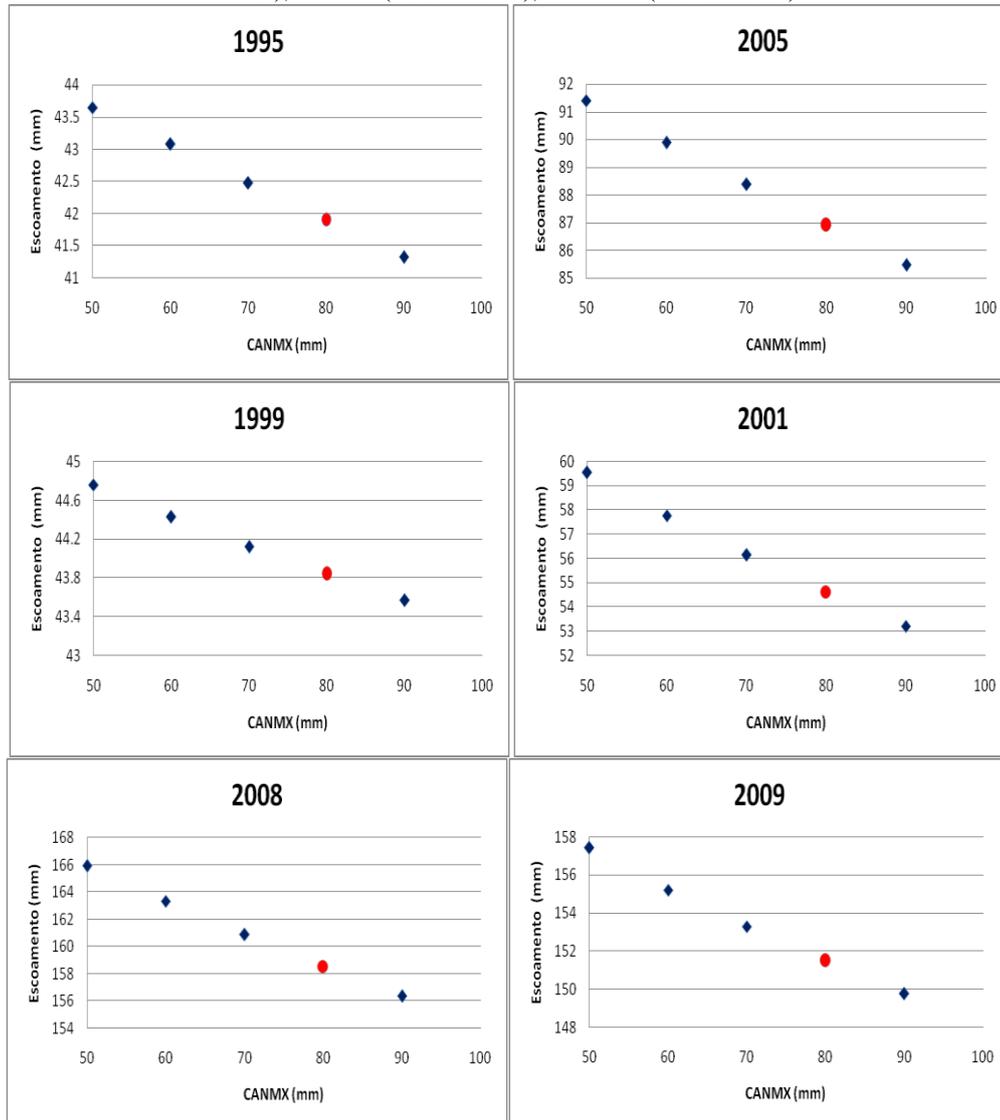


Fonte: Autoria própria.

A influência da variação deste parâmetro também foi avaliada para anos individuais, onde foram selecionados dois anos secos, dois anos normais (chuvas em torno da média) e dois anos úmidos (chuvas acima da média histórica). Sendo 1999 e 2001 (anos secos), 1995 e 2005 (anos normais) e 2008 e 2009 (anos úmidos), respectivamente.

Na Figura 20 podemos observar os resultados das simulações para os anos com chuvas médias, anos secos e anos úmidos em termos de precipitação. Em uma análise do escoamento superficial para os diferentes anos é possível perceber que independente de ser ano seco, úmido ou médio um aumento no parâmetro CANMX resulta em uma diminuição da lâmina escoada, comportamento também observado quando analisado a variação do CANMX para uma média anual do escoamento.

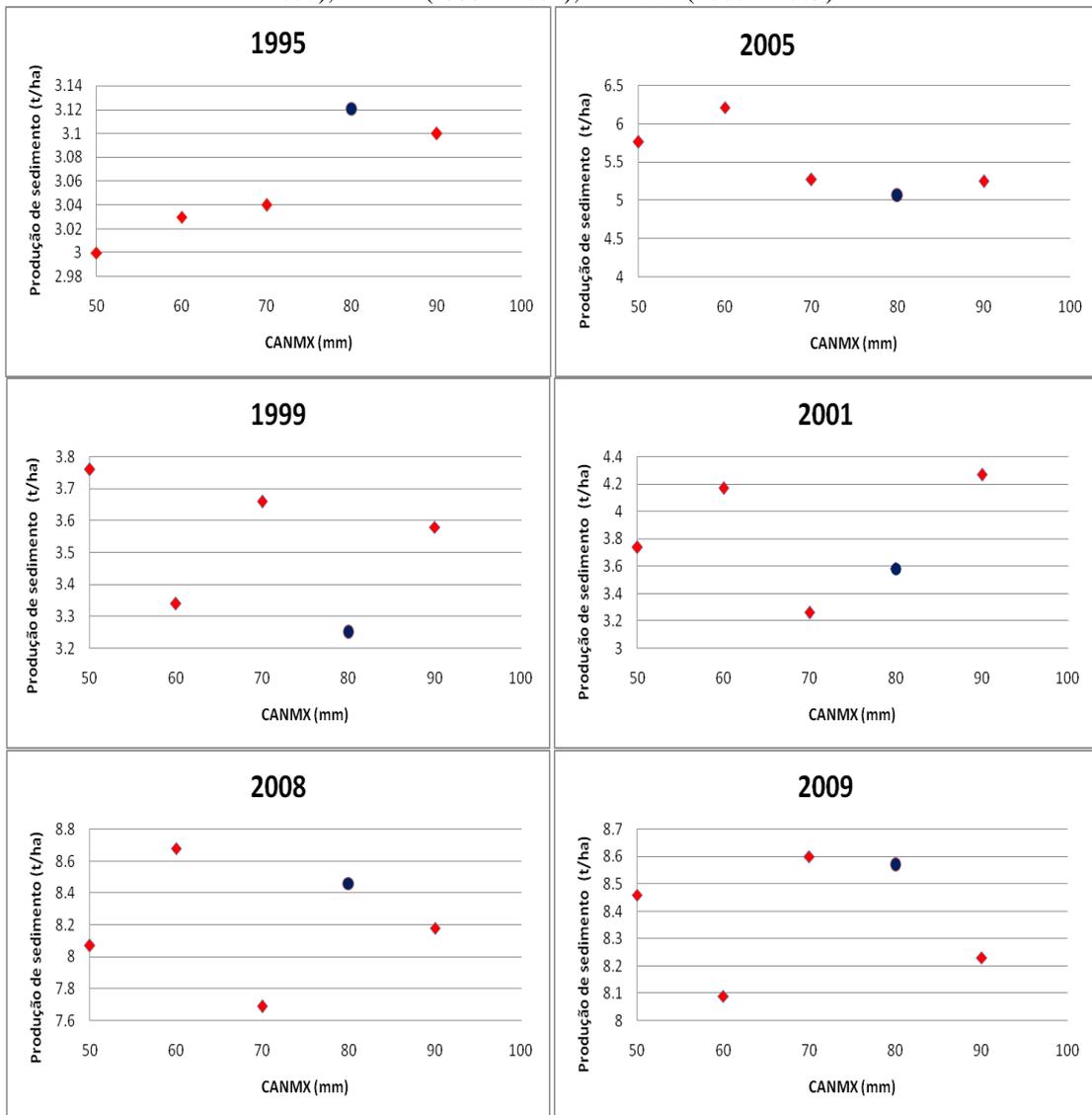
Figura 20 - Variação de escoamento superficial com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 21 podemos observar a variação da produção de sedimento com a variação do CANMX em uma análise para os anos apresentados anteriormente. Nota-se que a produção de sedimento é fortemente influenciada pela quantidade de precipitação, pois expressa um comportamento não linear, ao contrário do escoamento superficial que foi quase linear, independente do tipo de ano. Comportamento já esperado em virtude da relação de não linearidade existente entre o escoamento superficial e a erosão do solo. Porém, na análise média anual o comportamento apesar de não linear, seguiu um mesma tendência para as diferentes variações de CANMX.

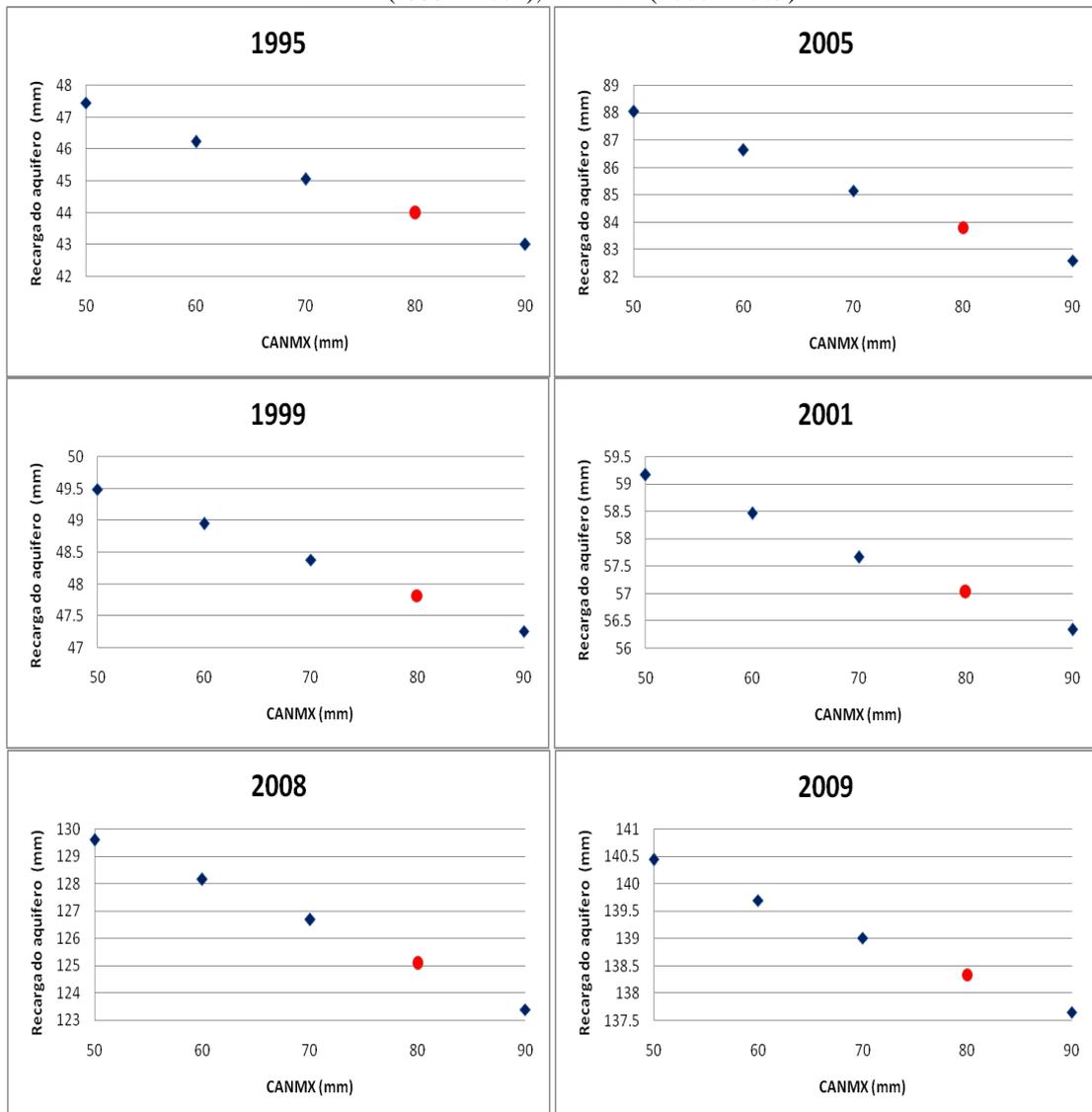
Figura 21- Variação da produção de sedimento com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)



Fonte: Autoria própria.

A recarga potencial seguiu a mesma tendência do escoamento superficial diminuindo quando o parâmetro CANMX aumenta, independente dos anos. Na Figura 22 podemos observar os resultados obtidos por meio das simulações.

Figura 22 - Variação da recarga potencial com o parâmetro CANMX. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001), úmidos - (2008 e 2009)



Fonte: Autoria própria.

Quando analisado a nível anual, levando em consideração individualmente os anos secos, médios e chuvosos, o escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial seguiram o mesmo comportamento da análise com o valor médio anual da bacia, a variação do EPCO, ESCO e CN, também expressaram o mesmo comportamento da análise com o valor médio anual da bacia, conforme apresentadas nas Figuras A1 a A9 (apêndice A).

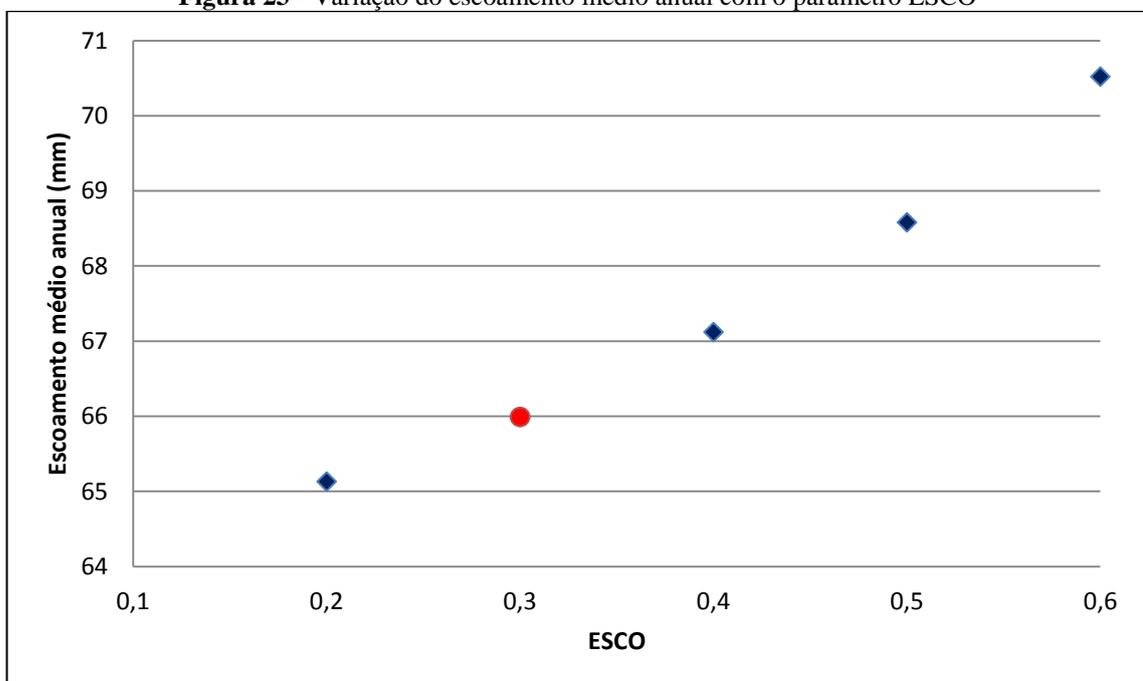
Diante dos resultados da lâmina simulada para a variação do CANMX, efetuou-se a análise da geração de escoamento superficial variando o coeficiente de compensação da evaporação de água no solo (ESCO), tal ajuste se dá pela redução ou aumento do escoamento superficial produzido, uma vez que o solo encontra-se mais úmido ou seco pelo processo de evaporação e transpiração de água do solo. Menores valores do coeficiente de evaporação do

solo favorecem a maior retirada pela demanda evaporativa de suas camadas promovendo maior infiltração para camadas inferiores e, conseqüentemente um menor escoamento superficial. Nestas simulações o valor de CANMX foi fixado como 80, valor anteriormente ajustado como padrão. Na Figura 23 podemos observar a variação do ESCO e o comportamento da lâmina escoada.

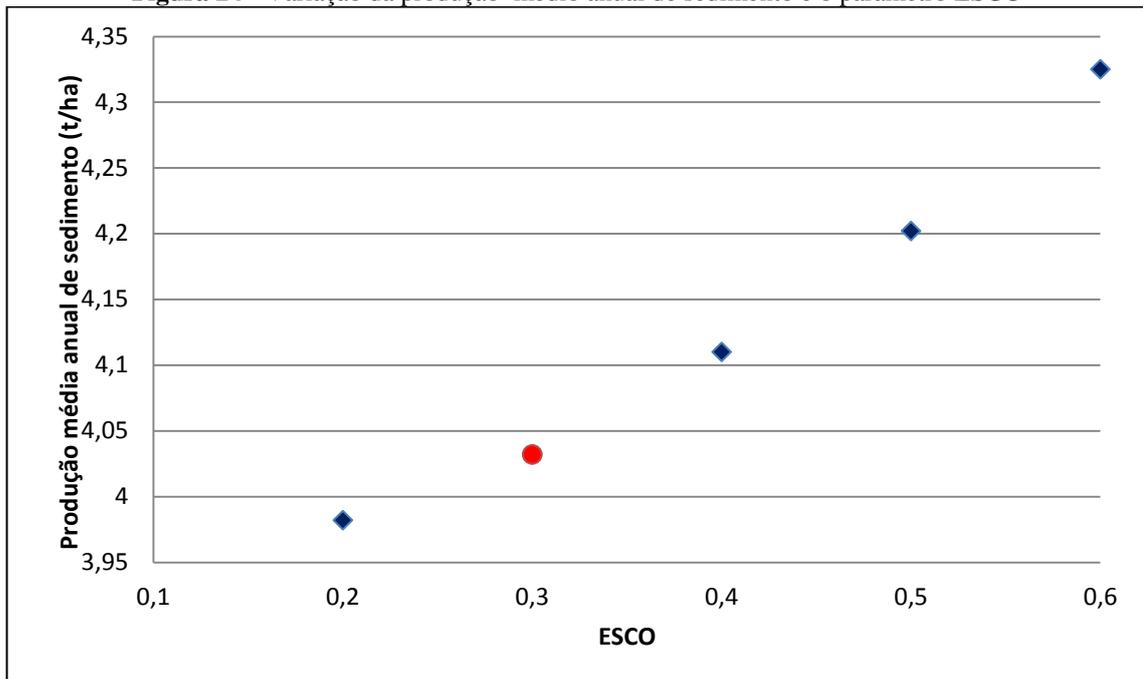
No modelo, a produção de sedimentos é estimada por meio da MUSLE (WISCHMEIER e SMITH, 1978), na qual o escoamento superficial é um fator muito importante no processo erosivo. Em outras palavras, ele é considerado responsável pela energia necessária para a desagregação das partículas de solo e para o seu transporte (QUINTÃO ROSA, 2016). Assim sendo, a produção de sedimento seguiu o mesmo comportamento da lâmina escoada com a variação do ESCO. Na Figura 24 podemos observar os valores de ESCO utilizados na análise e os valores da produção anual média de sedimentos.

O parâmetro ESCO, também se mostrou bastante influente na variação da recarga potencial subterrânea. Seu comportamento está apresentado na Figura 25, nota-se que quanto menor o valor do coeficiente de evaporação do solo, menor seria a recarga potencial do aquífero.

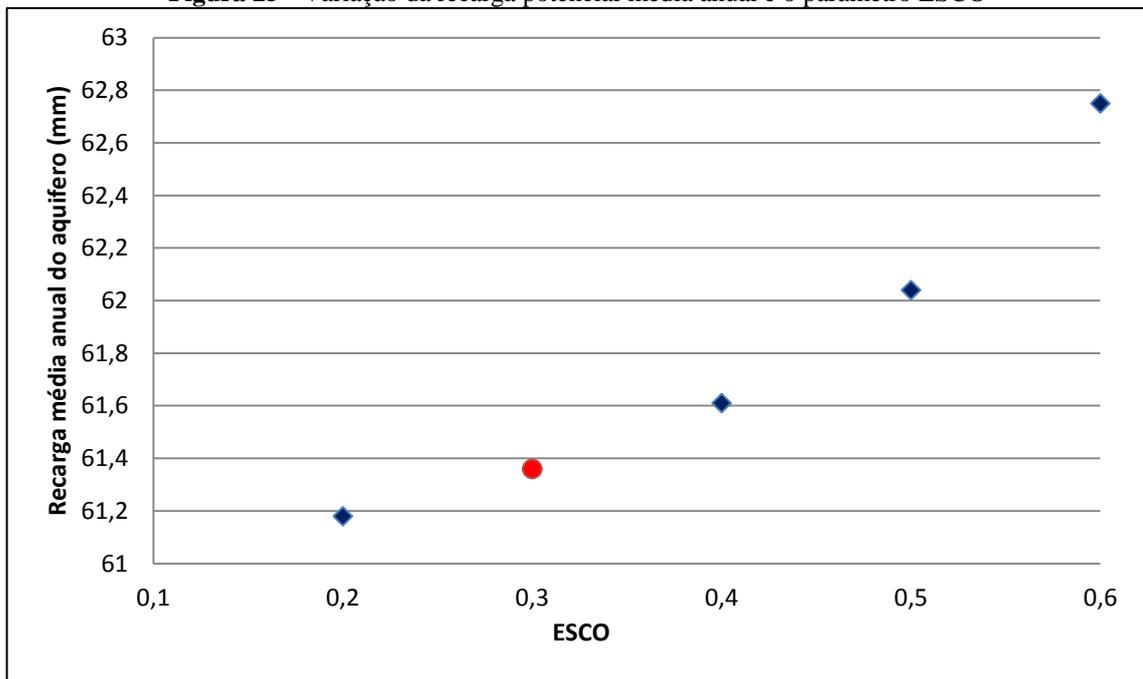
Figura 23 - Variação do escoamento médio anual com o parâmetro ESCO



Fonte: Autoria própria.

Figura 24 - Variação da produção média anual de sedimento e o parâmetro ESCO

Fonte: Autoria própria.

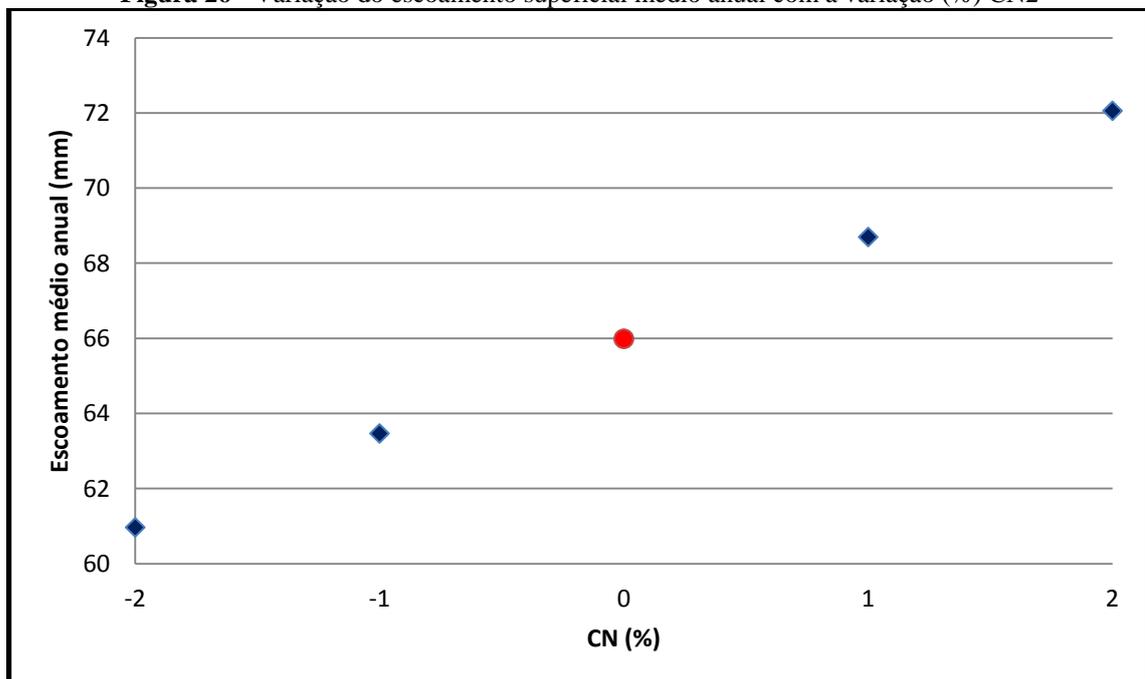
Figura 25 - Variação da recarga potencial média anual e o parâmetro ESCO

Fonte: Autoria própria.

Outro parâmetro que se mostrou altamente influente sobre os processos hidrológicos é o CN2, em especial ao escoamento superficial. O modelo, inicialmente, considera as características de uso e ocupação do solo, tipo de solo e declividade para gerar um valor de CN2. Como o valor do parâmetro CN2 é gerado internamente pelo modelo SWAT, utilizou-se uma porcentagem da variação deste para analisar os efeitos quantitativos sobre o escoamento,

erosão e a recarga potencial. Na Figura 26 podemos observar a variação do escoamento com o CN. Ao aumentar os valores de CN2, observou-se que, o fluxo seria significativamente afetado e aumentado, e a diminuição do CN2 também diminuiria o escoamento. Assim, após a realização de diversas simulações foi adotada uma faixa pequena de variação de CN2 de -2% a +2%. Uma incidência direta entre o CN2 e a geração de escoamento na bacia. A produção de sedimento como já citado é impulsionada pela lâmina escoada, sendo assim, seguiu o mesmo comportamento do escoamento superficial conforme mostrado na Figura 27.

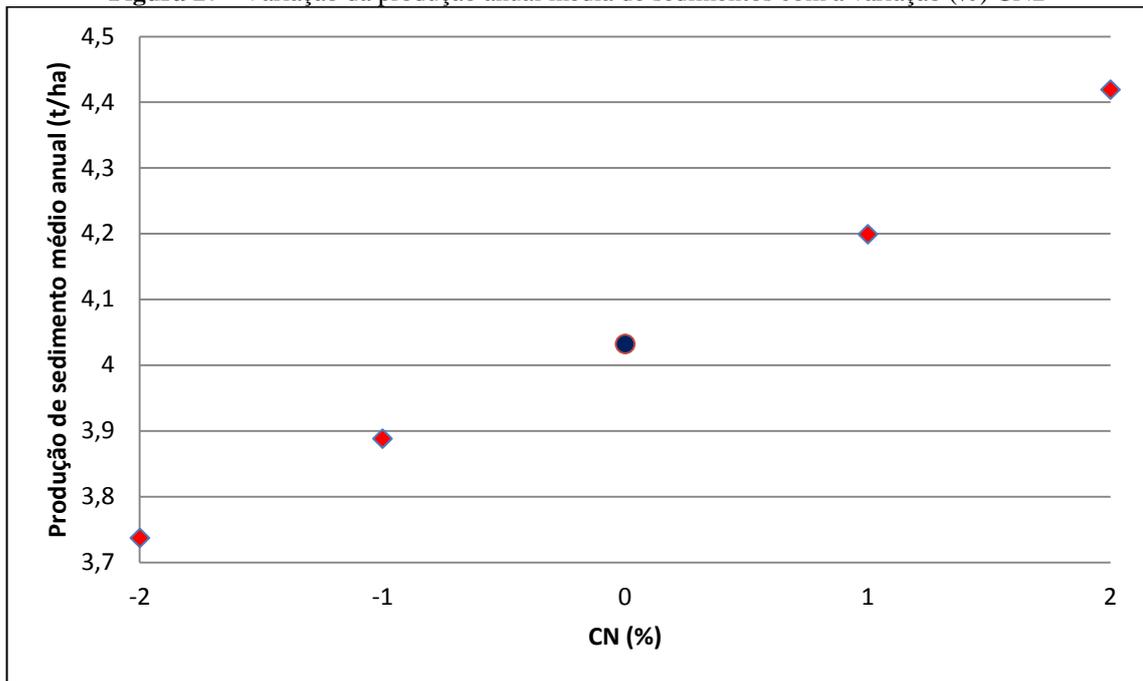
Figura 26 - Variação do escoamento superficial médio anual com a variação (%) CN2



Fonte: Autoria própria.

Em se tratando da recarga potencial do aquífero, um aumento na porcentagem de CN2 provoca uma redução na recarga potencial do aquífero, uma vez que este aumento provoca um aumento no escoamento superficial, conseqüentemente infiltra menos e a recarga potencial é reduzida. Com uma diminuição o processo é inverso, se infiltra mais e a recarga potencial será maior.

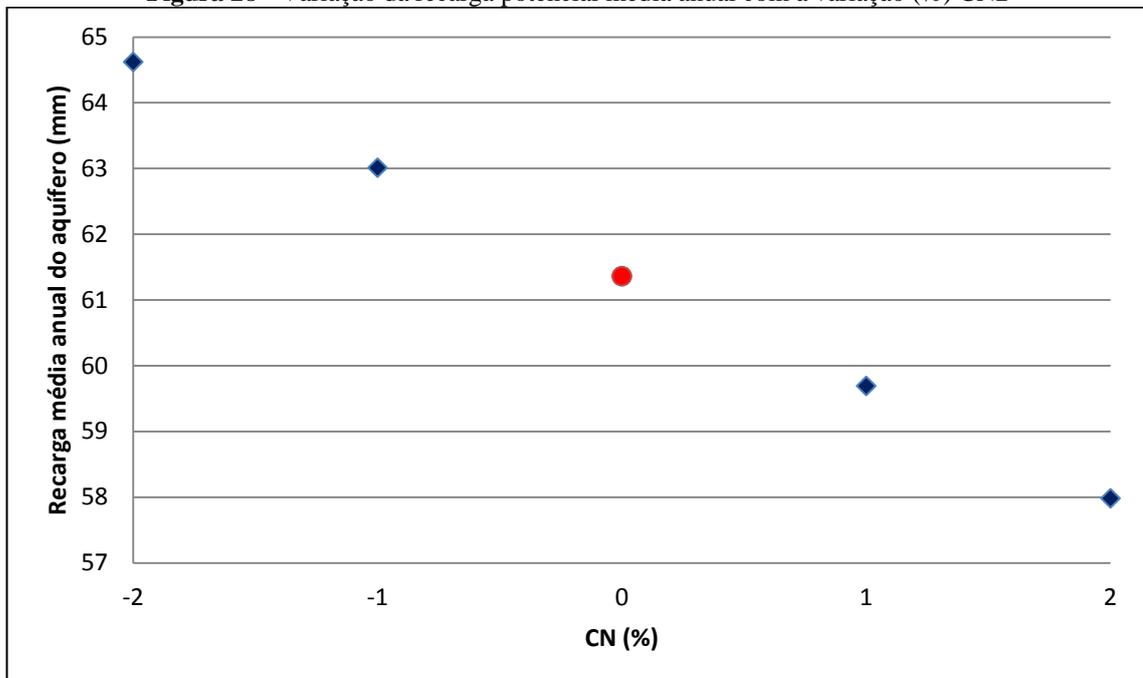
Figura 27 - Variação da produção anual média de sedimentos com a variação (%) CN2



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 28 podemos observar a relação do parâmetro CN2 e a recarga média anual do aquífero.

Figura 28 - Variação da recarga potencial média anual com a variação (%) CN2

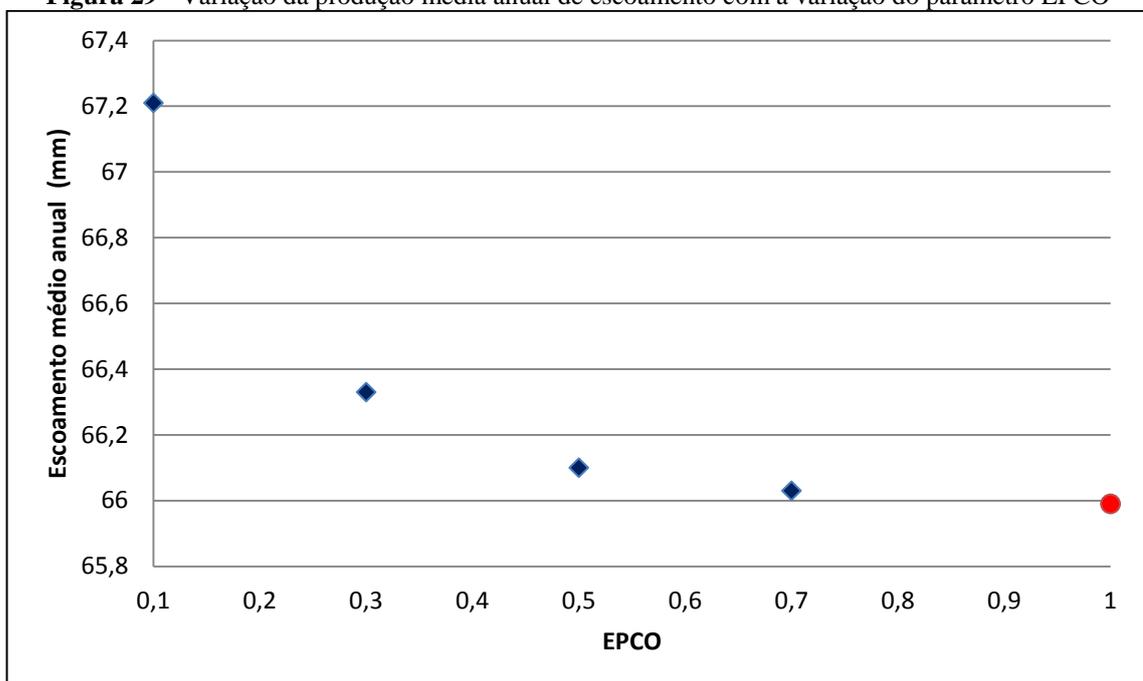


Fonte: Autoria própria.

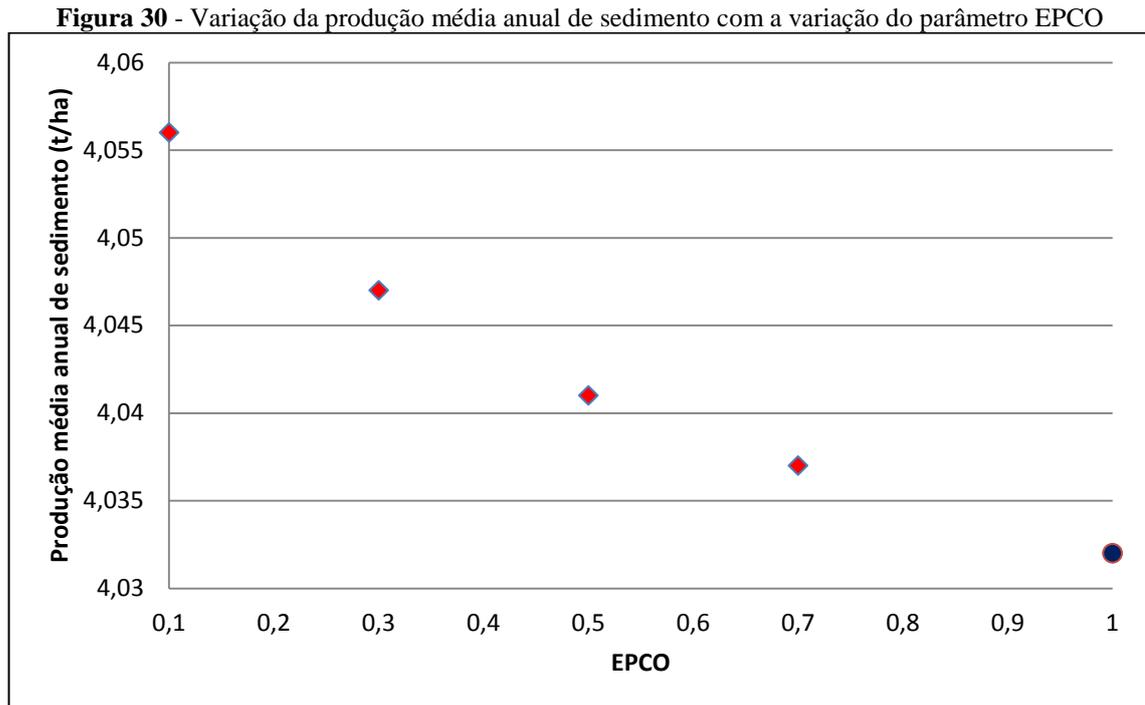
Neste sentido, um aumento no valor de CN2 significa que o solo propicia menos infiltração e viceversa. O CN está diretamente relacionado à umidade antecedente do solo; portanto, se o modelo não calcular corretamente a quantidade de água disponível no solo, o mesmo poderá escolher a condição incorreta de umidade, resultando numa superestimação ou subestimação do escoamento superficial, voltando a problemática inicial (UZEIKA, 2009).

Fixados os valores de CANMX, ESCO E CN2, analisou-se o comportamento da quantidade de água no dossel das plantas, que é função da quantidade de água necessária para a transpiração, evaporação e a quantidade de água disponível no solo. Quando as camadas acima do perfil do solo não tem água suficiente para atender a potencial de absorção de água, é possível permitir que as camadas mais baixas sejam compensadas. Quanto maior o valor de EPCO mais água pode ser direcionada para as camadas mais baixas do solo e, portanto, menor a lâmina escoada. Quanto menor o valor de EPCO menor o fluxo de água para as camadas da zona radicular. Nas Figuras 29 e 30 podemos observar a relação entre a variação de EPCO e a produção de escoamento superficial e de sedimentos.

Figura 29 - Variação da produção média anual de escoamento com a variação do parâmetro EPCO

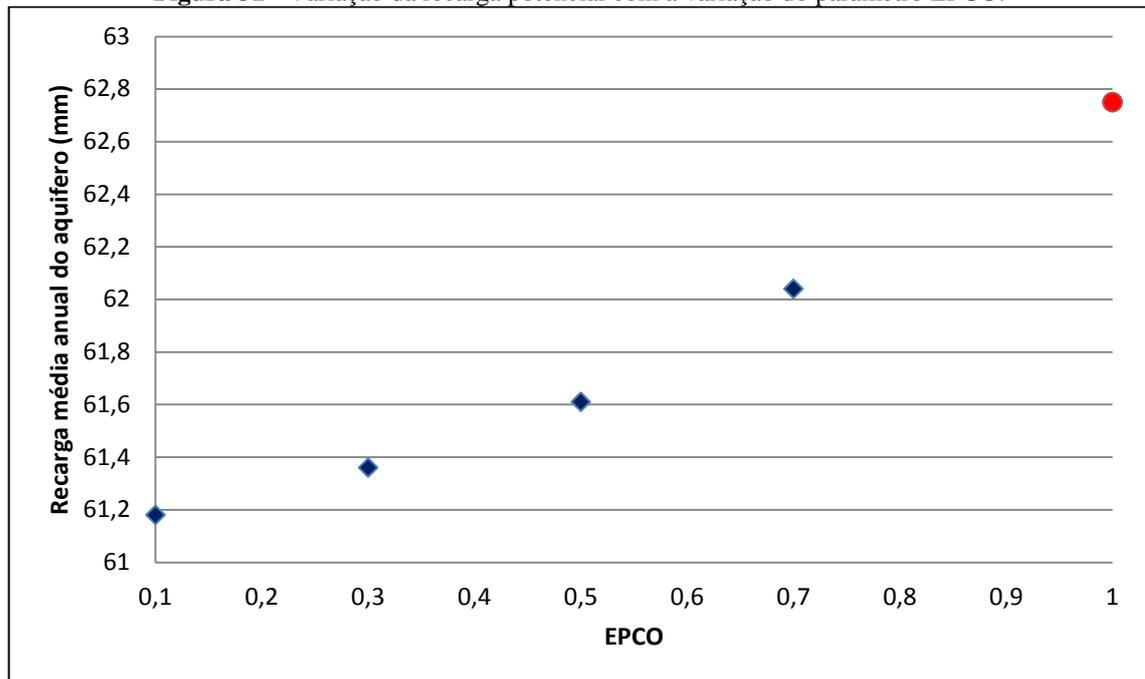


Fonte: Autoria própria.



Fonte: Autoria própria.

O fator de compensação de absorção da planta pode variar de 0.01 a 1.00 e pode ser definido pelo usuário. Se nenhum valor para EPCO for inserido, o modelo configurará EPCO = 1.0. À medida que o EPCO aproxima-se de 1.0, o modelo permite que mais demanda da absorção de água seja atendida pelas camadas inferiores no solo. À medida que o EPCO se aproxima de 0.0, o modelo permite uma variação menor da distribuição da umidade com a profundidade (NEITCH et al, 2011). O valor para EPCO pode ser definido em nível da bacia hidrográfica ou das HRU's. Como já indicado, na fase da parametrização, o valor de EPCO foi definido como sendo o valor default do modelo. Uma redução no valor de EPCO provoca um aumento na produção de escoamento superficial e na produção de sedimentos. Assim, quanto mais água for interceptada pelo dossel das plantas maior será a recarga potencial do aquífero. Na Figura 31 podemos observar a relação entre a variação da recarga potencial e o parâmetro EPCO.

Figura 31 - Variação da recarga potencial com a variação do parâmetro EPCO.

Fonte: Autoria própria.

Entre os parâmetros ajustados, conforme explicado, quatro foram predominantemente influentes e o grau da influência de cada um sobre o escoamento superficial, erosão do solo e a recarga potencial de água subterrânea foi avaliada conforme os resultados já apresentados. A partir destes resultados foi possível estabelecer uma faixa estreita dos parâmetros aplicável para a bacia, com valores mínimos e máximos. Para os outros parâmetros, a escolha da faixa da variação foi baseada nas avaliações realizadas na fase de parametrização do modelo. Na Tabela 5 podemos observar a variabilidade dos parâmetros.

Tabela 5 - Conjunto de valores máximos e mínimos de variação dos parâmetros

Parâmetros	Valor mínimo de variação do parâmetro	Valor ajustado como padrão	Valor máximo de variação do parâmetro
GW_DELAY (dia)	0	0	3
ALPHA_BF	0	0,048	0,1
*GWQMN (mm)	0	2000	5000
*GW_REVAP	0,02	0,2	0,2
*REVAPMN (mm)	0	0	1000
RCHRG_DP (Fração)	0	0	0,1
*CANMX (mm)	50	80	90
*ESCO	0,2	0,3	0,7
*EPCO	0,1	1	1
SURLAG (dias)	0-1	0-1	1-2
CN2	-2%	100% do CN	+2%

Fonte: Autoria própria. (*Quanto maior a variação no valor do parâmetro menor o escoamento)

Parâmetros como o GWQMN, REVAPM, GW_REVAP, CANMX, e EPCO são parâmetros que expressam comportamento inverso a sua variação, ou seja, quanto maior a variação do parâmetros menor o escoamento gerado. Na Tabela 6 podemos observar a variação dos parâmetros e as suas relações com o escoamento a faixa máxima e mínima de rendimento, resultante do conjunto de valores máximos e mínimos de variação dos parâmetros (Tabela 5).

Tabela 6 - Conjunto de parâmetros para faixa máximo e mínimo rendimento

Parâmetros	Escoamento Máximo	Padrão	Escoamento Mínimo
GW_DELAY (dia)	0	0	3
ALPHA_BF	0,1	0,048	0
GWQMN (mm)	1000	2000	5000
GW_REVAP	0,02	0,2	0,2
REVAPMN (mm)	0	0	1000
RCHRG_DP (Fração)	0,1	0	0
CANMX (mm)	50	80	90
ESCO	0,7	0,3	0,2
EPCO	0,1	1	1
SURLAG (dias)	1-2	0-1	0-1
CN2	+2%	100% do CN obtido pelo Modelo	-2%

Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 7 podemos observar os valores máximos e mínimos de escoamento para os diferentes tipos de uso e cobertura do solo, onde é possível perceber que para o mapa de uso e ocupação de 2013, composto por uma maior quantidade de densidade vegetal, apresenta um rendimento mínimo variando entre 0,8 a 24,81 mm e um rendimento máximo entre 1,28 e 48,29 mm. Estes resultados são comparados com os obtidos utilizando os mapas de 1990 e 2002 (período com uma maior quantidade de solo exposto), que apresentaram um rendimento mínimo variando entre 1,41 e 30,08, e um rendimento máximo entre 2,23 e 52,78 mm para 1990, e um rendimento mínimo entre 1,46 e 30,41 mm e rendimento máximo entre 2,42 e 53,43 mm. Em uma análise anual os extremos para os valores máximos de rendimento, ocorreram nos anos de 2004 e 2011, anos com precipitação média anual de 810,2 e 886,81 mm, respectivamente. Além disso, para o ano de 2011, subsequente aos anos de 2009 e 2010, que também tiveram índices pluviométricos altos, com uma precipitação total anual de 969,35 e 585,01 mm, respectivamente. Como já mencionado diversos são os fatores que contribuem bastante para o rendimento ano a ano, e podem justificar esse fato.

Tabela 7 - Rendimento máximo e mínimo para os diferentes usos do solo (%)

Ano	Mapa de 1990		Mapa de 2002		Mapa de 2013	
	Rendimento máximo (%)	Rendimento mínimo (%)	Rendimento máximo (%)	Rendimento mínimo (%)	Rendimento máximo (%)	Rendimento mínimo (%)
1994	8,78	4,53	8,73	4,31	6,35	2,98
1995	11,84	6,66	12,14	6,92	7,48	3,96
1996	17,31	11,38	17,15	11,00	13,46	8,59
1997	7,27	4,31	7,63	4,43	4,95	2,66
1998	2,80	1,72	2,49	1,46	1,83	1,04
1999	10,54	7,42	10,95	7,66	7,56	5,22
2000	19,82	11,56	19,21	10,68	14,73	7,88
2001	15,52	9,05	15,43	8,76	11,86	5,85
2002	25,63	15,02	24,68	14,30	20,91	11,28
2003	15,47	6,69	15,16	6,08	12,67	4,11
2004	47,43	30,08	48,93	30,41	42,82	24,81
2005	28,13	14,92	29,22	15,13	23,42	10,12
2006	19,42	9,37	21,53	10,79	14,79	5,78
2007	12,97	6,82	12,77	6,10	11,09	5,07
2008	44,99	27,66	45,87	27,98	39,76	22,15
2009	50,51	25,83	50,84	25,70	44,80	19,39
2010	21,40	10,82	21,75	11,21	17,91	7,13
2011	52,78	25,41	53,43	26,21	48,29	19,14
2012	2,80	1,43	3,08	2,03	2,55	0,98
2013	2,23	1,41	2,42	1,47	1,28	0,80
2014	22,64	12,32	22,31	11,94	18,69	8,73
2015	3,59	1,99	3,94	2,59	2,61	1,14
Médio	20,17	11,20	20,44	11,23	16,81	8,13

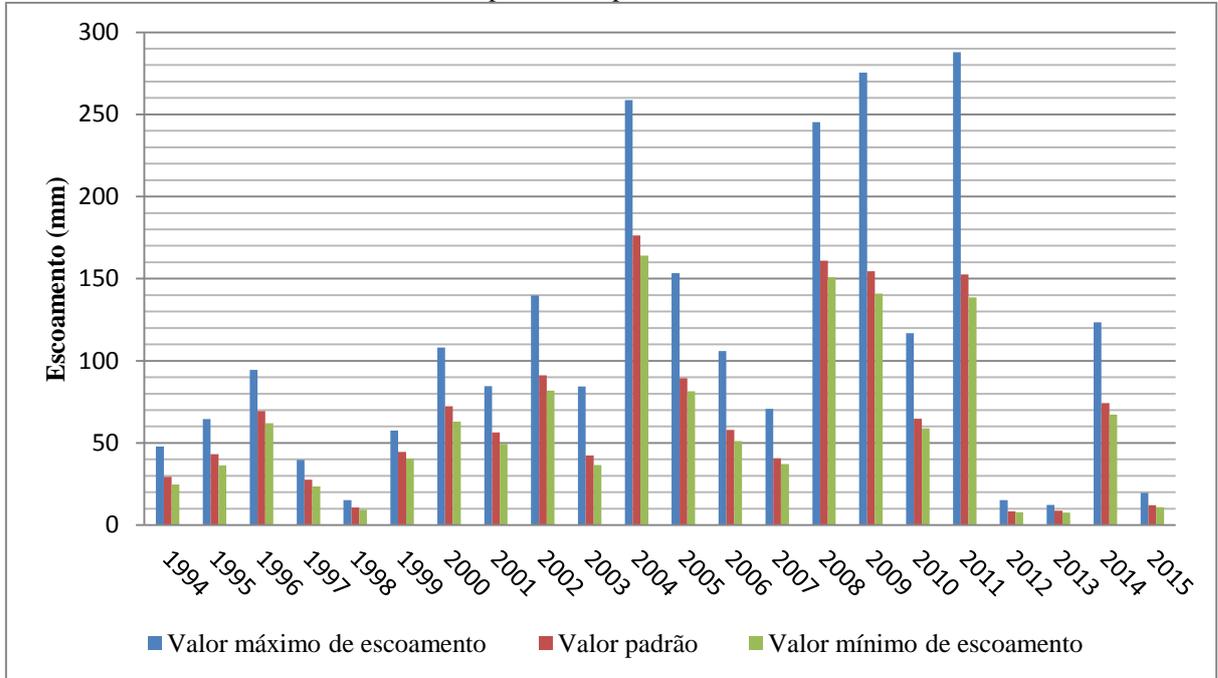
Fonte: Autoria própria.

Com relação aos valores mínimos de rendimento, o extremo ocorreu no ano de 2013, ano com um total anual de precipitação de 284,78 mm, valor muito abaixo da média anual da bacia, associado a este fato o ano em questão é subsequente ao ano de 2012, ano com o menor índice pluviométrico de toda a série estudada, com uma precipitação média anual de 79,41 mm.

Nas Figuras 32, 33 e 34 podemos observar o comportamento da lâmina escoada para os diferentes mapas de uso do solo, em uma análise comparativa entre os valores resultantes da simulação considerando o mapa de uso e ocupação do solo de 1990 para a realização das simulações de referência ou padrão e os extremos dos valores máximos e mínimos. Os anos de 2004, 2008, 2009 e 2011, são os anos com os maiores valores de escoamento, bem como são esses anos que tiveram os maiores valores de totais anuais precipitados da série com 810,02, 826,97, 969,35, e 886,81 mm. O fato se deu para os três diferentes mapas de uso de solo e também para as simulações com os valores máximos, mínimos e padrão. Os menores

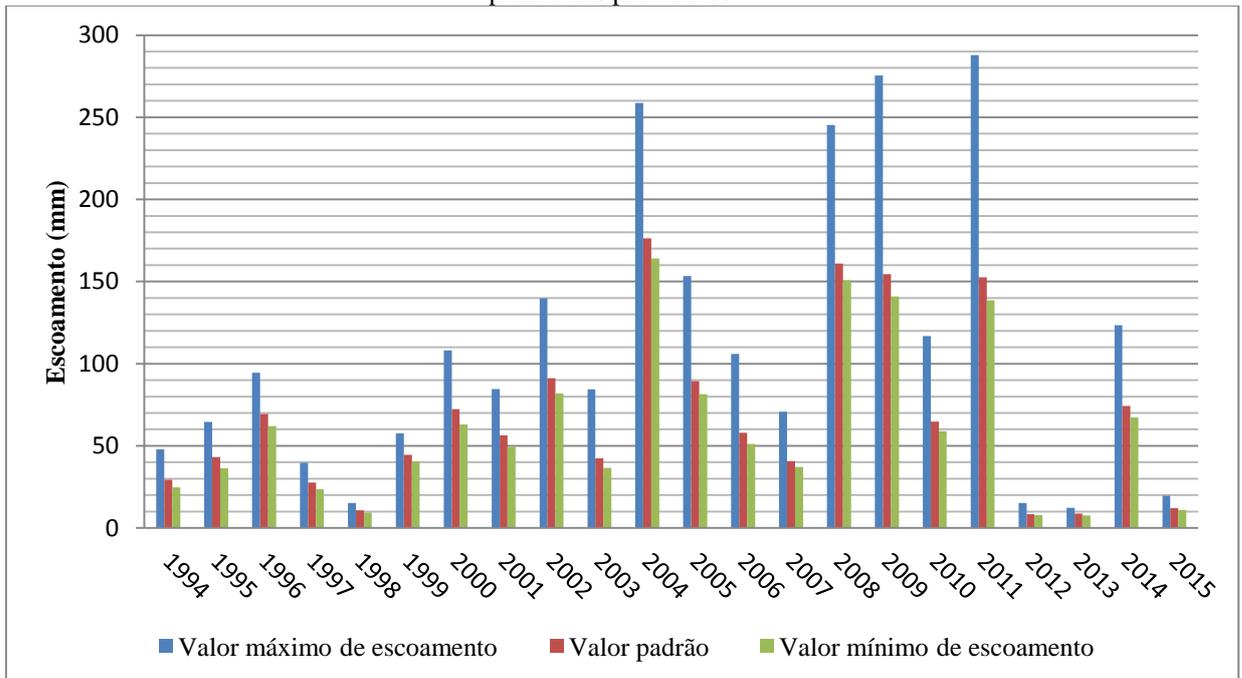
valores de escoamento ocorreram nos anos de 1998, 2012, 2013 e 2015, anos que tiveram os menores valores de escoamento com 206,45, 79,41, 284,78 e 248,83 mm, respectivamente.

Figura 32 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 1990, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros



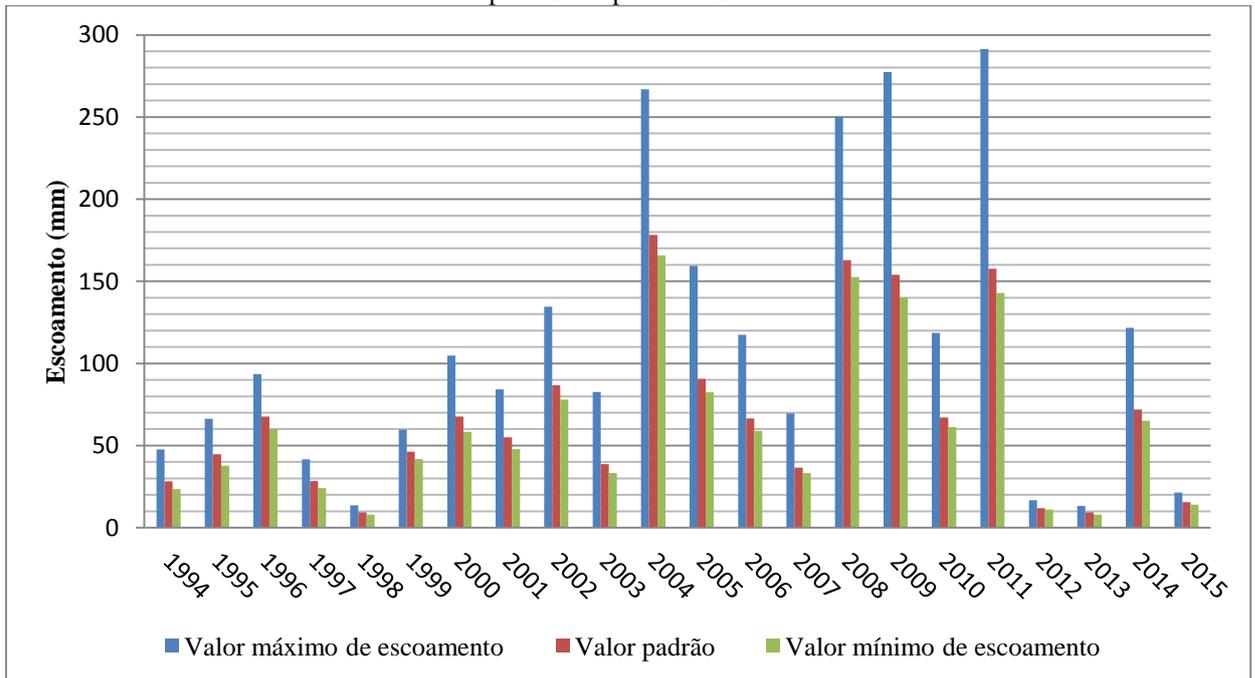
Fonte: Autoria própria.

Figura 33 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 2002, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros



Fonte: Autoria própria.

Figura 34 - Escoamento médio anual para o mapa de uso de 2013, relação entre os valores extremos e o valor padrão dos parâmetros



Fonte: Autoria própria.

5.3 INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

5.3.1 Escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial do aquífero

Os valores dos principais parâmetros ajustados satisfatoriamente para o modelo foram apresentados na Tabela 7. As simulações realizadas após a parametrização mostraram que o modelo SWAT reproduz, de forma consistente, a relação entre a precipitação e a lâmina escoada. Considerando o mapa de uso e ocupação do solo de 1990 para a realização das simulações de referência ou padrão, foi possível verificar que em sua maioria os valores de escoamento estavam dentro de uma faixa de 5 a 12,6%, cada ano bem como a média anual do período total estudado, o que é bem consistente com estudos realizados por: Cadier e Freitas (1982), Viana (1986), Carvalho Neto (2011) e Taveira (2012), e são condizentes com a realidade da área.

Utilizando o conjunto dos parâmetros ajustados como padrão os processos de geração do escoamento, erosão do solo e recarga potencial de água subterrânea foram simulados para as situações do uso e ocupação do solo refletida pelos mapas de 2002 e 2013. Primeiramente, todo o período entre 1994 a 2015 foi utilizado na simulação dando uma base de comparação dos resultados considerando o mesmo uso do solo durante todo o período de simulação. Em

seguida, foram utilizados os três mapas de forma sequencial para cada período correspondente, o mapa de 1990 para o período de 1994 a 2001, o mapa de 2002 para o período de 2002 a 2012 e o mapa de 2013 para o período de 2013 a 2015. A Tabela 8 mostra os resultados da simulação.

Tabela 8 - Escoamento como porcentagem da precipitação média anual da bacia para os diferentes mapas de uso do solo

Ano	Precipitação (mm)	Mapa de 1990	Mapa de 2002	Mapa de 2013	Uso sequencial dos três mapas
		Rendimento da bacia (%)			
1994	502,90	5,84	5,62	3,84	5,84
1995	538,03	8,04	8,33	4,72	8,04
1996	549,99	12,61	12,29	9,45	12,61
1997	442,99	6,25	6,41	3,91	6,16
1998	206,45	5,22	4,49	3,14	5,22
1999	414,23	10,76	11,17	7,49	10,76
2000	757,08	9,56	8,94	6,53	9,56
2001	502,84	11,23	10,94	7,43	11,23
2002	664,86	13,73	13,05	10,27	13,02
2003	451,86	9,38	8,57	5,84	8,46
2004	810,2	21,76	21,99	17,89	21,99
2005	664,84	13,45	13,63	9,26	13,77
2006	595,84	9,71	11,16	6,01	11,07
2007	420,04	9,68	8,71	7,19	8,72
2008	826,97	19,47	19,71	15,58	19,85
2009	969,35	15,94	15,89	11,96	15,70
2010	585,01	11,08	11,46	7,39	11,41
2011	886,81	17,21	17,79	13,06	17,81
2012	79,41	10,62	14,92	7,37	14,86
2013	284,78	3,08	3,27	1,77	1,70
2014	595,97	12,46	12,08	8,94	8,48
2015	248,83	4,88	6,23	2,86	2,81
Médio	545,4	12,40	12,46	9,00	

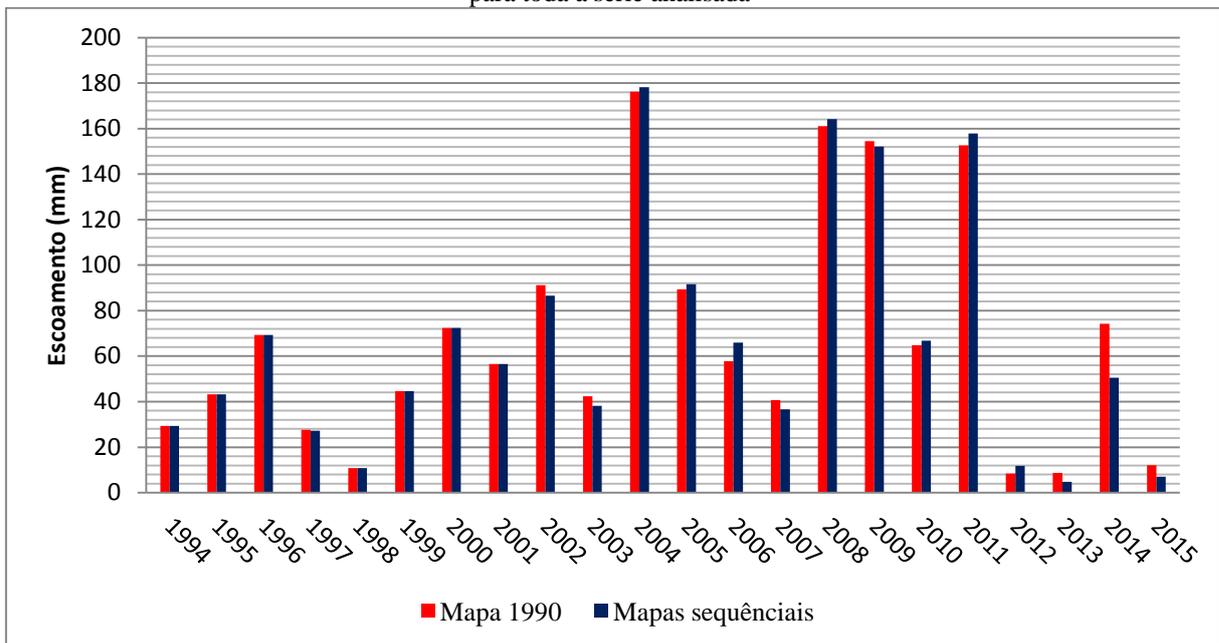
Fonte: Autoria própria.

Assim, foi possível uma comparação entre o uso e ocupação do solo ano a ano para os três casos. Posteriormente, também foi realizada uma simulação sequencial ou seja, a simulação de três períodos distintos durante as quais os mapas de solo foram utilizados na ordem da sua disponibilidade e fruto de escolhas aleatórias .

Na Figura 35 podemos observar a relação entre a simulação padrão utilizando o mapa de uso de solo de 1990 de forma contínua (o mesmo mapa para todo o período), com a simulação com os três mapas de forma sequencial (cada mapa para o período de anos correspondente). É possível perceber que inicialmente os valores de escoamento são

exatamente iguais. Após a primeira sequência os valores diferem um pouco da simulação padrão, uma vez que as condições iniciais para a segunda e terceira sequência são diferentes da primeira. Para as sequências seguintes os anos de aquecimento são o primeiro ano de cada sequência, por exemplo, para a segunda sequência o ano de 2002 e para terceira o ano de 2013, vale ressaltar que estas sequências se referem aos mapas de uso e ocupação do solo que tem períodos distintos.

Figura 35 - Variação do escoamento para o período simulado com o mapa de 1990 e com os mapas sequenciais para toda a série analisada



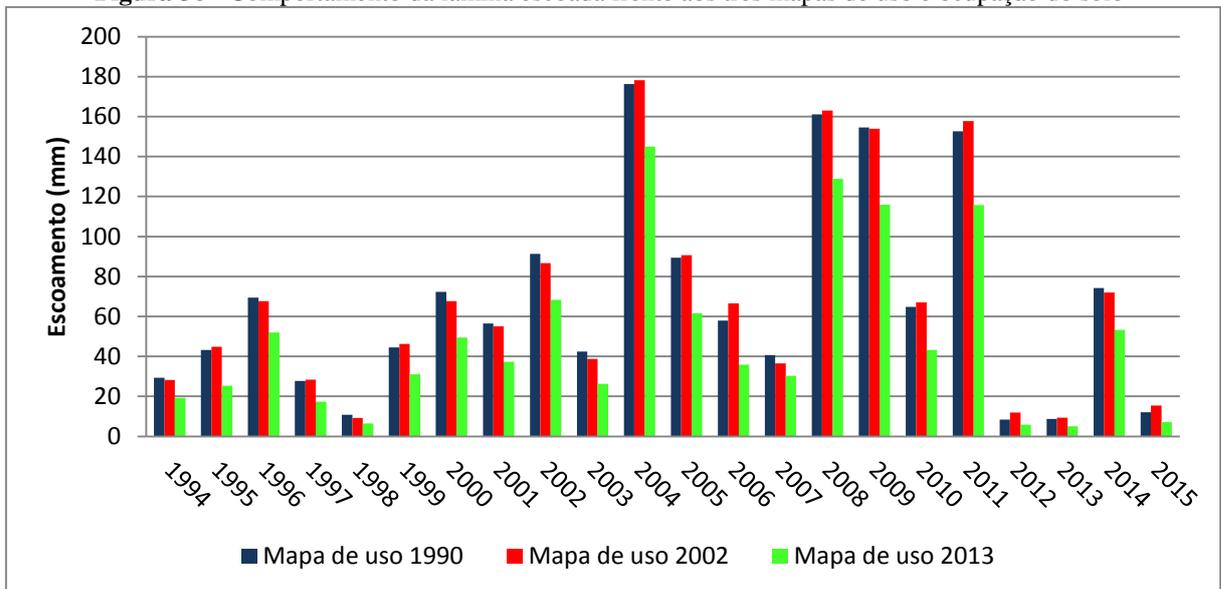
Fonte: Autoria própria.

Observou-se na Tabela 8, que em alguns anos individuais os valores de rendimento ultrapassam a faixa de 5 a 10 %, no entanto, tal fato pode ser consequência da utilização do método da curva número para estimar o escoamento superficial, visto que o mesmo desconsidera a intensidade e a duração da chuva, levando em conta apenas o volume diário precipitado. Portanto a média do período total simulado está muito próximo a faixa em todas os três casos de uso do solo. O efeito da mudança no uso solo pode ser verificado na última coluna da Tabela 8. Os valores dos escoamentos são bem consistentes.

A quantidade de água que infiltra no solo depende principalmente das características do solo e da cobertura vegetal. Sabendo que quanto maior o volume infiltrado menor o escoamento superficial, o que resultaria em uma redução no processo erosivo e um aumento na possível recarga potencial. Neste sentido, a quantidade de escoamento superficial pode explicar o comportamento da produção de sedimento e da recarga potencial.

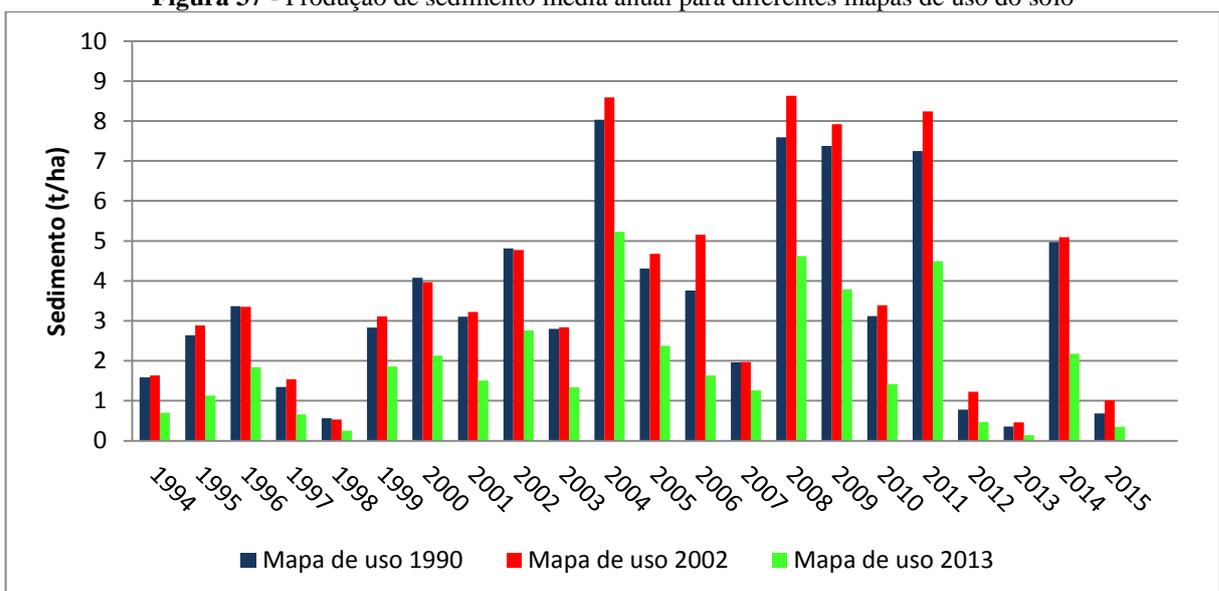
Nas Figuras 36 e 37 podemos observar o comparativo entre a lâmina escoada anual e a produção de sedimentos para os três mapas de uso e ocupação do solo. Para o uso e ocupação do solo utilizando o mapa de 1990 e o de 2002, os valores de escoamento superficial médios foram bem próximos, no entanto o mapa de uso de 2002 resultou em uma maior lâmina escoada, uma vez que as alterações ocorridas no uso e ocupação do solo nestes dois períodos apesar de muito pequena, sendo um aumento de 30,07% para 31,08 %, de solo exposto no mapa de 2002, favoreceu ainda mais o escoamento superficial.

Figura 36 - Comportamento da lâmina escoada frente aos três mapas de uso e ocupação do solo



Fonte: Autoria própria.

Figura 37 - Produção de sedimento média anual para diferentes mapas de uso do solo

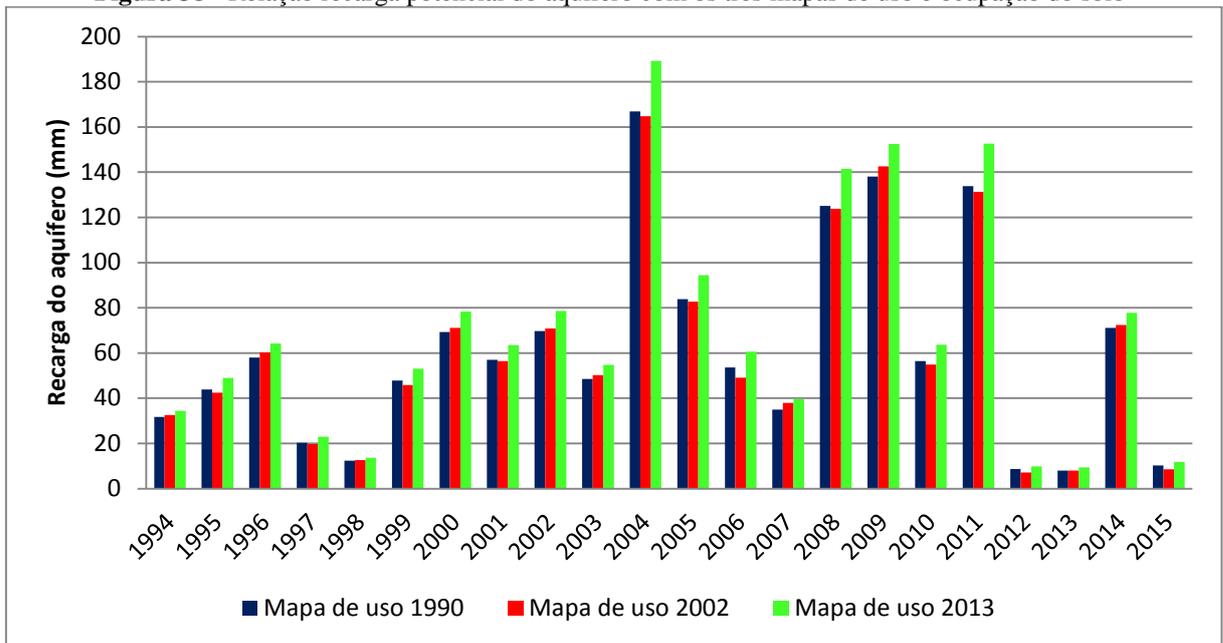


Fonte: Autoria própria.

Quando comparados valores de escoamento superficial, resultantes da simulação utilizando o mapa de uso e ocupação de 2013, com a simulação utilizando o mapa de 1990, foi possível perceber que ao utilizar o mapa de 2013 houve uma redução significativa da lâmina escoada. Isto é devido ao fato do mapa de 2013 apresentar uma porcentagem de solo exposto bem inferior ao apresentado no mapa de uso do solo de 1990 (Área de solo exposto no mapa de 2013, é de 13,36% da área total de solo exposto, o equivalente a 53 m). A cobertura vegetal é uma fator de grande relevância na geração da lâmina escoada, fato que favorece a infiltração e reduz o escoamento, conforme podemos observar na Figura 36.

Áreas com grande densidade vegetal, especialmente nativa, são áreas que concentram uma maior capacidade de recarga potencial do solo, ou seja, quanto maior a área de cobertura vegetal, maior será a infiltração e menor o escoamento superficial, conseqüentemente maior a recarga potencial subterrânea. Na Figura 38 podemos observar as recargas potenciais simuladas com os três mapas de uso do solo. Nota-se que o mapa de uso do solo de 2013, por apresentar maior densidade vegetal, levou o modelo a gerar maior recarga potencial quando comparado com os mapas de uso do solo de 1990 e de 2002, e com estes dois mapas as recargas potenciais foram próximas em virtude de apresentarem uma diferença muito pequena entre si com relação ao percentual de área exposta ou desmatada, os anos com maiores valores de precipitação tenderam a infiltrar mais, aumentando o potencial de recarga.

A Tabela 12 mostra os valores anuais de escoamento e produção de sedimento para todo o período de estudo, resultante das simulações com os três mapas. No período de 2000 a 2011 observamos valores da precipitação anual acima da média histórica da região que seria em torno de 500 mm (MOLINIER et al., 1994). Grandes volumes de chuva em conjunto com áreas sem uma boa cobertura vegetal terão uma maior lâmina escoada, fato que aconteceu com os mapas de 1990 e 2002. Já o mapa de uso do solo de 2013, por apresentar o solo bem mais protegido fez com que o modelo simulasse valores de lâmina escoada bem inferior ao que simulou utilizando os outros dois mapas, bem como o fato da precipitação do ano de 2013 estar bem abaixo da média, mecanismo que influencia na geração do escoamento. O ano de 2009 foi o de maior índice pluviométrico dentro da série estudada, com um total anual precipitado de 969,35 mm, frente ao ano de 2012 com o menor valor de precipitação, 79,41 mm. Para estes anos a produção de escoamento superficial simulado foi de 154,51 mm e 8,43 mm, respectivamente, utilizando o mapa de uso de 1990.

Figura 38 - Relação recarga potencial do aquífero com os três mapas de uso e ocupação do solo

Fonte: Autoria própria.

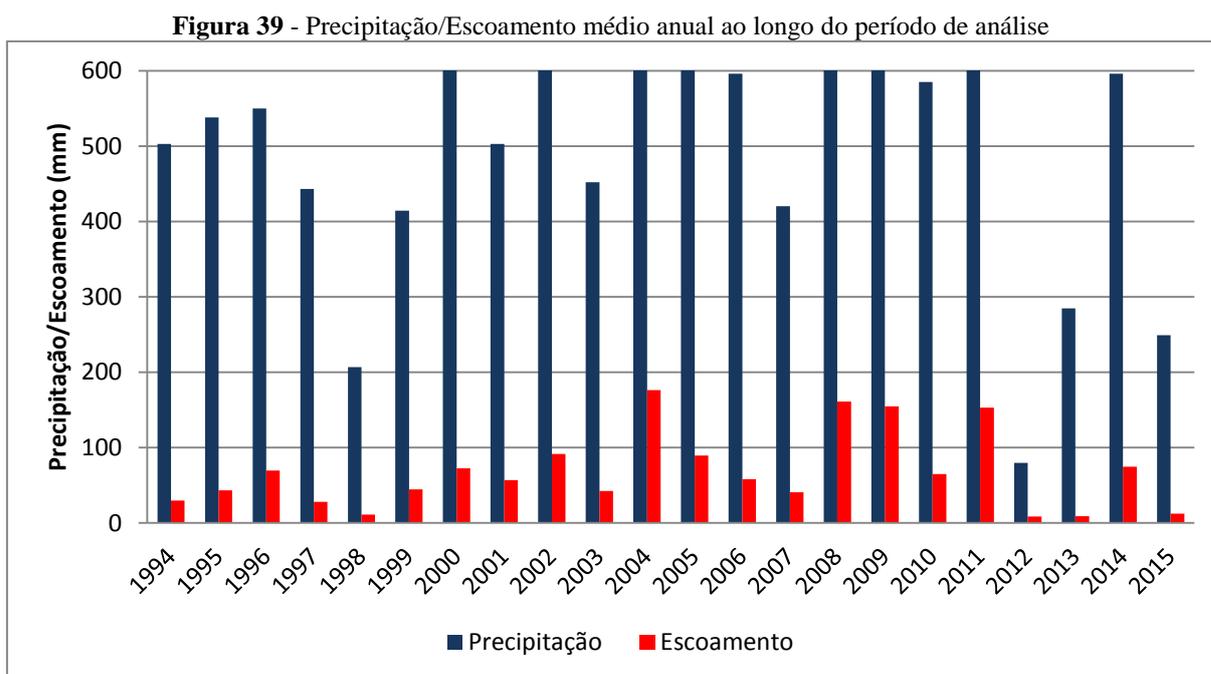
Conforme a Tabela 9, é possível perceber que o escoamento superficial e produção de sedimentos apresentam os mesmos resultados para a primeira sequência simulada 1994/2001, uma vez que as condições iniciais para ambas as simulações foram iguais. Para a sequência de 2002/2012 os resultados apresentaram pequenas diferenças, quando comparados aos resultados obtidos com a simulação utilizando o mapa contínuo para todo o período. As simulações utilizando os mapas sequenciais para cada período correspondente, apresentaram uma pequena diferença que não ultrapassou 5% para mais ou para menos. Um fator influente é a condição inicial para a simulação com a segunda sequência, que utiliza como aquecimento o primeiro ano da sequência em questão repetido três vezes, para o caso do ano de 2002.

Tabela 9 - Valores de escoamento e sedimento simulados para os diferentes mapas de uso do solo.

Ano	Mapa 1990			Mapa 2002		Mapa 2013		Mapas Sequenciais.	
	Precipitação (mm)	Escoamento (mm)	Sedimento (t/ha)	Escoamento (mm)	Sedimento (t/ha)	Escoamento (mm)	Sedimento (t/ha)	Escoamento (mm)	Sedimento (t/ha)
1994	502,90	29,36	1,59	28,28	1,63	19,29	0,70	29,36	1,59
1995	538,03	43,25	2,64	44,81	2,89	25,37	1,13	43,25	2,64
1996	549,99	69,38	3,37	67,6	3,35	51,99	1,84	69,38	3,37
1997	442,99	27,69	1,35	28,38	1,54	17,31	0,66	27,29	1,35
1998	206,45	10,77	0,56	9,26	0,53	6,48	0,25	10,77	0,56
1999	414,23	44,57	2,83	46,25	3,11	31,02	1,86	44,57	2,83
2000	757,08	72,35	4,08	67,69	3,97	49,41	2,13	72,35	4,08
2001	502,84	56,48	3,1	54,99	3,22	37,35	1,51	56,48	3,10
2002	664,86	91,26	4,81	86,75	4,77	68,27	2,76	86,58	4,70
2003	451,86	42,39	2,8	38,71	2,84	26,37	1,34	38,21	2,81
2004	810,2	176,28	8,03	178,2	8,59	144,95	5,23	178,18	8,21
2005	664,84	89,39	4,31	90,62	4,68	61,56	2,38	91,56	6,05
2006	595,84	57,87	3,76	66,51	5,16	35,8	1,63	65,98	5,37
2007	420,04	40,68	1,96	36,57	1,97	30,22	1,26	36,64	1,91
2008	826,97	161,04	7,59	162,97	8,63	128,88	4,62	164,19	8,59
2009	969,35	154,51	7,38	153,99	7,92	115,94	3,79	152,15	7,75
2010	585,01	64,84	3,12	67,06	3,39	43,21	1,42	66,76	4,27
2011	886,81	152,65	7,25	157,72	8,24	115,78	4,49	157,91	9,74
2012	79,41	8,43	0,78	11,85	1,23	5,85	0,47	11,80	0,58
2013	284,78	8,77	0,36	9,31	0,46	5,05	0,14	4,85	0,16
2014	595,97	74,27	4,97	72	5,09	53,25	2,18	50,52	2,22
2015	248,83	12,14	0,68	15,49	1,01	7,12	0,35	6,99	0,40

Fonte: Autoria própria.

A Figura 39 mostra a relação entre o total precipitado e a lâmina escoada utilizando o mapa de uso do solo de 1990. Nos anos em que o valor de precipitação ultrapassou os 600 mm. O valor limite foi fixado em 600 mm, o valor da precipitação aparece trancado pelo limite do gráfico em que a escala permite uma boa visualização da relação entre a precipitação e o escoamento.



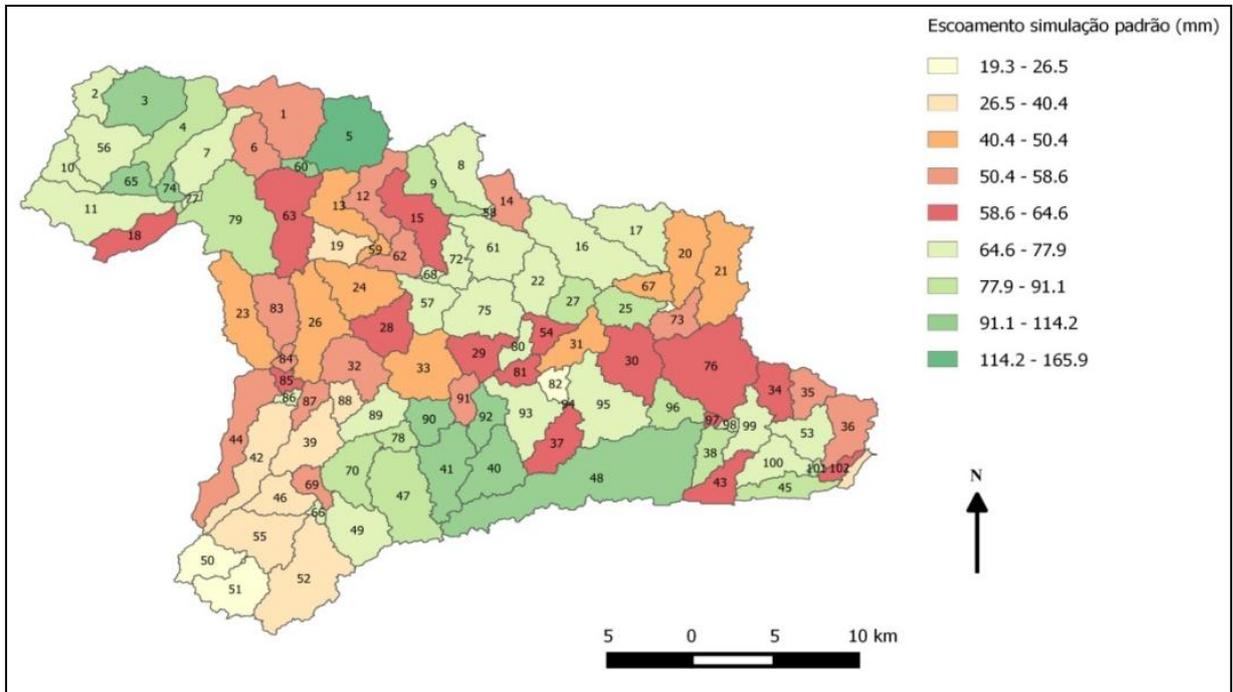
Fonte: Autoria própria.

5.3.2 Variação espacial da produção do escoamento, sedimento e da recarga potencial na bacia

Os maiores valores de escoamento superficial ocorrem na porção oeste da bacia (sub-bacias 90, 92, 40, 41, e 48) e na porção sul (sub-bacias 3, 4, 5, 65, 74 e 79) apresentando valores de escoamento superficial médio que variaram de 114 a 166 mm/ano. Essa porção da bacia se caracteriza pela presença de Solos Litólicos Eutróficos, que são solos característicos do semiárido paraibano, principalmente nas áreas onde são encontrados afloramento de rochas. São solos pouco desenvolvidos, rasos e não hidromórficos (sem a presença de água), o que contribui para os maiores valores de escoamento (Figura 10). Além disso, as sub-bacias citadas são compostas em sua maioria por solos expostos e uma área de altas declividades, o que favorece o escoamento superficial quando comparado com outras partes da área. Vale ressaltar que o mapa de uso e ocupação de solo de 1990 utilizado para esta simulação tem mais de 30% de sua área composta de solo exposto, um facilitador do escoamento superficial.

Na Figura 40 podemos observar o comportamento do escoamento superficial espacial a nível de sub-bacia.

Figura 40 - Distribuição espacial do escoamento superficial na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 1990

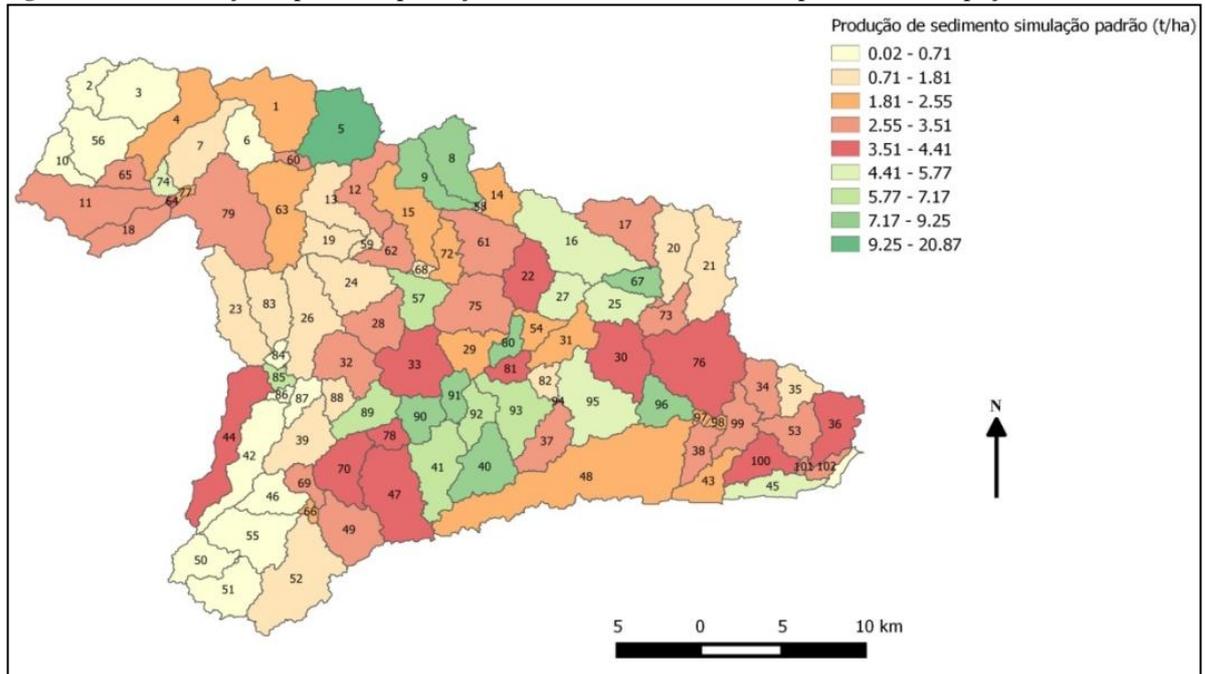


Fonte: Autoria própria.

Com relação à produção de sedimentos, as sub-bacias (5, 40, 67 e 96) que estão mais a jusante e próxima a foz, apresentam os maiores valores de produção de sedimentos. No caso da sub-bacia 5, a presença de vegetação arbustiva fechada etambém a ocorrência em sua maioria de Regossol, que são solos sujeitos a forte ocorrência de erosão, e ocorrem, geralmente, em áreassemiáridas de declives mais acentuados, fazem com que os processos deerosão nessa área sejam intensificados.

Na Figura 41 podemos observar a distribuição espacial da produção de sedimentos dentro da bacia.

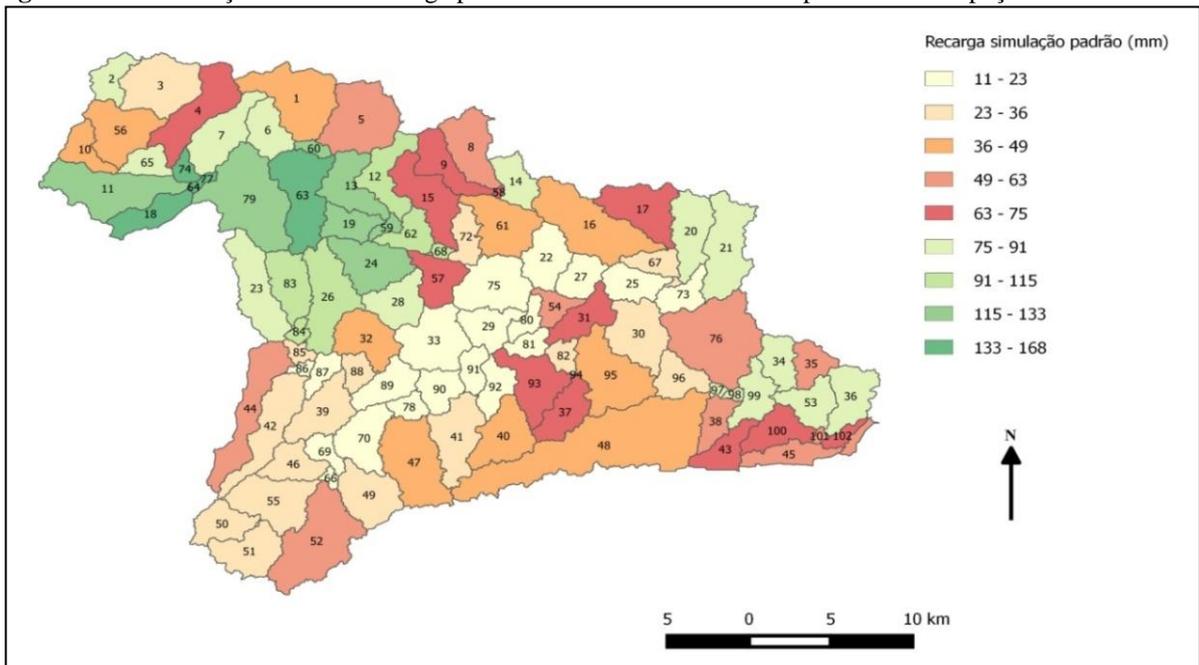
Figura 41 - Distribuição espacial da produção de sedimento utilizando mapa de uso e ocupação do solo de 1990



Fonte: Autoria própria.

A recarga potencial do aquífero concentrou-se na porção noroeste da bacia (sub-bacias 11, 12, 13, 18, 19, 24, 26, 62, 63, 64, 68, 72, 74, 79, e 83) áreas compostas em sua maioria por uma vegetação arbustiva aberta, associada à declividades médias a baixa, o que são facilitadores da infiltração e a recarga potencial subterrânea. Na Figura 42 podemos observar a distribuição espacial da recarga potencial anual da bacia.

Figura 42 - Distribuição média da recarga potencial na bacia utilizando mapa de uso e ocupação do solo de 1990



Fonte: Autoria própria.

De acordo com Silva et al., (2014) uma área com solo exposto gera uma quantidade de escoamento superficial quase cinco vezes maior que uma área com a presença de vegetação de caatinga nativa. Esta conclusão foi baseada nos estudos da relação entre perdas de solo e cobertura superficial em parcelas de 100 m² nas bacias experimentais de Sume e São João do Cariri. Com isso pode-se ver a relevância da vegetação do tipo caatinga no que tange a proteção do solo aos processos erosivos e a facilitação da infiltração. Desta forma, as sub-bacias que tem quase toda sua área de solo exposto tiveram uma maior quantidade de escoamento superficial. Os resultados apresentados aqui estão em conformidade com os estudos de Silva et al., (2014).

Uma análise do comportamento dos processos de escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial do aquífero, foi feita para alguns anos individuais secos, médios e úmidos. Estes resultados estão apresentados nas figuras B1 a B24 (apêndice B). Na Tabela 10 podemos observar as médias mensais de precipitação e escoamento superficial com a mudança sequencial do uso do solo.

Tabela 10 - Médias mensais da precipitação e escoamento superficial com a mudança sequencial do uso do solo

Mês	Mapa de uso de 1990		Mapa de uso de 2002		Mapa de uso de 2013	
	Precipitação mensal 1994/2001 (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Precipitação mensal 2002/2012 (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Precipitação mensal 2013/2015 (mm)	Escoamento Superficial (mm)
1	44,03	3,44	111,15	23,64	11,22	0,05
2	47,49	5,39	91,44	14,67	25,91	2,04
3	119,56	17,80	119,03	23,58	55,78	5,00
4	79,75	8,31	83,22	10,51	100,82	9,66
5	52,13	1,95	91,42	13,26	40,89	0,87
6	43,72	2,30	66,40	3,87	26,72	0,03
7	37,18	0,95	24,00	0,64	38,74	0,07
8	17,93	0,09	13,01	0,07	11,10	0,07
9	8,62	0,21	2,41	0,00	3,26	0,00
10	4,11	0,00	9,22	1,98	10,29	0,09
11	9,81	0,66	2,27	0,00	15,25	0,49
12	24,52	1,67	21,02	1,53	35,69	1,44

Fonte: Autoria própria.

Nota-se que a produção de escoamento superficial para o período de 2002 a 2012 com o mapa de uso e ocupação do solo de 2002, teve resultados superiores em comparação com o período de 1994 a 2001 utilizando o mapa de 1990. Tal fato ocorre em virtude do período simulado com o mapa de 2002 concentrar os maiores índices de precipitação da série utilizada, como por exemplo os anos de 2009 e 2011, que apresentaram os maiores valores de

precipitação (Tabela 11). As simulações realizadas no período de 2013 a 2015 com o mapa de uso de 2013, apresentam os menores valores do escoamento superficial, devido a influência de dois fatores. O primeiro, sendo um período curto com dois anos secos em três, o segundo devido a mudança significativa da cobertura vegetal, conforme discutido anteriormente.

Na Tabela 11 podemos observar a recarga potencial subterrânea anual, utilizando os três mapas de solo sequencialmente na ordem da disponibilidade para o período de simulação, bem como de forma sequencial para cada mapa de uso com o período correspondente. O comportamento da recarga potencial é semelhante ao do escoamento superficial.

Tabela 11 - Valores da recarga potencial para os diferentes mapas de uso do solo, em uma média anual

Ano	Precipitação (mm)	Mapa de 1990	Mapa de 2002	Mapa de 2013	Mapas sequenciais
		Recarga potencial (mm)	Recarga potencial (mm)	Recarga potencial (mm)	Recarga potencial (mm)
1994	502,90	31,7	32,62	34,39	31,70
1995	538,03	43,9	42,52	48,98	43,99
1996	549,99	58,07	60,3	64,15	58,07
1997	442,99	20,36	19,74	22,94	20,36
1998	206,45	12,35	12,7	13,64	12,35
1999	414,23	47,82	45,9	52,99	47,82
2000	757,08	69,29	71,13	78,33	69,29
2001	502,84	57,03	56,42	63,44	57,03
2002	664,86	69,72	70,9	78,66	70,49
2003	451,86	48,49	50,2	54,76	49,21
2004	810,2	166,82	164,76	189,26	165,11
2005	664,84	83,81	82,65	94,42	83,42
2006	595,84	53,68	49,15	60,54	49,12
2007	420,04	34,98	37,99	39,58	37,85
2008	826,97	125,09	123,76	141,52	124,45
2009	969,35	138,04	142,57	152,48	141,14
2010	585,01	56,5	54,91	63,59	54,61
2011	886,81	133,82	131,23	152,58	131,86
2012	79,41	8,69	7,14	9,78	7,11
2013	284,78	8,05	8,03	9,36	9,37
2014	595,97	71,09	72,42	77,78	75,14
2015	248,83	10,28	8,51	11,8	11,78

Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 12 podemos observar os valores mensais médios da produção de sedimento simulados. Os resultados das simulações mostram que grande parte dos eventos chuvosos produziu erosão menor do que 1 ton/ha/ano. Por outro lado, os eventos chuvosos que produziram sedimentos acima de 1 ton/ha/ano foram aqueles cujo total precipitado está acima

de 100 mm. Estes resultados mostram a influência conjunta da cobertura vegetal, do tipo arbustiva e as baixas declividades que ocorrem nas sub-bacias, que ameniza a erosão.

Tabela 12 - Valores da produção de sedimento para os diferentes mapas de uso do solo, considerando chuvas médias mensal

Mês	Mapa de uso de 1990		Mapa de uso de 2002		Mapa de uso de 2013	
	Precipitação mensal 1991/2001 (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Precipitação mensal 2002/2012 (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Precipitação mensal 2013/2015 (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)
1	44,03	0,22	111,15	1,17	11,22	0,00
2	47,49	0,34	91,44	0,84	25,91	0,14
3	119,56	1,05	119,03	1,44	55,78	0,33
4	79,75	0,43	83,22	0,61	100,82	0,31
5	52,13	0,10	91,42	0,85	40,89	0,05
6	43,72	0,10	66,40	0,26	26,72	0,00
7	37,18	0,06	24,00	0,05	38,74	0,00
8	17,93	0,01	13,01	0,00	11,10	0,00
9	8,62	0,02	2,41	0,00	3,26	0,00
10	4,11	0,00	9,22	0,16	10,29	0,01
11	9,81	0,04	2,27	0,00	15,25	0,02
12	24,52	0,06	21,02	0,10	35,69	0,05

Fonte: Autoria própria.

As simulações realizadas com o uso e ocupação do solo dos anos de 1990 e 2002 como dados de entrada, apresentam maiores resultados para a produção de sedimentos quando comparados com as simulações, com o uso e ocupação do solo do ano de 2013 devido a ocorrência dos anos mais chuvosos no período de 1994 a 2012.

Segundo Silva e Santos (2009), as características das precipitações (intensidade, total precipitado) influenciam os processos erosivos, o que causa grande impacto nas relações de causa e efeito do processo erosivo dos solos. Na região semiárida, a maior quantidade de chuva é concentrada em um pequeno intervalo de tempo, o que torna bastante erosiva do ponto de vista do impacto das gotas de chuva no solo (SILVA et al., 2011). Os resultados relacionados ao mapa de uso de solo de 2013 e verificado neste estudo, reforça a importância da preservação da vegetação caatinga para proteção do solo evidenciado por Silva et al., (2011).

O mapa de uso e ocupação de solo utilizado para avaliar o comportamento da variabilidade da precipitação foi o mapa de 2013, que como já descrito apresenta uma grande quantidade de cobertura vegetal, servindo como base de comparação, já que os outros dois apresentam uma menor quantidade de cobertura vegetal. Por essa razão, tende a favorecer a

infiltração e diminuir a produção de escoamento superficial. Nas Tabelas 13 e 14, podemos observar o comportamento do escoamento superficial, produção de sedimento e recarga potencial, em uma análise anual, utilizando para tanto os mapas de 1990 e 2013. Anos com precipitações dentro da média da bacia, acima da média e abaixo da média foram analisados, nota-se que para o mapa de uso de 1990, por ser um período com uma maior área de solo exposto a produção de escoamento superficial, foi superior aos valores resultantes das simulações com o mapa de 2013, mesmo para aqueles anos com um menor índice de precipitação. Como já era de se esperar os resultados de recarga potencial para as simulações com o mapa de 2013, mostrou-se superiores aos valores das simulações com o mapa de 1990, uma vez que a vegetação retarda o escoamento e aumenta a infiltração.

Tabela 13 - Produção de escoamento superficial, erosão do solo e recarga potencial para anos individuais, mapa de uso 1990

	1995	1999	2001	2005	2008	2009	Médio 1994/2015
Precipitação (mm)	538,03	414,23	502,84	664,84	826,97	969,35	545,4
Escoamento superficial (mm)	43,25	44,57	56,48	89,39	161,04	154,51	67,64
Produção de sedimento (t/ha)	2,64	2,83	3,10	4,31	7,59	7,38	3,514
Recarga potencial do aquífero (mm)	43,99	47,82	57,03	83,81	125,09	138,34	61,36

Fonte: Autoria própria.

Tabela 14 - Produção de escoamento superficial, erosão do solo e recarga potencial para anos individuais, mapa de uso de 2013

	1995	1999	2001	2005	2008	2009	Médio 1994/2015
Precipitação (mm)	538,03	414,23	502,84	664,84	826,97	969,35	545,4
Escoamento superficial (mm)	25,37	31,02	37,35	61,56	128,88	115,94	49,1
Produção de sedimento (t/ha)	1,13	1,86	1,51	2,38	4,62	3,79	1,915
Recarga potencial do aquífero (mm)	48,98	52,99	63,44	94,42	141,52	157,48	69,09

Fonte: Autoria própria.

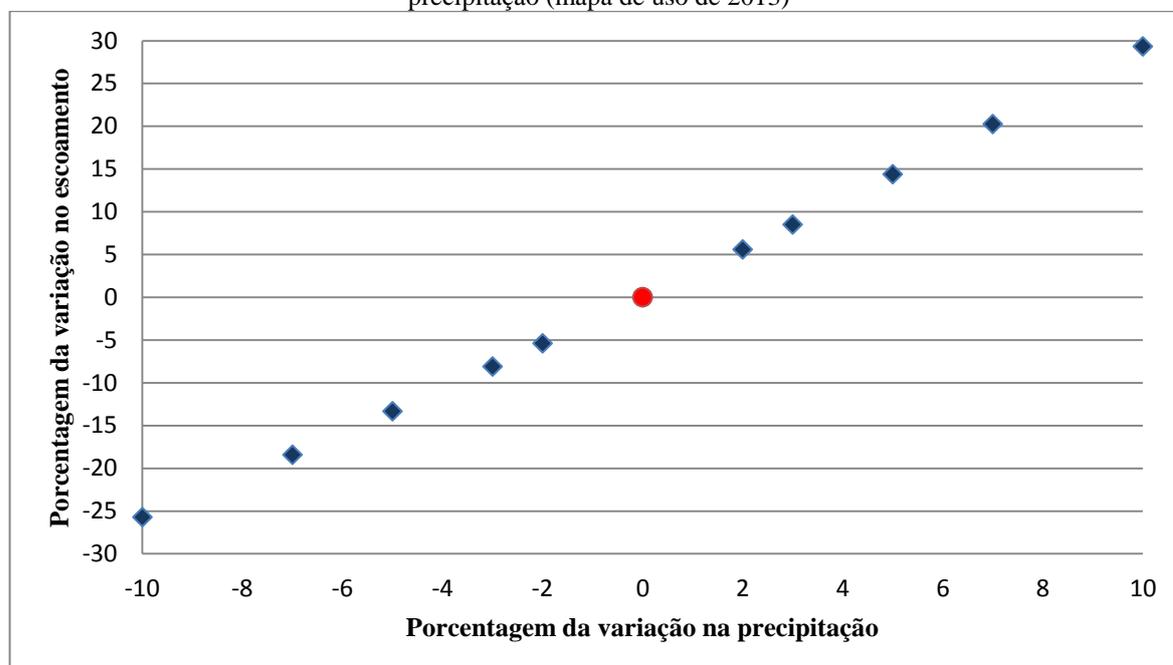
5.4 MUDANÇA CLIMÁTICA

As influências das mudanças climáticas na forma da variação da precipitação acima ou abaixo do valor observado na série histórica, refletem na geração do escoamento e na erosão do solo. Contudo, verifica-se que para a mesma porcentagem de variação da precipitação, um aumento da precipitação provoca um aumento do escoamento bem maior que a redução provocada pela diminuição da chuva na mesma proporção.

5.4.1 Variabilidade da precipitação

As simulações para avaliar os efeitos das mudanças climáticas foram realizadas para o período de 1994 a 2015 utilizando apenas o mapa de uso de 2013, para fins comparativos dos efeitos dessas mudanças. As Figuras 43 e 44 mostram a variação de escoamento anual médio e a produção anual média de sedimento associados com a variação da precipitação entre -10 e +10 % do valor diário.

Figura 43 - Relação da porcentagem da variação no escoamento frente à porcentagem da variação na precipitação (mapa de uso de 2013)



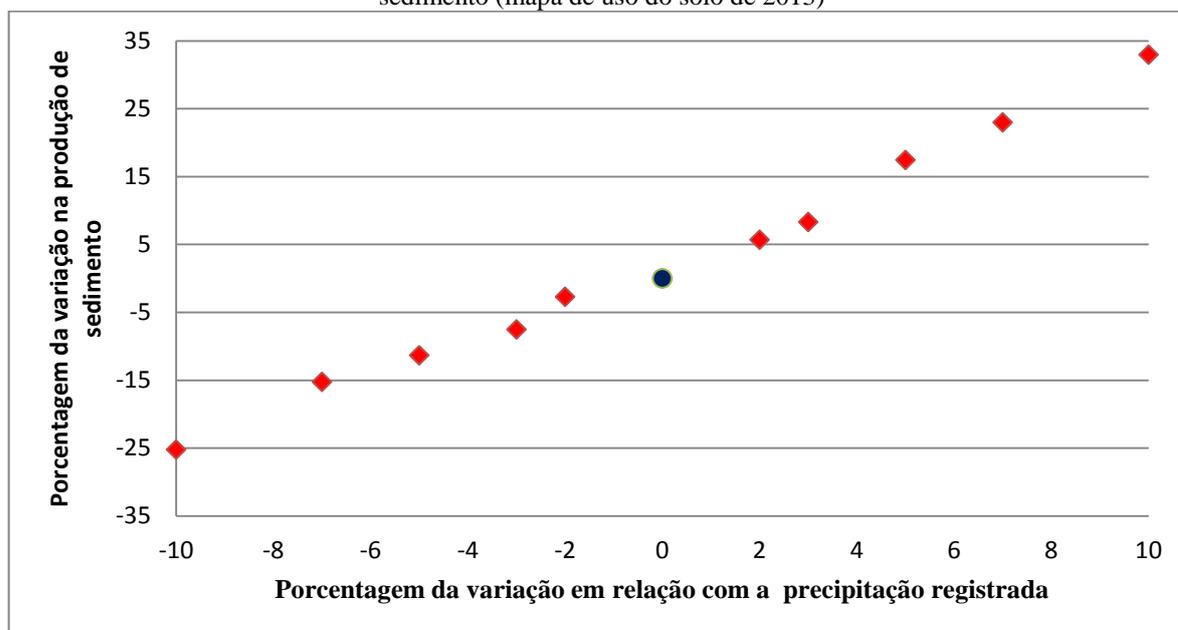
Fonte: Autoria própria.

A produção de sedimento é um reflexo dos efeitos da chuva e do escoamento, portanto com um aumento ou diminuição da precipitação, a produção de sedimentos vai aumentar ou diminuir respectivamente. Na Figura 44 podemos observar a variação da

produção de sedimento erodido com a variação da precipitação como uma porcentagem do valor histórico registrado.

Conforme as Figuras 43 e 44, é possível observar que com um aumento ou redução no valor da precipitação também ocorre aumento ou redução nos valores do escoamento e produção de sedimento. Para um aumento de 10% na precipitação, ocorre um aumento de aproximadamente 30% na lâmina escoada. Enquanto que, com uma redução da precipitação em 10%, ocorre uma diminuição da lâmina escoada de 25%. No caso da produção de sedimentos, um aumento de 10% da precipitação resulta num aumento de quase 35% de sedimento e uma diminuição de 10% na precipitação, reduz a produção de sedimento em 25%.

Figura 44 - Relação entre a porcentagem da variação da precipitação registrada, e a variação da produção de sedimento (mapa de uso do solo de 2013)



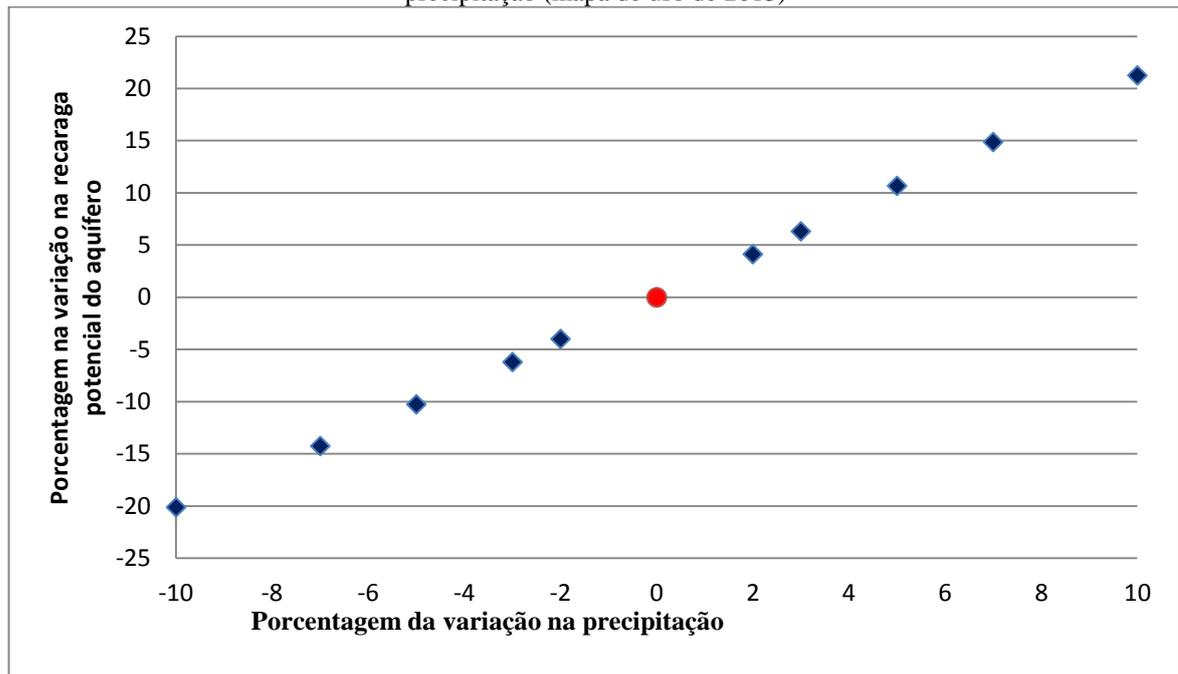
Fonte: Autoria própria.

Quando comparadas as simulações utilizando séries de precipitação com valores de -10% a +10% do valor da série observada, nota-se que enquanto a série observada (padrão) levou a uma simulação de lâmina escoada de 49,1 mm, um aumento de 10% na precipitação gerou uma lâmina de escoamento de 63,5 mm (um aumento de 29,32%). Por outro lado, uma redução de 10% na precipitação produziu uma lâmina de escoamento de 6,47 mm (uma diminuição de 25,72%). Ou seja uma alteração de +/-25% na lâmina escoada. Em se tratando da produção de sedimento, observa-se uma tendência semelhante à apresentada para a lâmina escoada onde, para a simulação padrão obteve-se uma produção de sedimento de 1,915 t/ha. Um aumento 10% resultou num aumento da produção de sedimento de 2,546 t/ha (um

aumento de 32,95%). Uma redução de 10% na precipitação reduziu a produção de sedimento para 1,432 t/ha (diminuição de 25,32%).

Na Figura 45 podemos observar o comportamento da recarga potencial do aquífero, com a variação da precipitação. Para um aumento de 10% na precipitação houve um aumento de aproximadamente 20% na recarga potencial, já com a redução da precipitação em 10% a redução na recarga também foi de 20%.

Figura 45 - Relação da porcentagem da variação na recarga do aquífero frente à porcentagem da variação da precipitação (mapa de uso de 2013)



Fonte: Autoria própria.

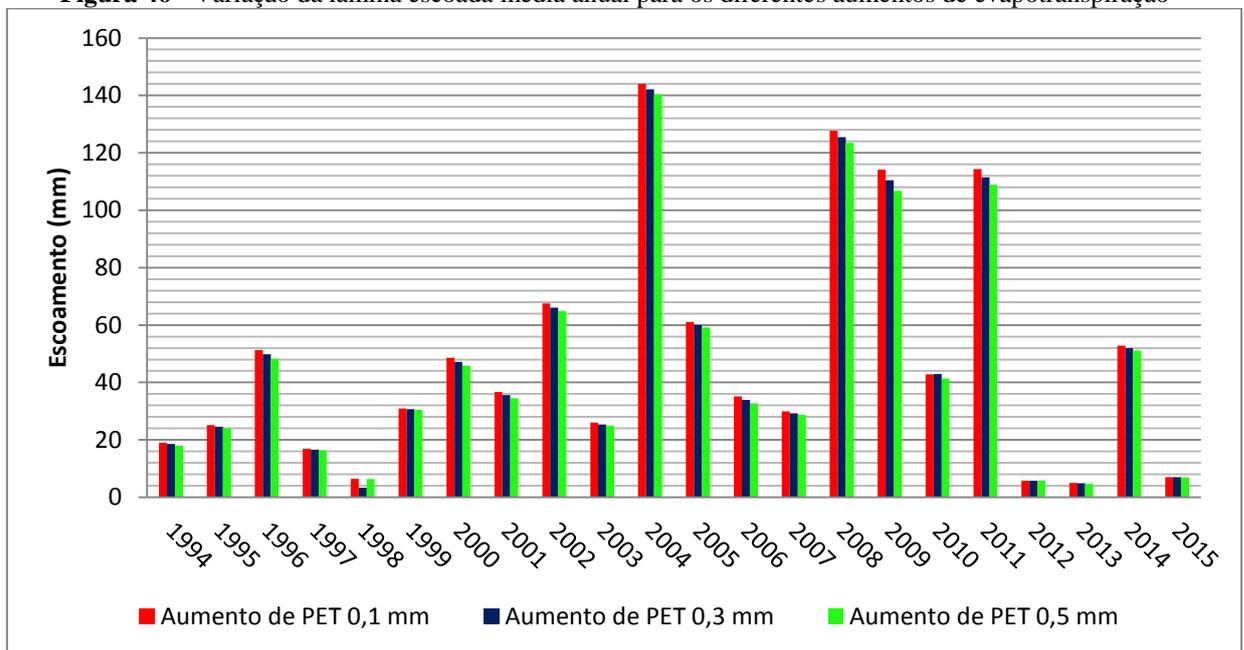
Andrade et al., (2017) avaliou os processos hidrológicos sob diferentes condições de cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú (BHRM), no Nordeste do Brasil, utilizando o modelo SWAT e constatou que a mudança de uso do solo exerceu bastante influência no regime hidrológico da Bacia do Rio Mundaú.

A implantação de vegetação Caatinga em áreas agrícolas resultou numa redução no escoamento superficial, enquanto que os processos como evapotranspiração, percolação para o aquífero raso e recarga para o aquífero profundo aumentaram. Os resultados obtidos no presente estudo são consistentes com os resultados obtidos por Andrade et al., (2017).

5.4.2 Variabilidade da evapotranspiração

Nas Figuras 47 e 48 podemos observar o comportamento da lâmina escoada, produção de sedimentos e recarga potencial para a variação da evapotranspiração estabelecidos anteriormente. Em uma análise da lâmina escoada é possível perceber que quanto maior o aumento provocado na evapotranspiração menor a quantidade de escoamento, o que já era esperado em virtude das características já apresentadas para a área estudada. O aumento da evapotranspiração só agravaria mais ainda a situação que já é bastante precária.

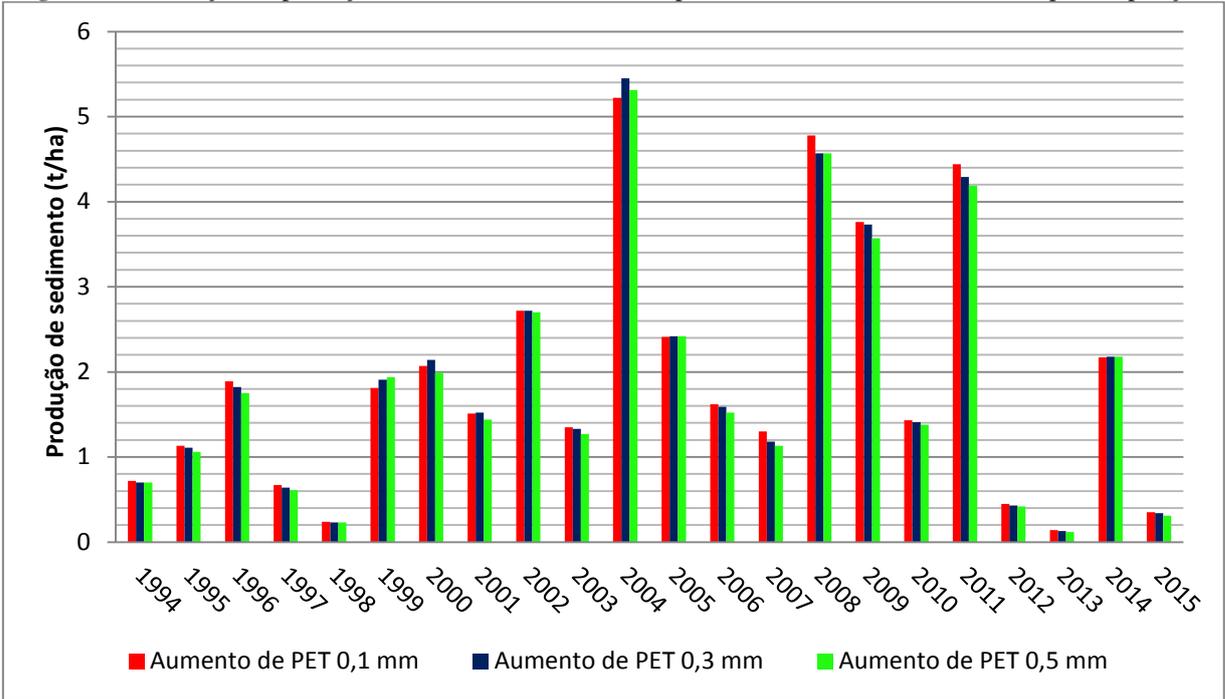
Figura 46 - Variação da lâmina escoada média anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração



Fonte: Autoria própria.

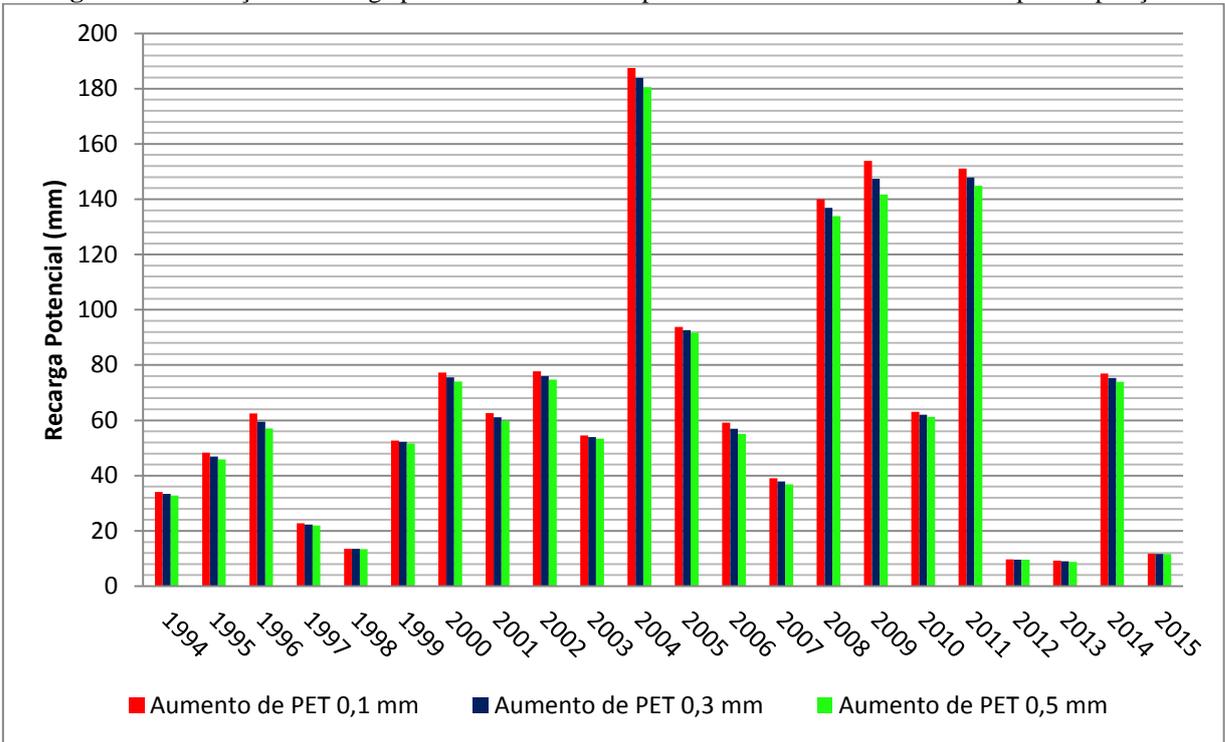
A produção de sedimentos que como já mencionado, é influenciada pelo escoamento superficial; com o aumento da evapotranspiração o mesmo variou bastante em virtude da lâmina escoada. A recarga potencial seguiu a mesma tendência do escoamento superficial. Quanto mais água evaporada menor a quantidade de água infiltrada e menor a recarga potencial.

Figura 47 - Variação da produção de sedimento médio anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração



Fonte: Autoria própria.

Figura 48 - Variação da recarga potencial média anual para os diferentes aumentos de evapotranspiração

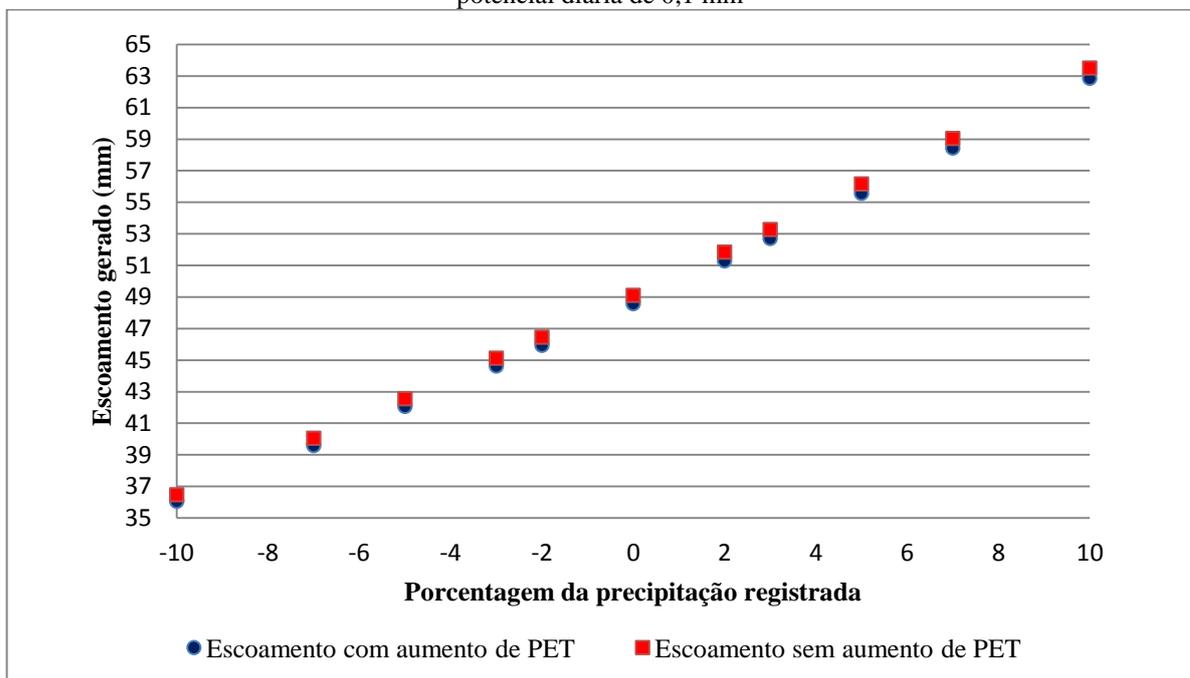


Fonte: Autoria própria.

5.4.3 Variabilidade da evapotranspiração associado a variabilidade da precipitação

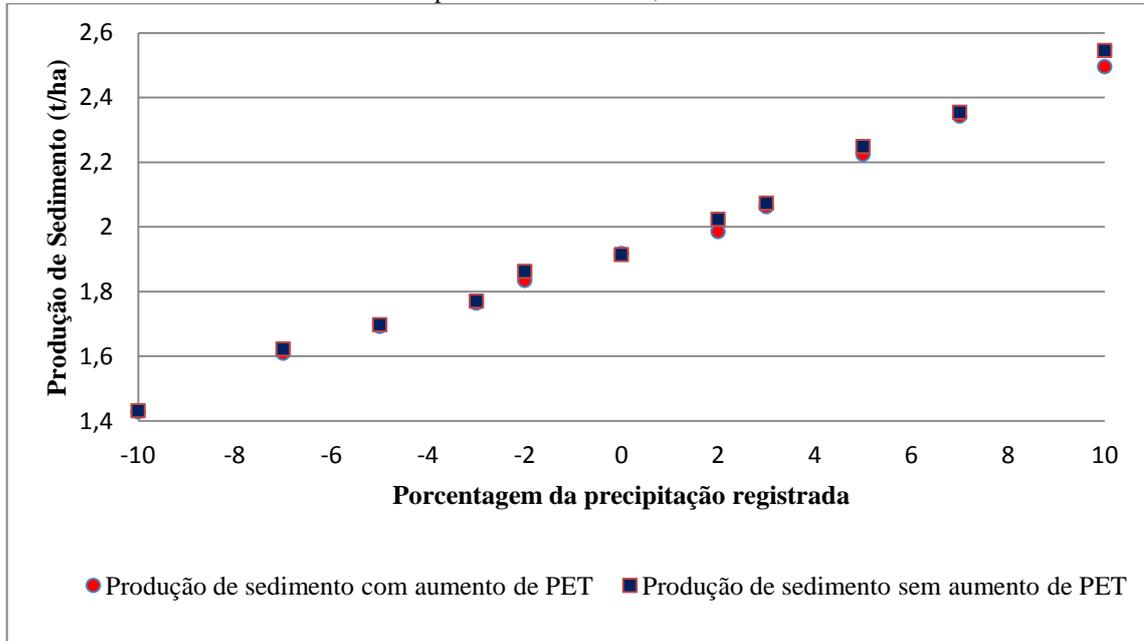
As Figuras 49 a 54, mostram o efeito combinado da variação da precipitação com a variação da evapotranspiração, em comparação com a simulação sem efeito da variação da evapotranspiração. Nota-se que um aumento na evapotranspiração, torna ainda mais agravante o efeito já provocado apenas pela variação da precipitação, os valores de escoamento superficial e produção de sedimento reduziram ainda mais com o aumento do valor da evapotranspiração, como já era de se esperar.

Figura 49 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,1 mm



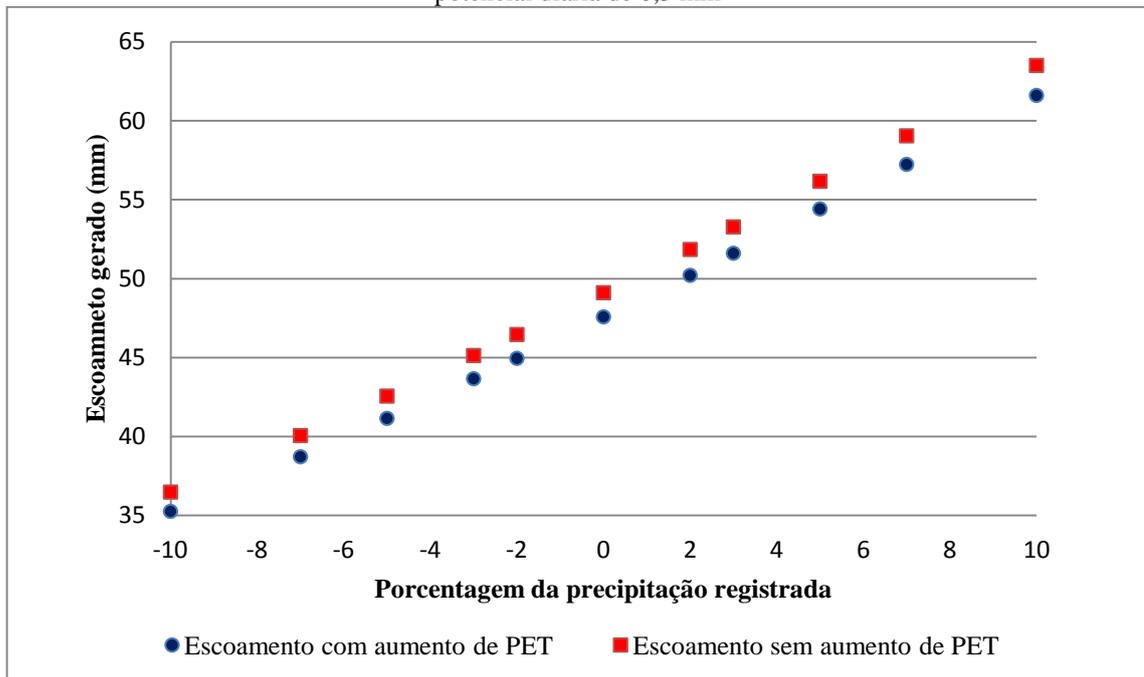
Fonte: Autoria própria.

Figura 50 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,1 mm



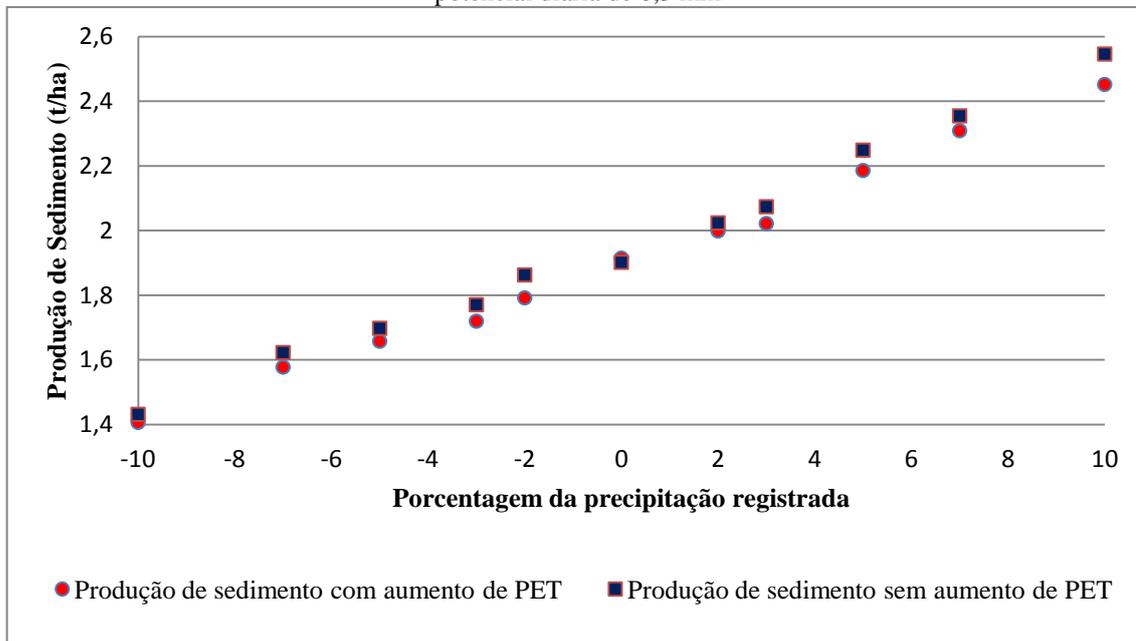
Fonte: Autoria própria.

Figura 51 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,3 mm



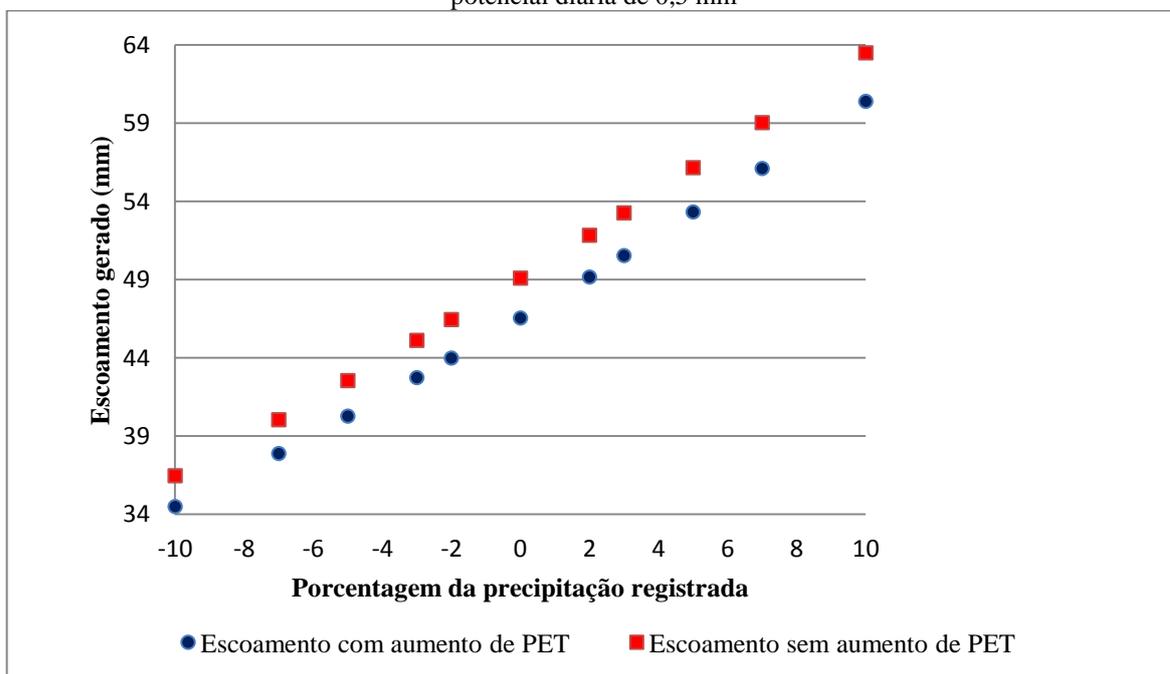
Fonte: Autoria própria.

Figura 52 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,3 mm



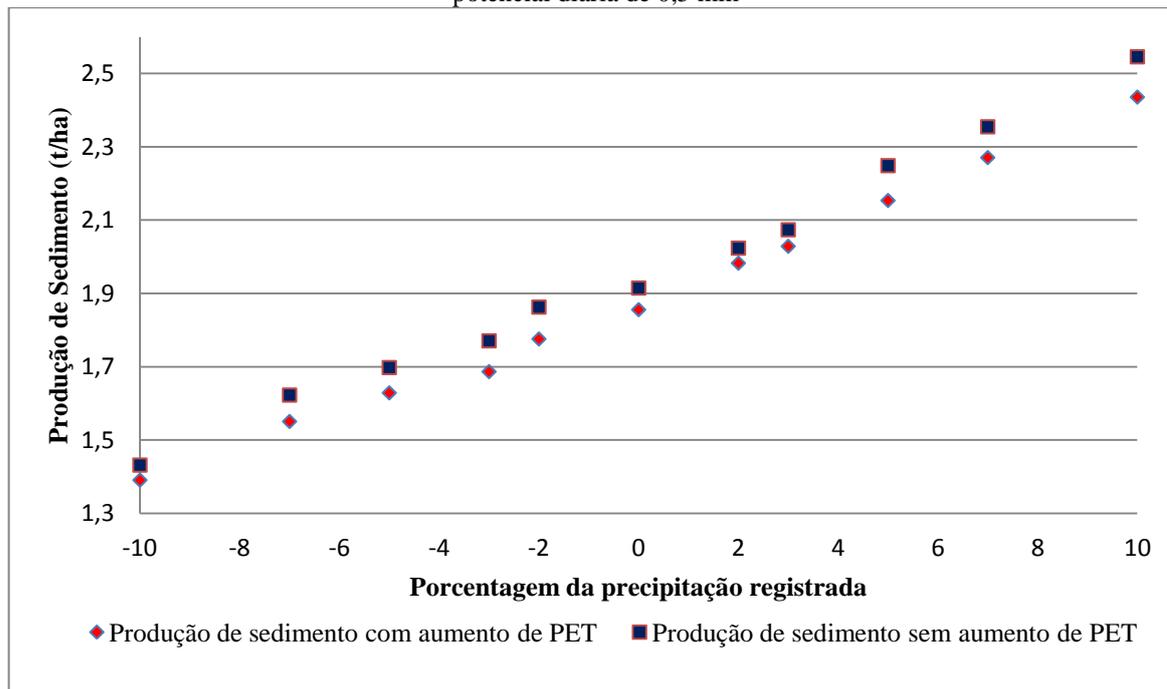
Fonte: Autoria própria.

Figura 53 - Relação entre o escoamento simulado e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,5 mm



Fonte: Autoria própria.

Figura 54 - Relação entre a produção de sedimento e a variação da precipitação para um aumento da evaporação potencial diária de 0,5 mm



Fonte: Autoria própria.

Como já mencionado a área estudada não possui aquíferos significativos e expressivos, sendo assim toda água que seria recarga potencial do aquífero é direcionada pelo modelo SWAT para o processo de reevaporação (REVAP). Neste sentido, um aumento na evapotranspiração também influencia a quantidade de água que evapora.

Tabela 15 - Relação do aumento da evapotranspiração com a recarga potencial

Porcentagem da precipitação registrada	Recarga potencial simulação padrão (mm)	Recarga potencial aumento de PET 0,1 (mm)	Recarga potencial aumento de PET 0,3 (mm)	Recarga potencial aumento de PET 0,5 (mm)
-10	55,2	54,53	53,26	52,08
-7	59,25	58,52	57,16	55,9
-5	62,01	61,16	59,83	58,54
-3	64,81	64,02	62,55	61,2
-2	66,34	65,43	63,93	62,54
0	69,09	68,23	66,63	65,2
2	71,95	71,07	69,4	67,88
3	73,46	72,56	70,86	69,3
5	76,47	75,54	73,76	72,15
7	79,37	78,42	76,45	74,93
10	83,78	82,79	80,9	79,15

Fonte: Autoria própria.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nas diversas etapas do presente estudo pode-se concluir que:

- 1 - Os parâmetros principais do modelo SWAT que influenciaram o escoamento superficial na bacia foram: ESCO, CN2, CANMX, EPCO, GW_REVAP e REVAPM. Em geral, aqueles relacionados com a água subterrânea, balanço hídrico e condições de umidade do solo foram os parâmetros que necessitam de ajuste. Apesar da inexistência do lençol freático na maior parte da bacia, um ajuste inadequado do parâmetro GWQMN pode resultar num escoamento subsuperficial significativo. Os parâmetros CANMX, ESCO, EPCO e CN foram os mais sensíveis;
- 2 – Foi necessário o estabelecimento dos valores mínimos e máximos dos parâmetros ajustados devido à inexistência das vazões medidas para calibrar os parâmetros, e o processo de ajuste resultou num rendimento mínimo de escoamento superficial de 1,77% em 2013 (com o uso de mapa de solo de 2013) e num rendimento máximo de 21,99% em 2004 (com o uso de mapa de solo de 2002), utilizando os parâmetros considerados os mais razoáveis e identificados como valor padrão;
- 3 – A simulação dos cenários por meio da utilização dos diferentes mapas de uso do solo permitiu a avaliação de suas influências sobre os processos hidrossedimentológicos de maneira bastante satisfatória e consistente com as realidades no campo e os resultados de outros estudos na região;
- 4 – A utilização dos mapas de forma sequencial permitiu avaliar o comportamento do escoamento superficial, produção de sedimento e a recarga potencial, de forma contínua no período de dados utilizados;
- 5 – Em termos da erosão do solo e da produção de sedimentos, os maiores valores de produção de sedimentos ocorrem nas sub-bacias que apresentam maiores valores de escoamento superficial e precipitação, como nas sub-bacias 5 e 67, que também possuem altas declividades e uma grande área de solo exposto;
- 6 - . As simulações mostram que enquanto as áreas expostas geram os maiores escoamento e erosão do solo, as áreas cobertas de vegetação favorecem o aumento da infiltração e recarga potencial com a consequente redução do escoamento e erosão.
- 7 – As influências das mudanças climáticas na forma da variação da precipitação com valores diários abaixo ou acima do valor observado, refletem na geração do escoamento superficial, erosão do solo e recarga potencial do aquífero. Um aumento máximo de 10% na precipitação

resultou em um aumento de 29,32% da lâmina escoada (com o uso de mapa de solo de 2013). Por outro lado, uma redução máxima de 10 % na precipitação resultou em uma diminuição de 25,72% da lâmina escoada;

8 - Em se tratando de erosão do solo e produção de sedimento um aumento de 10% na precipitação resultou num aumento da produção de sedimento de 32,95%. Uma redução de 10% na precipitação reduziu a produção de sedimento em 25,32%. Contudo, verifica-se que para mesma porcentagem da variação da precipitação, um aumento da precipitação provoca um aumento do escoamento bem maior do que a redução provocada pela diminuição da chuva na mesma porcentagem;

9 - A combinação do aumento da evapotranspiração com a diminuição da precipitação na bacia reduz muito significativamente o escoamento superficial que poderá ser um grande problema para os planejadores. A combinação dos valores extremos de uma diminuição de 10% na precipitação com um aumento de 0,5 mm na evapotranspiração resultou em uma porcentagem de escoamento gerado de 70,26%. Já fazendo a mesma relação para as simulações sem aumento na evapotranspiração a porcentagem de escoamento gerado foi 74,28%;

10 – Em se tratando da recarga potencial a combinação dos valores extremos de um aumento de 10% na precipitação com um aumento de 0,5 mm na evapotranspiração resultou em uma porcentagem de recarga potencial gerada de 114,6%. Já um aumento de 0,1 mm na evapotranspiração com um aumento de 10% na precipitação resultou em uma porcentagem de recarga potencial gerada de 119,8%;

11 - O modelo SWAT apresenta-se como uma ótima ferramenta, não somente para simular o escoamento superficial da bacia, mas também para avaliação quantitativa e comparativa da produção de sedimento e recarga potencial de aquífero. Para a bacia do Rio Sucuru, mesmo sem dados fluviométricos para calibragem do modelo, foi possível parametrizar satisfatoriamente o mesmo, que após o ajuste permitiu simulações comparativas de diversos cenários.

RECOMENDAÇÃO

12 - Estudos futuros utilizando medições em campo são necessários para uma calibração mais precisa do modelo SWAT e verificação dos resultados oriundos do presente estudo, não somente nos aspectos hidrossedimentológicos, mas também como transporte de poluentes e da produção de biomassa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. **Águas Subterrâneas: Suporte para uma revolução agrícola no Nordeste**. II Fórum NORDESTE 2030, 2015.

ADRIOLO, M. A.; SANTOS, I. DOS.; GIBERTONI, R. C.; CAMARGO, A. S. G. DE. **Calibração do Modelo Swat para a Produção e Transporte de Sedimentos**. In: VI Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 2008. Belo Horizonte-MG.

ALBUQUERQUE, J. P. T. **Sustentabilidade de aquíferos**. In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2004, São Luís-MA. **Anais...** São Luís-MA: CD-ROM.

ALLEN, R. G. A. **Penman for all seasons J Irrig and DrainEng**. ASCE.V.112. 348-368 p, 1986.

ALLEN, R. G.; JENSEN, M. E.; WRIGHT, J. L.; BURMAN, R. D. **Operational estimates of evapotranspiration**. Agron, J. 81:650-662 p. 1989.

ALVES, E. J. C. **Potencialidade e Manejo dos Recursos Hídricos do Aquífero Aluvial em Sumé – PB**. 2016. 72 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB.

AMBRIZZI, T.; ARAÚJO, M. **Base científica das mudanças climáticas**. Vol. 1. Painel Brasileiro de Mudanças climáticas. Primeiro Relatório de Avaliação Nacional, 111p, 2011.

ANDRADE, C. W. L. DE; MONTENEGRO, S. M. G; LIMA, J. R. DE. S; MONTENEGRO, A. A. A; MAGALHÃES, A. G. Modelagem hidrológica sob mudanças na cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica no Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress** v. 02. n. 03, p 239-248, 2017.

ARAGÃO, R DE; SRINIVASAN, V. S.; LOPES, W. T. A.; SILVA, A. F. **Avaliação do Modelo CHDM Utilizando Dados de uma Bacia Experimental no Semiárido Nordestino**. In: VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, v. 1. 2002, Maceió. **Anais: ABRH**, 2002.

ARAGÃO, R DE.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Modelo SWAT e Simulação dos Processos Hidrossedimentológicos em uma Bacia no Agreste Nordestino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, V.37, p. 1091-1102, 2013.

ARNOLD, J. G. ; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. **SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management**. Texas: A&M Univ, Press, College Station, 115p, 1990.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. **Large area hydrologic modeling and assessment**. Part I: model development, JAWRA, v. 34, n, 1, p. 73-89, 1998.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT 2000. **Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling**, *Hydrological Processes*, v.19, p. 563-572, 2005.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; GRIENSUEN, A. V.; LIEW, M. W. V.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: Model Use, Calibration, And Validation. **ASABE: Model use, Calibration & Validation**. 55(4), p 1491-1508. 2010.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VANLIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. **SWAT: Model use calibration and validation**. *Trans. ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1494- 1508, 2012.

ASSIS, J. M. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. C. M. Climate analysis of the rainfall in the lower-middle stretch of the São Francisco river basin based on the rain anomaly index. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 2, p. 188-202, 2015.

BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural Rivers. **Water Resources Research**, v.13, p. 303-312, 1977.

BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M. H. F.; MACHADO, R. E.; OLIVEIRA, M. P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 34, n. 1, p. 253-261, 2010.

BAKER, T. J.; MILER, S. N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. **Journal of Hydrology**, v. 486, p. 100–111, 2013.

BARBOSA JÚNIOR, A. R. Elementos de Hidrologia Aplicada: Água Subterrânea - Hidráulica de Poços, 2007. São Paulo: USP.

BARROS, M. V. F.; POLIDOR, M.; TAKEDA, M. M. G. Geração de modelos tridimensionais através de dados do shuttle radar topography mission para subsídios no planejamento urbano e estudos geomorfológicos. In: VIII Encontro Nacional de ANPEGE, 2009, Curitiba – PR. **Anais**.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação dos solos**. 5. ed. Ícone Editora. São Paulo, 2005. 355 p. (Coleção Brasil Agrícola).

BIEGER, K.; RATHJENS, H.; ALLEN, P. M.; ARNOLD, J. G. Development and evaluation of bankfull hydraulic geometry relationships for the physiographic regions of the United States. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 82, p. 234-248, 2015.

BITAR, O.Y & ORTEGA, R. D. Gestão Ambiental, In: OLIVEIRA, A.M.S.& BRITO, S.N.A. (Eds) **Geologia de Engenharia**. São Paulo, Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), cap. 32, p. 499-508, 1998.

BUCHIANERI, V. C. **Geração da série histórica de vazão por meio do modelo smap : subsídio para o plano de manejo da bacia do rio grande de Ubatuba.** 2004. 124 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “ Luiz de Queiroz”, Universidade de São paulo.

BURTE, J. D. P.; COUDRAIN, A.; MARLET, S. Use of Water from Small Alluvial Aquifers for Irrigation in Semi-arid Regions. **Revista Ciência Agronômica.** V. 42. N. 3. P. 635-643. 2011.

BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, Águas Subterrâneas, Informe Infra-Estrutura, 2002.

BRANDT, C. J. Transformation of the kinetic energy of rainfall with variable tree canopies, PhD Thesis (in Water Resources) – London University, London, 446p, 1986.

BRESSIANE, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, K. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MEDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 8, n. 3, 2015.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. **RBRH** v. 21, n.1. p. 53 – 64. 2015.

CADIER, E.; FREITAS, B. J.; LEPRUN, J. C. Bacia experimental de Sumé, instalação e primeiros resultados. Recife: SUDENE, Série Hidrologia, v. 16, 88p, 1982.

CALDEIRAS, T. L. **Aprimoramento Computacional do Modelo Lavras Simulation Of Hydrology (Lash): Aplicação em duas Bacias do Rio Grande do Sul.** 2016. 247 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Pelotas.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática, Interciência.** 2 ed. Rio de Janeiro. 2008.600p.

CARVALHO NETO, J. G. DE. **Simulação Hidrossedimentológica da Bacia do Riacho dos Namorados com o Modelo SWAT.** 2011. 217 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande-PB.

CARVALHO NETO, J. G.; SRINIVASAN, V. S.; RUFINO, I. A. Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na bacia hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. **RGA: revista geografia acadêmica.** v. 5, n. 2, p. 30-40, 2011.

CIBIN, R.; SUDHEER, K. P.; CHAUBEY, I. Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model, *Hydrological Process*, v. 24, p. 1133-114, 2010.

COLAVITE, A. P.; PASSOS, M. M. Integração de Mapas de Declividade e Modelos Digitais Tridimensionais do Relevo na Análise da Paisagem. **Revista Geonorte.** V. 2, n. 4, p. 1547-1559, 2012.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº, 396, de 03 de abril de 2008, Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, Brasília – DF: CONAMA, 2008.

COURSEY, D. C. DE. Mathematical models for nonpoint water pollution control. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 40, n. 5, p. 408-413, 1985.

CHOW, V. T. Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology, New York: MacGraw-Hill Book Co, v. 1, 1964.

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Serviço Geológico do Brasil, SUMÉ – FOLHA SB,24-Z-D-V, Brasília – DF: CPRM, 2000.

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Serviço Geológico do Brasil, Teoria dos aquíferos. Disponível em <<http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=1377&sid=129#PTSEC-RHI>>, Acesso em Novembro de 2017. 2011.

CRAWFORD, M.; LINSLEY, R. Digital Simulation in Hydrolog. Technical Report n, 39, Department of Civil Engineer, Stanford University, 1966.

DANTAS, J. C.; SILVA, M. A.; SILVA, R. M.; VIANNA, P. C. G. Simulação Vazão-Erosão Usando o Modelo SWAT para uma grande Bacia da Região Semiárida da Paraíba. **Geociências**, v. 34, n. 4, p. 816-827, 2015.

DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Soil and water assessment tool (SWAT) model: current developments and applications. Transactions of the ASABE, Saint Joseph, v. 53, p. 1423-1431, 2010.

EMBRAPA. Centro Nacional De Pesquisa De Solos, Sistema Brasileiro De Classificação De Solos, Brasília: Embrapa Produção De Informação; Rio De Janeiro: Embrapa Solos, 412 p, 1999.

FARIAS, C. A. S.; ; CELESTE, A. B. Rede neural com atraso de tempo aplicada à previsão mensal de vazões na bacia hidrográfica do Rio Piancó. In: X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, p. 1-12, 2010. Fortaleza - CE, Anais.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. Hidrogeologia: conceitos e aplicações, CPRM. 3. ed. Fortaleza- CE, 2008. 812 p.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de Sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o Modelo SWAT**. 2015. 186 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Pernambuco.

FIGUEIREDO, E. E. Estimativa de Parâmetros Físicos do Solo da Bacia Representativa de Sumé com Base na Textura, In: IV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Campina Grande - PB, ABRH, 1998.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation, NSERL Report, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, Indiana, 1995.

FLATO, M.; MUTTARAK, R.; PELSER, A. Women, Weather, and Woes: The Triangular Dynamics of Female-Headed Households, Economic Vulnerability, and Climate Variability in South Africa, *World Development*, v. 90, n. 17, p. 41–62, 2017.

FLORENZANO, T. G. Geotecnologias na Geografia Aplicada: Difusão e Acesso, *Revista do Departamento de Geografia (USP)*, São Paulo, v. 17, p. 24-29, 2005. Disponível em: http://www.dsr.inpe.br/geu/Teresa_Gallotti_Florenzano.pdf, Acesso em: 6 out, 2017.

FRANCESCONI, W.; SRINIVASAN, R.; PÉREZ-MIÑANA, E.; WILLCOCK, S. P.; QUINTERO, M. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology*. V. 535, p. 625–636, 2016.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; CHAVES, L. H. G.; LIMA, E. R. V. Detecção de mudança da vegetação de caatinga. *Revista Brasileira de Geografia Física*. v. 5(6), p. 1473-1487, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo 2010, Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br>>, Acesso em Junho/2017.

IPCC, *Climate Change: The Physical Science Basis*, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F. D.; Qin, G.-K, Plattner, M.; Tignor, S. K.; Allen, J.; Boschung, A.; Nauels, Y.; Xia, V.; Bex and P. M. Midgley (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535p, 2013.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L. R. C.; LAPA, K. R.; BRAINSKI, E. & PINHEIRO, A. The use and results of the soil and water assessment tool in Brazil: A review from 1999 until 2010. In: *INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE & WORKSHOPS*. Toledo. Proceedings... Toledo, Texas A&M University, p. 127, 2011. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/conferences/2011/>>, Acesso em: 10 mar, 2017,

GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50(4), p. 1211-1250, 2007.

GHEYI, H. R.; SILVA PAZ, V. P.; MEDEIROS, S. S.; GALVÃO, C. O. Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: estudos e aplicação. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 258p, 2012.

HARGREAVES, G. H., & SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature, *Applied Engineering in Agriculture*, v. 1(2), p. 96–99, 1985.

HEC, *HEC-1 - Flood Hydrograph Package - User's Manual*, Hydrologic Engineering Center, U.S, Army Corps of Engineers, Davis, 1990.

KING, K. W.; ARNOLD J. G.; WILLIAMS, J. R.; SCRINIVASAN R. **Soil and Water Assessment Tool–SWAT**. Texas: USDA, Agricultural Research Service, 1996. 450p.

KIRBY, J. M.; AHMAD, M. D.; MAINUDDIN, M.; PALASH, W.; QUADIR, M. E.; SHAH-NEWAZ, S. M.; HOSSAIN, M.M. The Impact of Irrigation Development on Regional Groundwater Resources in Bangladesh. **Agricultural Water Management**. v. 159, p. 264-276, 2015.

KNISEL, W. G. CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system, Washington: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 643 p, 1980.

LEÃO, J. C. **Metodologia para outorga de uso das águas reservadas em regiões semi-áridas aplicada à bacia do Canindé – PI**. 2008. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Piauí.

LEONARD, R. A. W. G. Knisel, and D,A, Still. GLEAMS: Groundwater LoadingEffects of Agricultural Management Systems, Trans, Amer, Soc, of Agric, Engrs, v.30, p. 1403-1418,1987.

LIN, Z.; RADCLIFF, D. E.; RISSE, L. M.; ROMEIS, J. J.; JACKSON, C. R. Modeling Phosphorus in the Lake Allatoona Watershed Using SWAT: II, Effect of Land Use Change. **Journal of Environmental Quality**, v. 265, 2009.

LINO, J. F. DE. L. **Análise da dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do Rio Preto (SC) com o modelo SWAT**. 2009. 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina – SC.

LOPES, V. L. e LANE, L. J. Um modelo computacional de simulação hidrológica, In: VII Simpósio Brasileiro de Hidrologia e RecursosHídricos. Salvador, v. 2, p. 481-494, 1987. ABRH, **Anais**.

LOPES, W. T. A. **Efeitos de escala na modelagem hidrossedimentológica na região semi-árida da Paraíba**. 2003. Dissertação (Mestradoem Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal deCampina Grande.

LOPES, N. H. Y. **Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT**. 2008. 164 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

LUBITZ, E.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Simulação do transporte de sedimentos, nitrogênio e fósforo na bacia do Ribeirão Concórdia, SC. **RBRH: revista brasileira de recursos hídricos**, v. 18, n. 2, p. 39-54, 2013.

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 Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **RBRH: revista brasileira de recursos hídricos**, v. 8, n. 1, p. 147-155. 2003.

MARTINEZ-SANTOS, P.; MARTÍNEZ-ALFARO, P. E.; SANZ, E.; GALINDO, A. Daily Scale Modelling of Aquifer-River Connectivity in the Urban Alluvial Aquifer in Langreo, Spain. **Hydrogeology Journal**. Volume 18. P. 1525-1537. 2010.

MEDEIROS, I, C, DE ; XAVIER, A, P, C ; SILVA, A, M ; SANTOS, C, A, G ; SILVA, R, M, DE. Simulação da Produção de Sedimentos Utilizando dados de Entrada de Alta Resolução Espacial no Modelo SWAT. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos Bento Gonçalves – RS. p. 17-22, 2013.

MEDEIROS, I. DE. C.; SILVA, R. M. D. Análise da Erosão Hídrica na Região Semiárida da Paraíba Usando o Modelo SWAT Acoplado a um SIG. São Paulo, UNESP. **Geociências**, v. 33, n. 3, p. 457-471, 2014.

MEDEIROS, S. S.; LIMA, R. C. C.; LIMA, J. P. Monitoramento dos Reservatórios da Região Semiárida. SIGSAB, Campina Grande: INSA, v. 2, n. 12, 26p, 2015.

MELO, H. DE A. **Integração entre modelos hidrológicos e sistemas de informações geográficas: uma avaliação metodológica**. 2010. 119 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande - PB.

MENDONÇA, A. S. F. **Hidrologia**. Universidade Federal do Espírito Santo. Departamento de Engenharia Ambiental. p. 45. 2009.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**. v. 72, n. 3, p. 643-53. 2012.

MINOTI, R. T. **Abordagens qualitativa e quantitativa de micro-bacias hidrográficas aéreas alagáveis de um compartimento do Médio Mogi-Superior/SP**. 2006. 231 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA LEVANTAMENTO EXPLORATÓRIO – Reconhecimento de Solos do Estado da Paraíba, Rio de Janeiro; Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo (MA). 670 p, 1972.

MOLINIER, M.; ALBUQUERQUE, C. H. C DE.; CADIER, E. Análise da pluviometria e isoietas homogêneas do nordeste brasileiro. Recife: SUDENE. DPG. PRN. HME, 1994. 58 p.

MONTE, F. P. DO. **Análise Comparativa da Importância de Vinte Açudes na Bacia de Sumé – PB com o Emprego de Métodos Multicriterial e Multidecisor**. 2013. 175 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande – PB.

MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment, In: The state and movement of water in living organisms, XIX th Simposio Soc, For Exp, Biol., Swansea, Cambridge University Press, p. 205-234, 1965.

MOREIRA, I. A. **Modelagem hidrológica chuva-vazão com dados de radar e pluviômetros**. 2005. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidrológica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MOURA, G. S. S.; BARBOSA, M. P.; MOURA, C. S.; SOUZA, M. M. P. S.; MOURA, A. E. S. S. Uso do sensoriamento remoto na análise espaço temporal dos açudes Prata II e São Paulo, frente aos efeitos climáticos, município de Prata-PB. In: *III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação*, Recife – PE: 2010. **Anais**.

MUNOZ-VILLERS, L. E.; MCDONNELL, J. J. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. **Hydrological Earth System Science**. v. 17, p. 3543-3560. 2013.

MMA – Ministério do Meio Ambiente, Águas Subterrâneas:Um recurso a ser conhecido e protegido, Brasília – DF: MMA, 2007.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical documentation version, Temple, Blackland Research Center, Soil and Water Research Laboratory, 494p, 2005.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical documentation version 2009. Temple. Blackland Research Center. Texas Agricultural Experiment Station, 2011.

NUNES, M. D. X. **Estudo da Capacidade de Infiltração em Sistemas de Recarga Artificial de Aquíferos Contaminados no Distrito Federal –DF**. 2017. 84 p. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília – DF.

OLIVEIRA, J. b. DE; BARBOSA, P. J. DE. A; NOGUEIRA, D. H; ARAÚJO, E. M; ARRAES, F. D. D. Influência dos elementos meteorológicos sobre a evapotranspiração de referência em Tauá, no Ceará. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 02 n. 04, p 403-411, 2017.

PAIM, J. B. & MENEZES, J.T. Estimativa do balanço sedimentar da bacia do rio Tijucas (SC - Brasil) a partir da aplicação do modelo hidrológico SWAT. **R. Geogr, Acad**. v. 3, p. 5-14, 2009.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. DA.; MATOS, A. T DE. Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 7, p. 423-429, 2003.

PEREIRA, J. C. D. **Aplicação do modelo hidrossedimentológico AVSWAT na bacia hidrográfica do Ribeirão da Cachoeirinha – MG**. 2010. 134 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Itajubá.

PEREIRA, L. H. **Análise de sensibilidade e propagação de incerteza em modelos hidrossedimentológicos: contribuição à modelagem de bacias hidrográficas**. 2016. 101 p. Tese (Doutorado em Geociências e Ciências Exatas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro – SP.

PEREIRA, M. L.T.; SOARES, M. P. A.; SILVA, E. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; SOUZA, W. M. DE. Variabilidade climática no Agreste de Pernambuco e os desastres decorrentes dos extremos climático. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 2, n. 4, p. 394-402, 2017.

PIDAL, J. R. H.; BORJA, D. B. Y. Aplicación del modelo hidrológico SWAT para analisis del caudal de escorrentía superficial en la cuenca hidrográfica del río las juntas. **Revista GEOESPACIAL**, v. 12, p. 106 – 122, 2015.

PIRES, C. A. L.; PEREIRA, L. S. Predictabilidade Sazonal de Seca. ISApres. Lisboa, p 1 – 115, 2015.

PRUSKI, F. F. Processo físico de ocorrência da erosão hídrica. In: _____, (Org.), Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica, Viçosa, MG: UFV, v. 1, p. 25-40, 2006.

PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters, *Mon, Weather Ver.* v.100, p. 81-92, 1972.

QUINTÃO ROSA, D. R.. **Modelagem Hidrossedimentológica na Bacia Hidrográfica do Rio Pomba Utilizando o SWAT**. 2016. 127 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa- MG.

REIS, C. Q. **Avaliação da sustentabilidade hídrica dos reservatórios engenheiro Ávida e São Gonçalo-PB**. 2014. 72 p. Dissertação (Mestrado em sistemas Agroindustriais) – Pombal - PB

ROCKWORD, D. M. Columbia Basin Streamflow Routing by Computer. **Journal of the Waterways and Harbors Division ASCE**. v.84 NWW-5, 1958.

ROVEY, E. W.; WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E. A distributed kinematic model of upland watersheds, Fort Collins, Colorado State University, 52p, Hydrologic Papers 93, 1977.

RUFINO, I. A. A.; SILVA, S. T. Análise das Relações entre Dinâmica Populacional, Clima e Vetores de Mudança no Semiárido Brasileiro: Uma Abordagem Metodológica. *Bol. Ciênc. Geod. Curitiba*, v. 23, n. 1, p. 166 – 181, 2017.

SÁ, E. A. S. **Estudo do modelo TOPMODEL na bacia hidrográfica do Alto Canoas – SC**. 2014. 103 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

SALGADO, J. P. **Influência do Lançamento de Esgotos na Qualidade das Águas do Aquífero Aluvial do Rio Sucurú, no Município de Sumé – PB**. 2016. 102 p. Dissertação (Mestrado, em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande – PB.

SANTOS, I. **Monitoramento e Modelagem de Processos Hidrogeomorfológicos: Mecanismos de Geração de Escoamento e Conectividade Hidrológica**. 2009. 167 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Florianópolis.

SANTOS, J. Y. G. S.; CARVALHO NETO, J. G. DE.; SILVA, R. M. DA.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Aplicação do Modelo SWAT para a Simulação Chuva-Vazão na Bacia do Rio Tapacurá, Estado De Pernambuco. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos , 2013.

SANTOS, J. Y. G. S.; SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Aplicação do modelo SWAT para a estimativa da produção de sedimentos na Bacia do rio Taperoá Pernambuco. In: XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, João Pessoa – PB. 2014. Anais do XI ENES,

SANTOS, J. C. N. **Processos Hidrológicos e Sedimentológicos em Clima Semiárido Tropical**. 2015. 168 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará.

SERPEC-EXPOCAATINGA. 2015. Disponível em: http://www.serpecexpocaatinga.com/home/?page_id=289. Acesso em: 12/011/2017.

SETEGN, S. G.; SRINIVASAN, R.; DATGAHI, B. Hydrological Modelling in the Lake Tana Basin, Ethiopia Using SWAT Model. **The Open Hydrology Journal**. V.2, p.49-62, 2008.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. de M.; PEREIRA, I. C. “Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Agência Nacional de Energia Elétrica; Agências Nacionais de Águas, 3ª ed. Brasília, 2001.

SILVA NETO, A. F. **Avaliação dos Recursos Hídricos e Uso da Terra na Bacia do alto Rio Sucuru, com base em Imagens TM/LANDSAT-5 1993**. 155 p Dissertação (Mestrado. em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal da Paraíba.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais. Universidade Federal de Viçosa, 2005.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Influência da cobertura vegetal nos processos hidrossedimentológicos no semiárido do nordeste. *Brasil.Perspectiva Geográfica*. V. 5, n. 2, p. 113-125, 2009.

SILVA, V. C. L.; SILVA, L. P.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Delimitação automatizada e aplicação do modelo AVSWAT para a Bacia do Rio Mamuaba. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió-AL. 2011. **Anais**.

SILVA, M. T. **Mudança no Uso de Solo e no Aporte de Sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio Rio São Francisco**. 2014. 123 p. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Universidade Federal de Campina Grande – PB.

SILVA, R. M. DA.; MEDEIROS, I. DE. C. Análise Hidrossedimentológica em Ambiente SIG Usando o Modelo SWAT. **GeoFocus**. N.14 , p. 211-231, 2014.

SILVA, M. T.; SILVA, V. P. R.; SOUZA, E. P.; ARAÚJO, A. L. Aplicação do modelo SWAT na estimativa da vazão na bacia hidrográfica do submédio rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 8, n. 6, p. 1615-1627, 2015.

SILVA, M. A. DA. **Modelagem Hidrológica e das Perdas de Solo: Suas Relações com as Formas de Relevo e uso do Solo na Bacia do Rio Taperoá – PB**. 2015. 104 p Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba.

SILVA, S. A. F. DA. **Análise Multicritério Espacial no Gerenciamento dos Recursos Hídricos no Perímetro Irrigado de Sumé-PB**. 2016. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande – PB.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. In: Tucci, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação, Segunda edição, Porto Alegre. Universidade/UFRGS: ABRH, p 35- 51, 2009.

SILVEIRA, R. N. C. M.; COSTA, R. N. T.; PEIXOTO, F DA. S.; SOUSA, H. G DE.; CAVALCANTE, I. N.; OLIVEIRA, R. M DE. Reservas Hídricas Subterrâneas e Contribuição à Gestão dos Recursos Hídricos em Aluviões o Semiárido. São Paulo, UNESP. **Geociências**.v. 35, n. 4, p. 642-651, 2016.

SIMMERS, I. Recharge of phreatic aquifers in (semi-) arid areas. International Association of Hydrogeologists, 19, Balkema, Rotterdam, 1997.

SOUZA, R. M.; SANTOS, I.; KOBAYAMA, M. O modelo SWAT como ferramenta para gestão de recursos hídricos: avaliação de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro, Anais do Congresso. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009. **Anais**.

SUI, D.; MAGGIO, R. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems and prospects, Computers, Environment and Urban Systems. v. 23, p. 33-51, 1999.

SNIRH - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, Sistemas Aquíferos, Disponível em: <www2.snirh.gov.br/arquivos/salvkw354dae/4-TEXTO.pdf> Acesso em Novembro de 2017. 2013.

SPERANDIO, H. V.; CACÍLIO, R. A.; CAMPANHARO, W. A.; CARO, C. F. D.; HOLLANDA, M. P. Avaliação da erosão hídrica pela alteração na superfície do solo em diferentes coberturas vegetais de uma sub-bacia hidrográfica no Município de Alegre, ES, Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1411-1418, 2012.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS, Water Resources Bulletin. v. 30, n. 3, p. 453-462, 1994.

SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, C. A. G.; GALVÃO, C. O. Erosão Hídrica do Solo no Semi-Árido Brasileiro: A Experiência na Bacia Experimental de Sumé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 8, n. 2, p. 56-72, 2003.

TAVEIRA, I. M. L. DE M. **Avaliação de alternativas de uso do solo através dasimulação hidrossedimentológica da bacia representativa de sumé com o modelo SWAT.** 2012. 158 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, PB.

TIWARI, A. K.; RISSE, L. M.; NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. St. Joseph, v. 5, n. 43, p. 1129-1135, 2000.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. *Groundwater Hydrology*, 3ª Ed, Califórnia e Arizona, Wiley, 2005.

TUCCI, C. E. M. *Modelos Hidrológicos*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – ABRH. 2ª Edição. Porto Alegre. 678 p, 2005.

TUCCI, C. E. M e COLLISCHONN, W. *Revisão sobre Modelos Matemáticos Hidrológicos*, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS. 23p, 2005.

TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – ABRH, 4ª Edição, Porto Alegre. 943 p, 2009.

TUPPAD, P. K. R.; DOUGLAS-MANKIN, T.; LEE, R.; SRINIVASAN, AND J, G ARNOLD. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic/water quality model: Extended capability and wider adoption, *Trans, ASABE* 54(5). 1677-1684, 2011.

THORNTHWAITE, C.W. Na approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, v. 38: p. 55-94, 1948.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do Modelo SWAT na simulação da produção de sedimentos em pequena bacia hidrográfica rural.** 2009. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

VIANA, F. L. **Comportamento hidrológico das pequenas bacias do Nordeste.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Área de Concentração Recursos hídricos) – Fortaleza –CE. UFC, 1986.

VIEIRA, L. J. DOS S. **Emprego de um Modelo Matemático de Simulação do Fluxo Subterrâneo para Definição de Alternativas de Exploração de um Aquífero Aluvial.** 2002. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba.

XAVIER, D. R.; BARCELLOS, C.; FREITAS, C. M. DE. Eventos climáticos extremos e consequências sobre a saúde: o desastre de 2008 em Santa Catarina segundo diferentes fontes de informação. *Ambiente & Sociedade*. v. 17, n. 4, p. 273–294, 2014.

WILLIAMS, J. R. Flood Routing With Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. *Transactions os the ASAE*. v. 12, p. 100-103, 1969.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering*. v.111, p. 970-986, 1985.

WILLIAMS, J. R. The EPIC model, V.P. Singh (ed). Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, p. 909-1000, 1995.

WINCHELL, M. ; SRINIVASAN, R.; LUZIO, M.; ARNOLD, J. G. ArcSWAT Interface for SWAT 2005. User's guide, Temple: Blackland Research Center, Soil and Water Research Laboratory. p. 436, 2007.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. *Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning*. Washington D. C. USDA. Agriculture Research Service, 58p, 1978. (Agriculture Handbook, 735),

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. KINEROS: A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual. U. S. Department of Agriculture. Agricultural Research Service. ARS-77, 130 p, 1990.

WU, Y.; LIU, S. Impacts of biofuels production alternatives on water quantity and quality in the Iowa River Basin, biomass and bioenergy. v. 36, p 182 -191, 2012.

YAN, B.; FANG, N. F.; ZHANG, P. C.; SHI, Z. H. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. **Journal of Hydrology**, v.484 p, 26–37, 2013.

ZANG, C. F.; LIU, J.; VAN DER VELDER, M.; KRAXNER, F. Assessment of spatial and temporal patterns of green and blue water flows under natural conditions in inland river basins in Northwest China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p 2859–2870, 2012.

APÊNDICES

Apêndice A

Figura A1 – Variação de escoamento superficial com o parâmetro ESCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

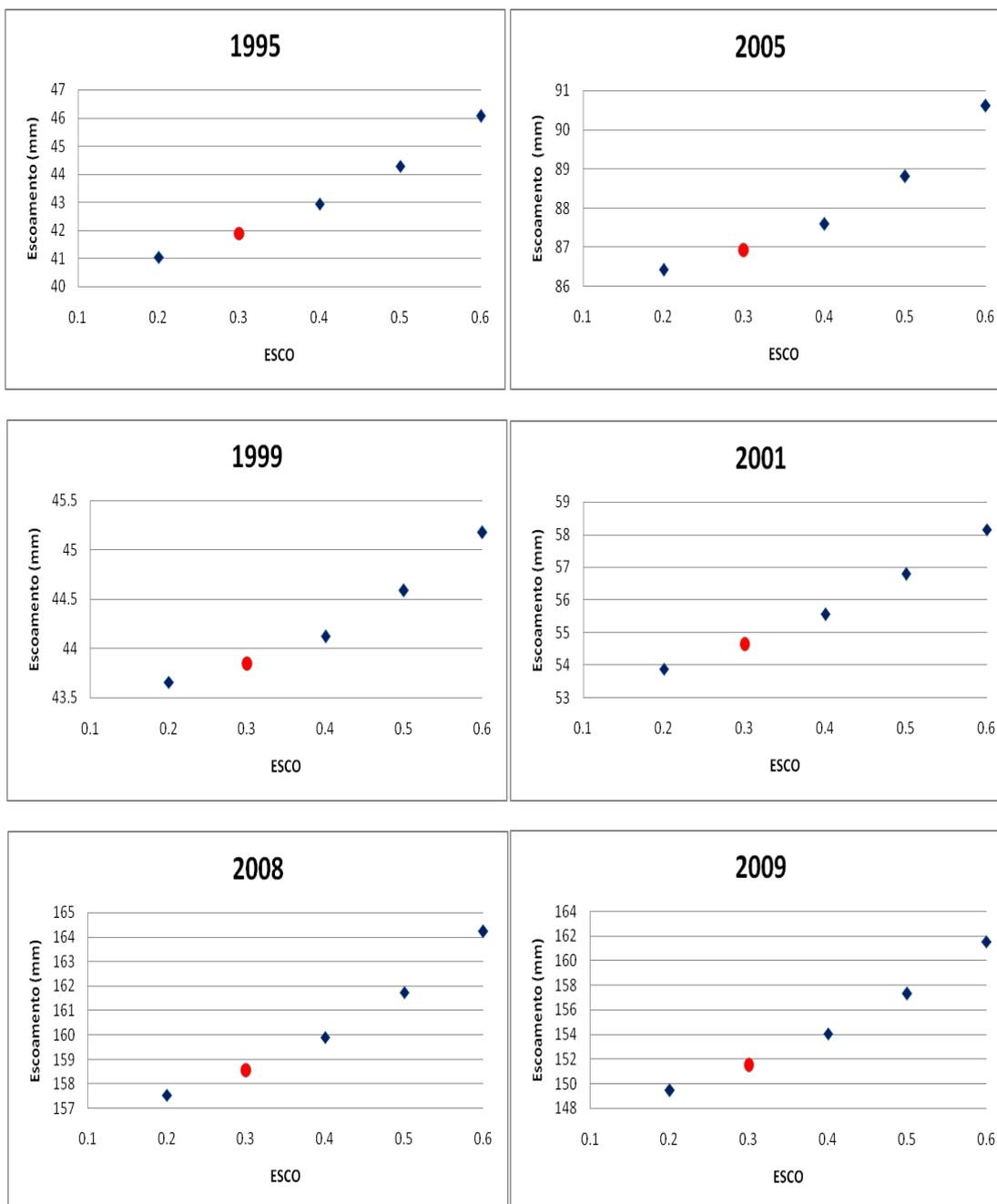


Figura A2 – Variação da produção de sedimento com o parâmetro ESCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

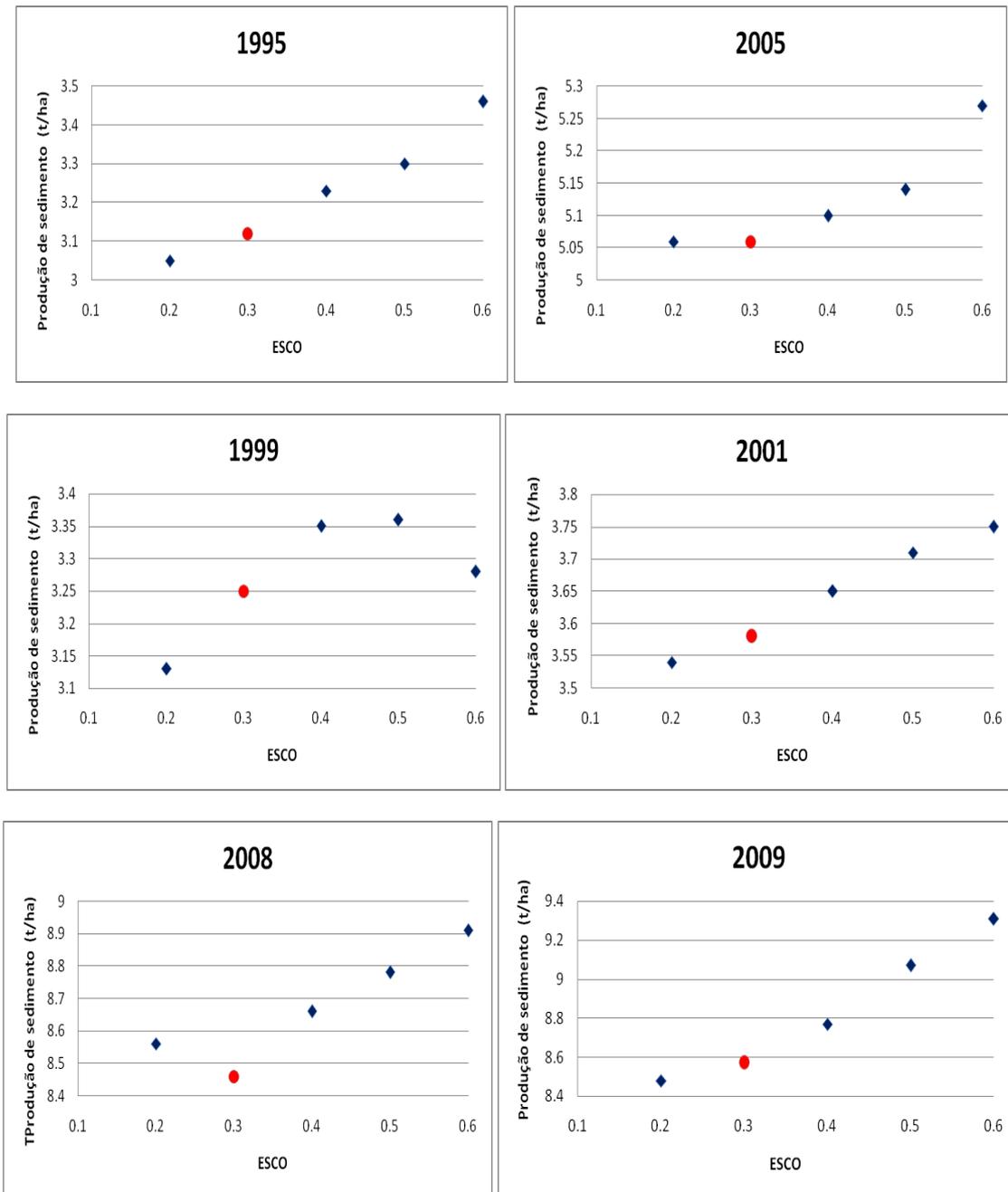


Figura A3 – Variação da recarga do aquífero com o parâmetro ESCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

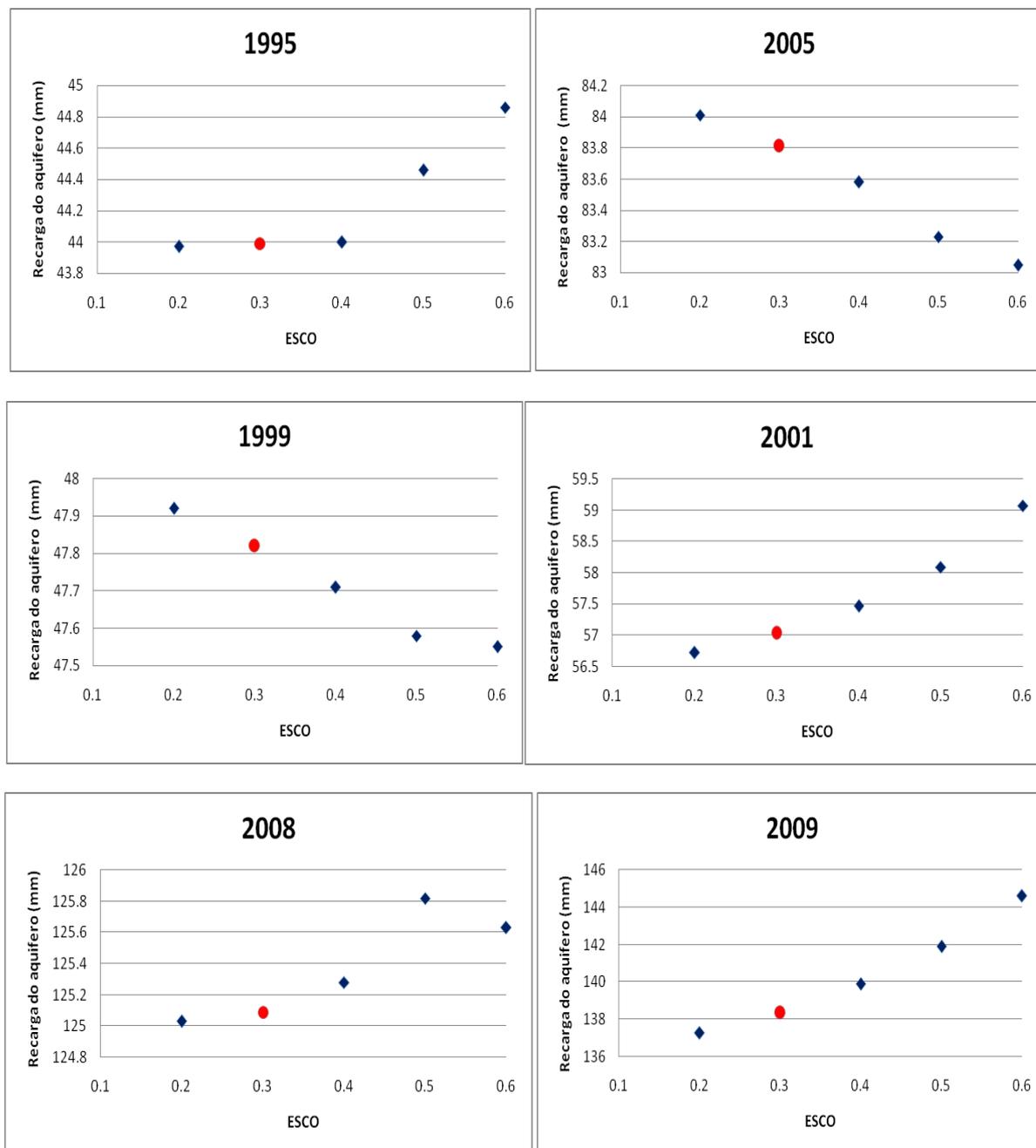


Figura A4 – Variação do escoamento superficial com o parâmetro EPCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

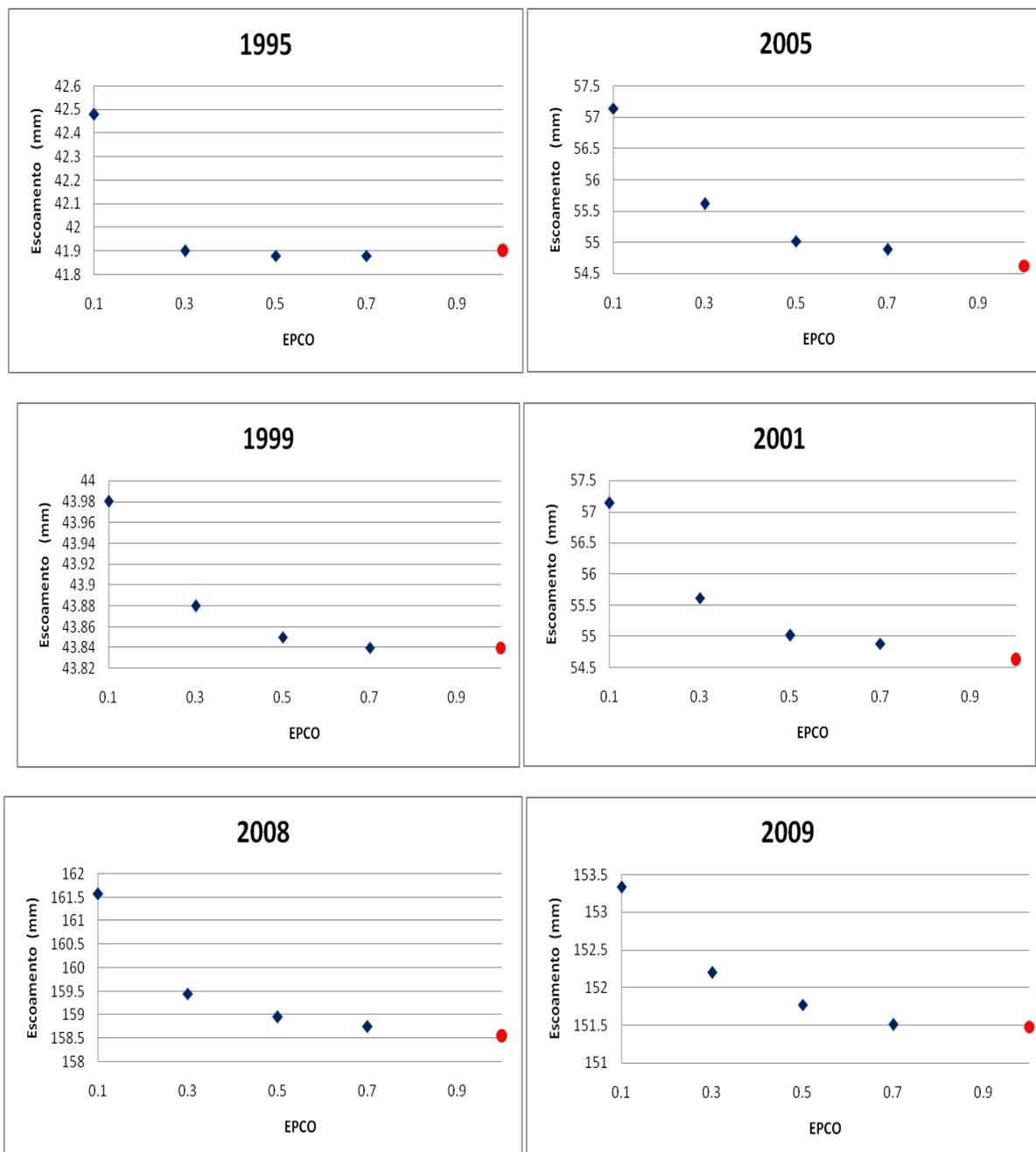


Figura A5 – Variação da produção de sedimento com o parâmetro EPCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

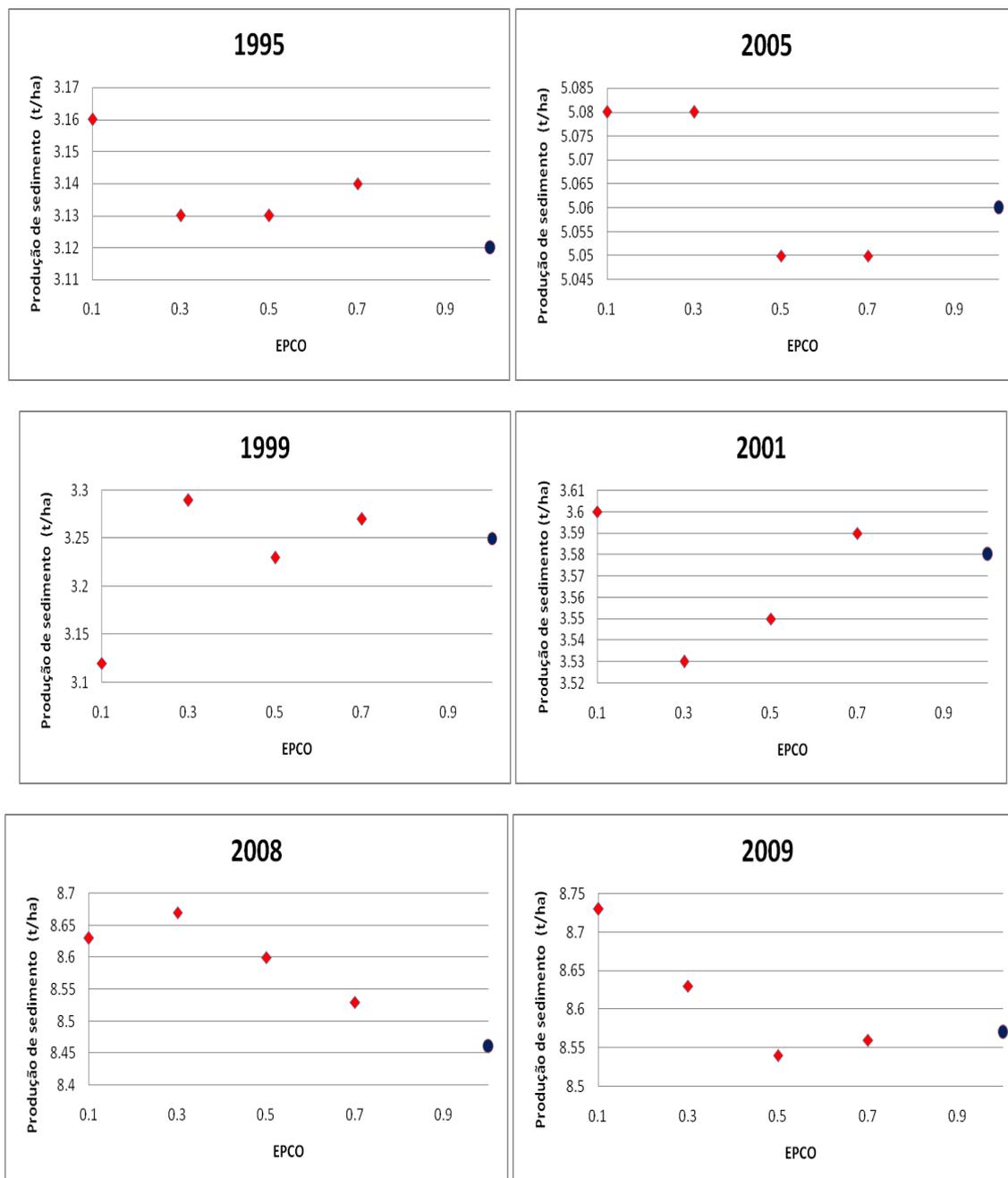


Figura A6– Variação da recarga do aquífero com o parâmetro EPCO. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

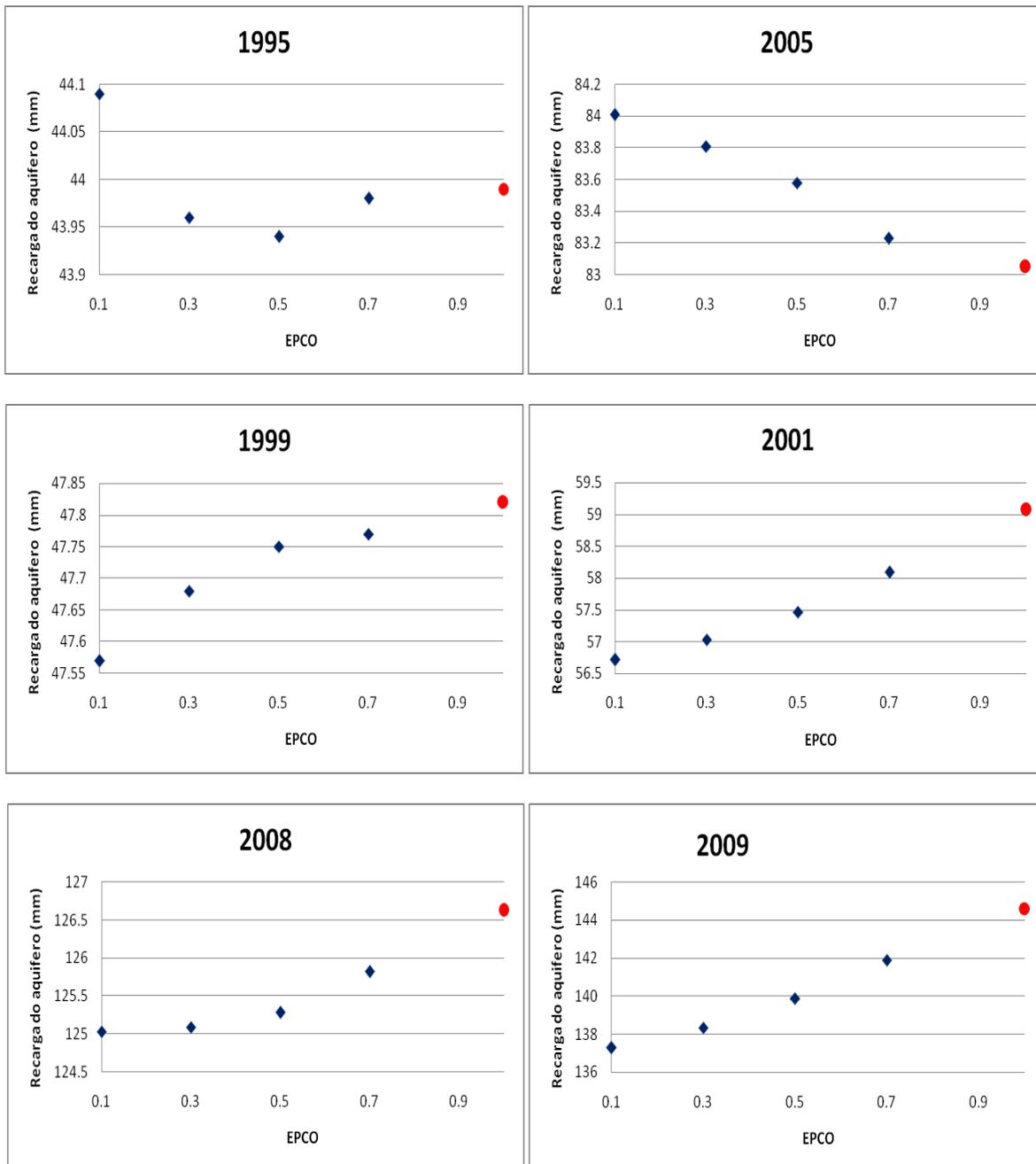


Figura A7– Variação do escoamento superficial com o parâmetro CN. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

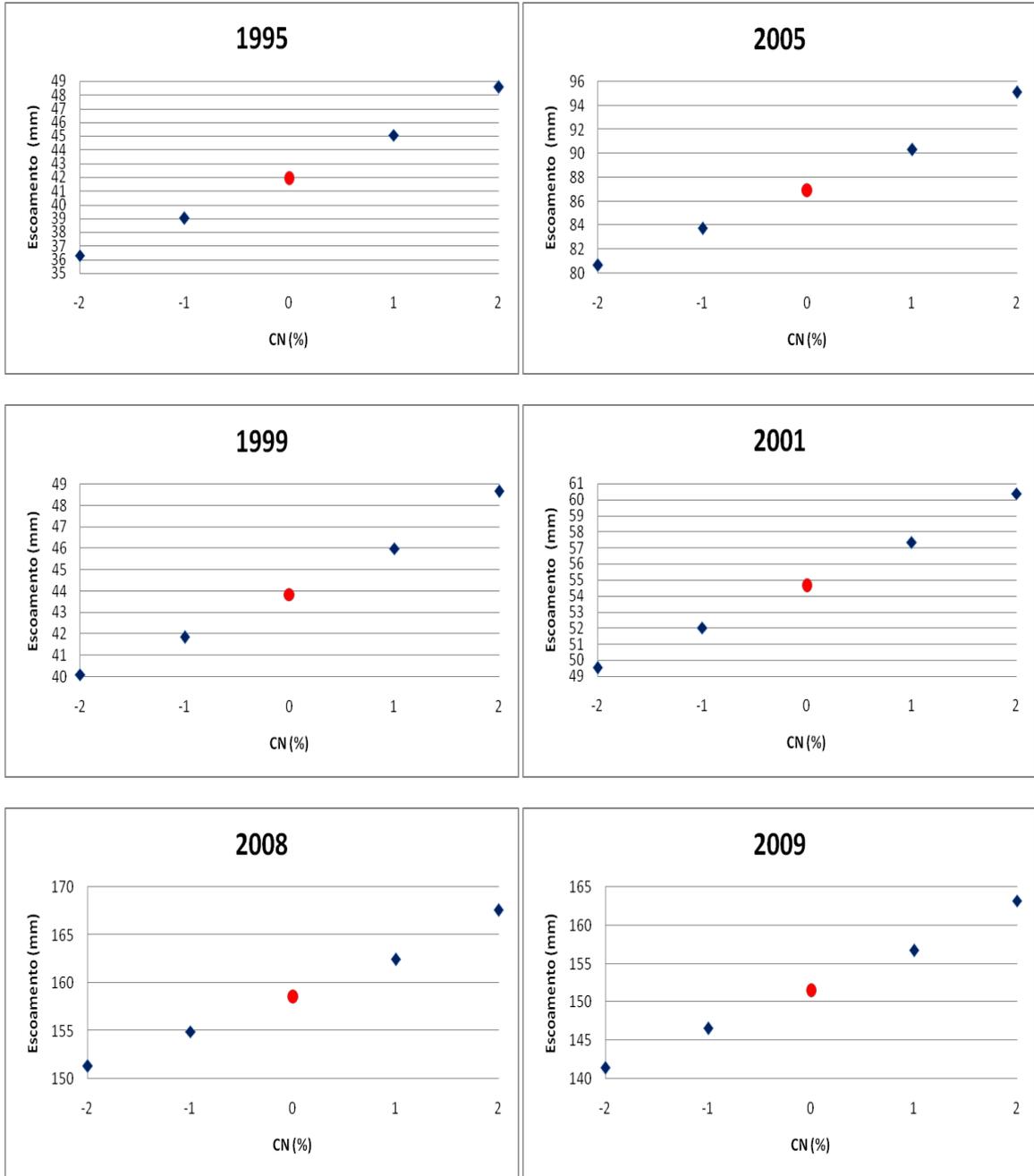


Figura A8 – Variação da produção de sedimento com o parâmetro CN. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).

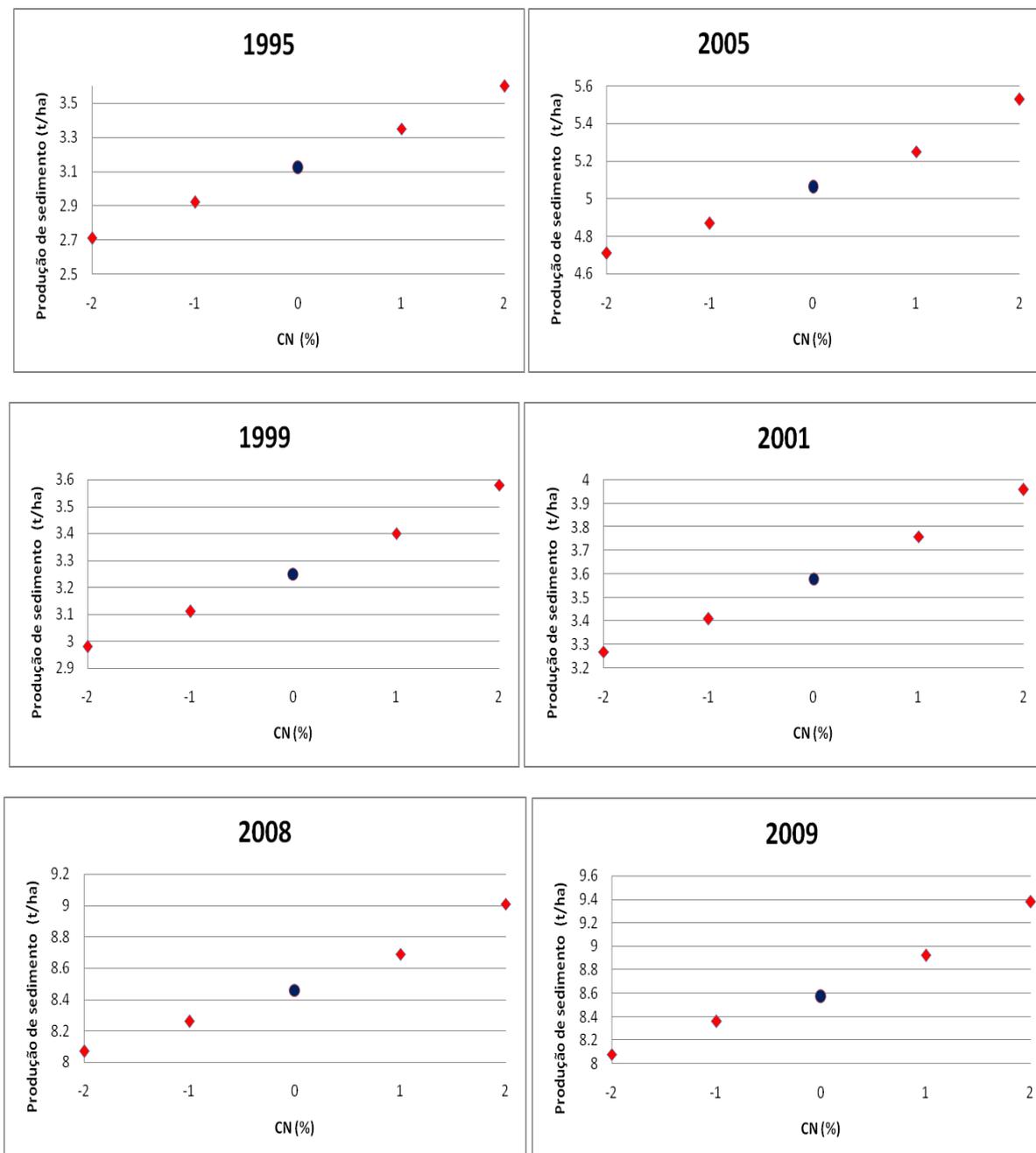
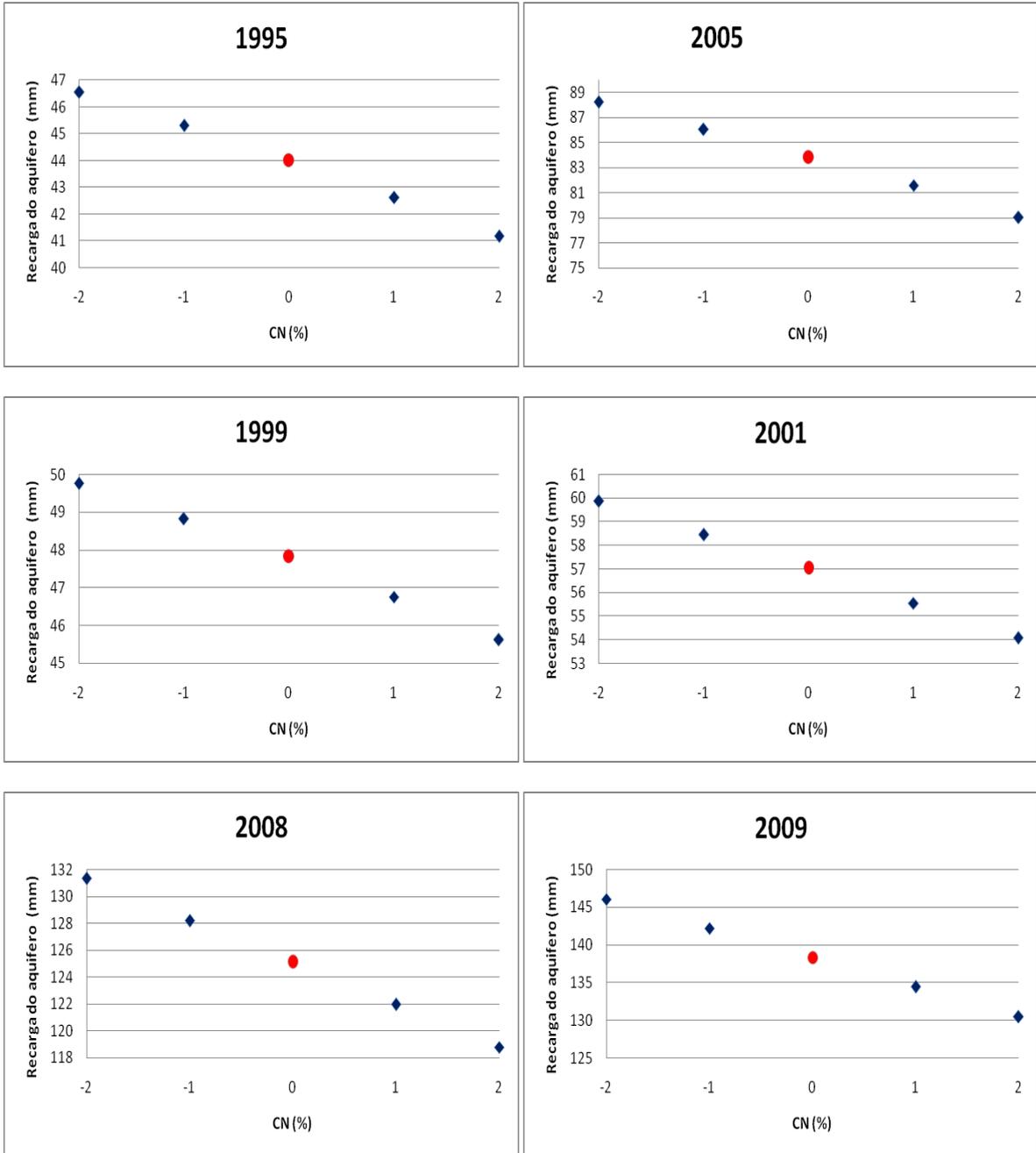


Figura A9 – Variação da recarga do aquífero com o parâmetro CN. Para os anos médios – (1995 e 2005), secos – (1999 e 2001) úmidos - (2008 e 2009).



Apêndice B

Figura B1- Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 1995, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

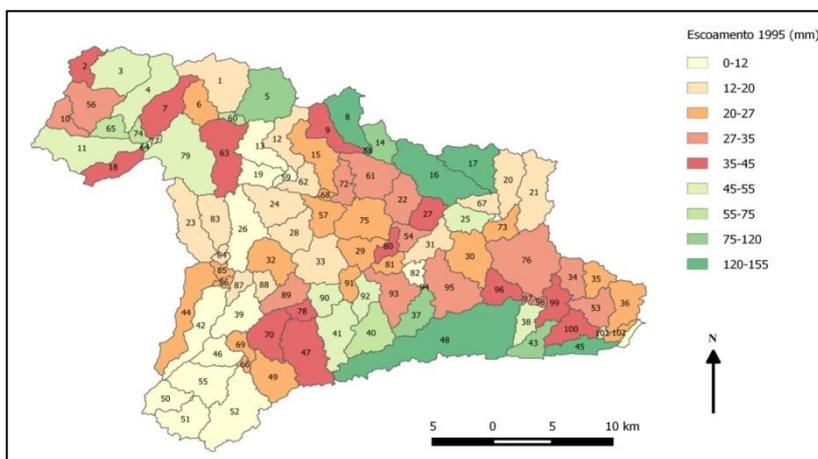


Figura B2 -Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 1995, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

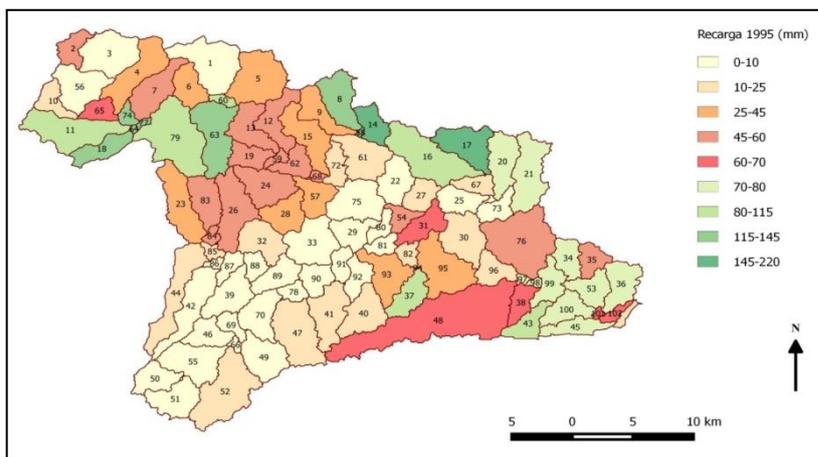


Figura B3 -Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 1995, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

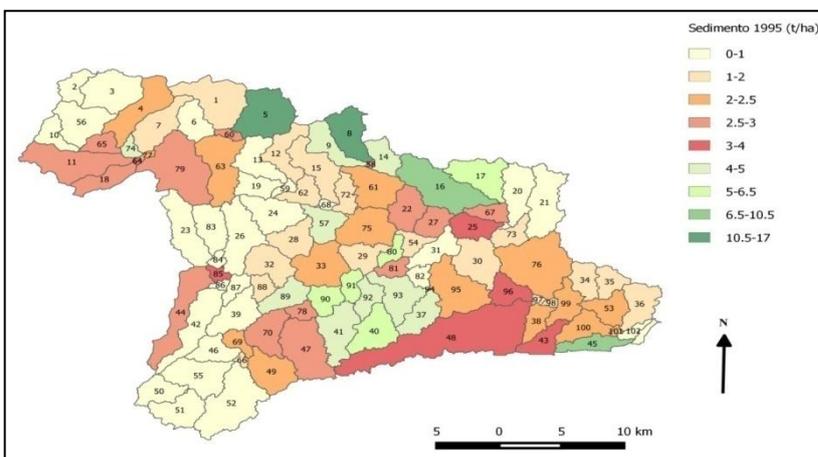


Figura B4 -Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 1999, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

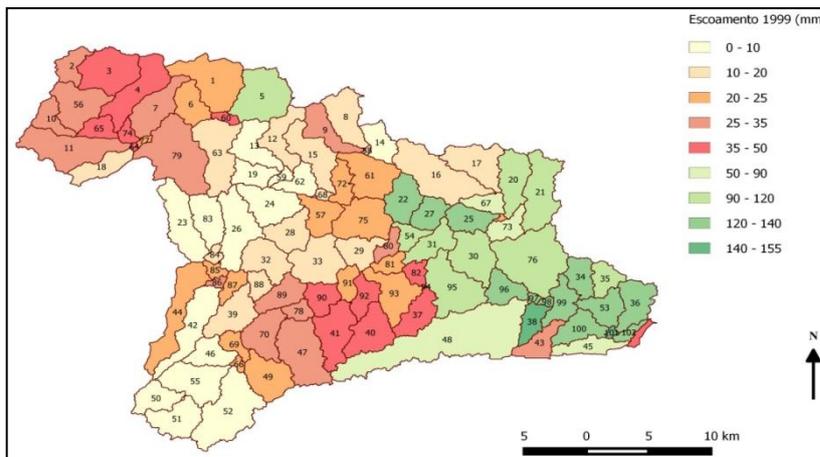


Figura B5 -Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 1999, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

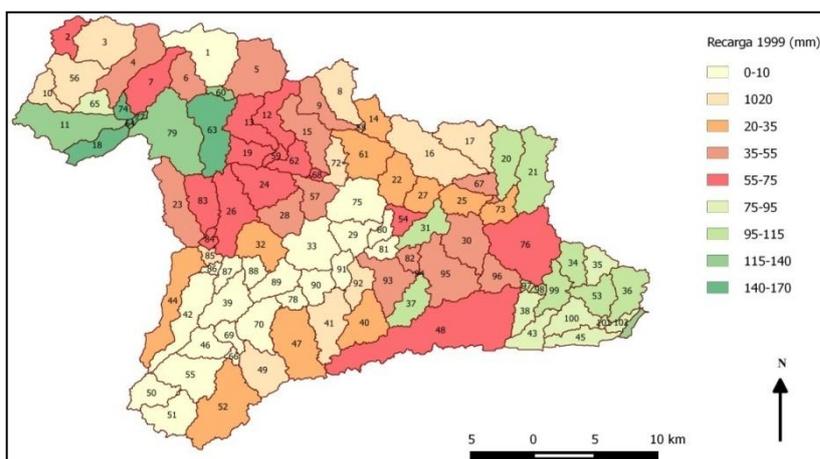


Figura B6 -Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 1999, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

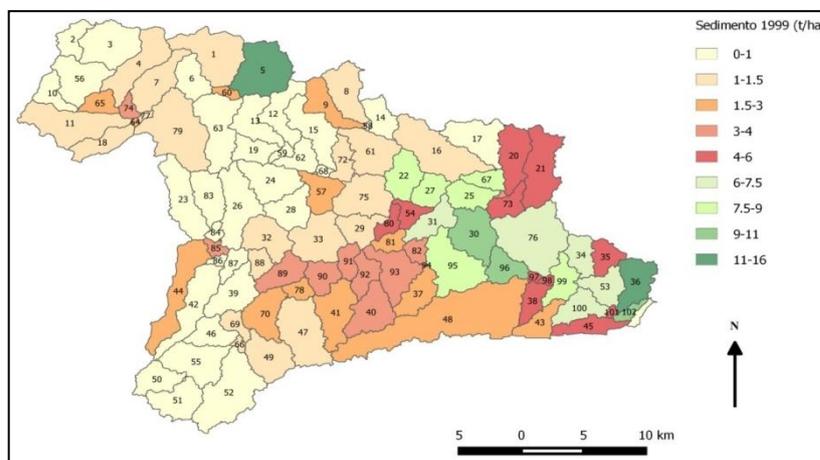


Figura B7 -Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 2001, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

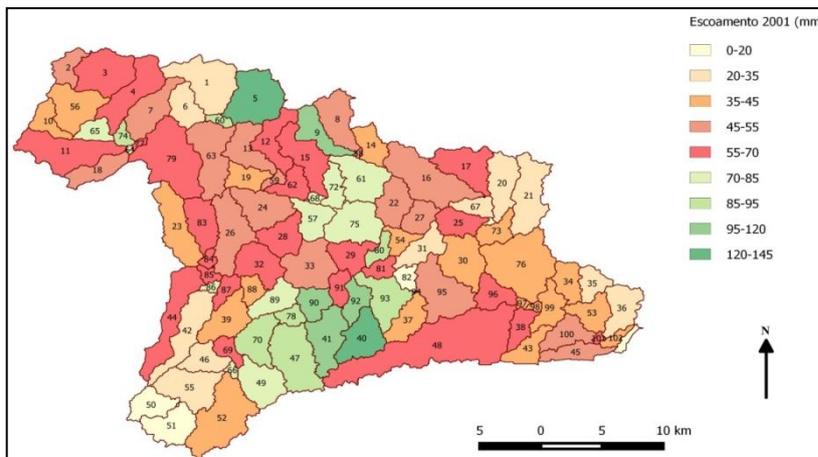


Figura B8 -Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 2001, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

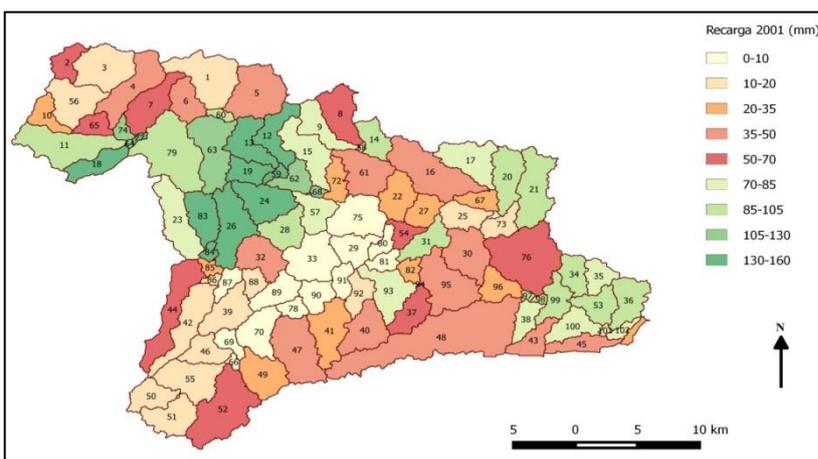


Figura B9 -Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 2001, ano com valor de precipitação abaixo da média da bacia.

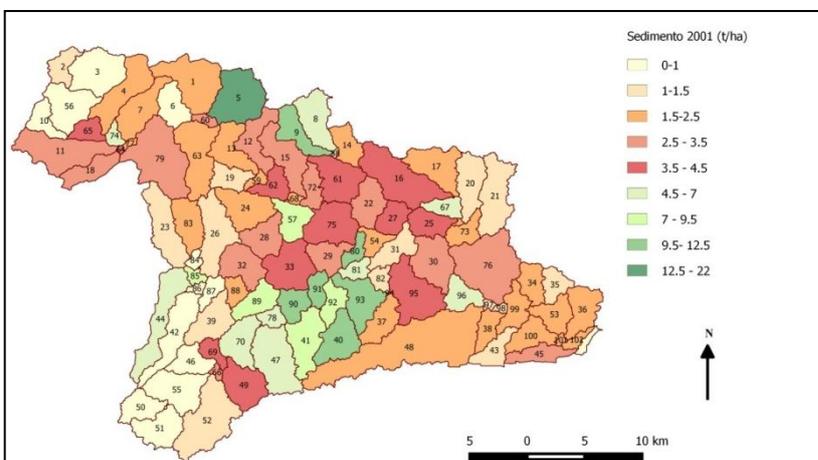


Figura B10 - Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 2005, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

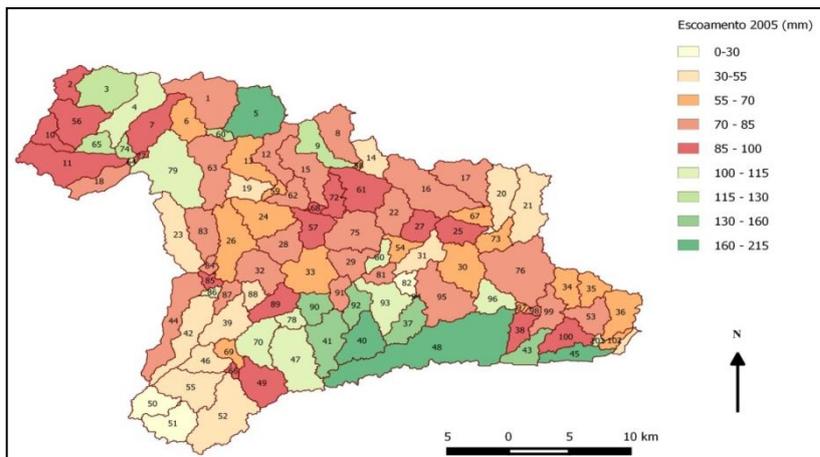


Figura B11 - Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 2005, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

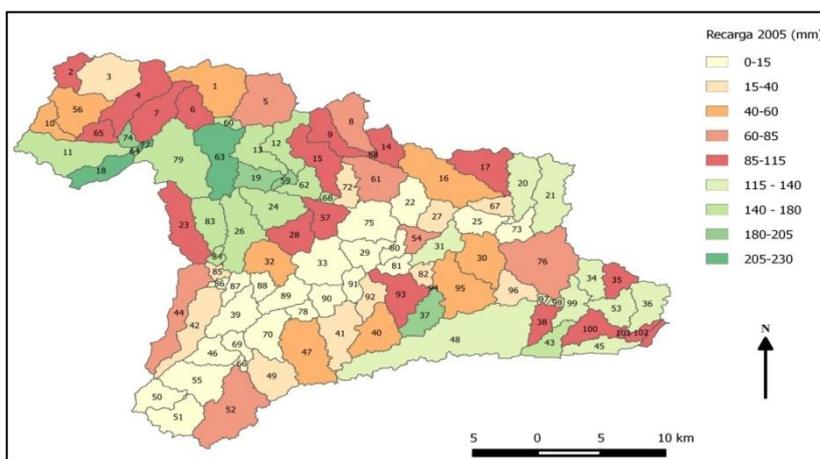


Figura B12 - Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 2005, ano com valor de precipitação dentro da média da bacia.

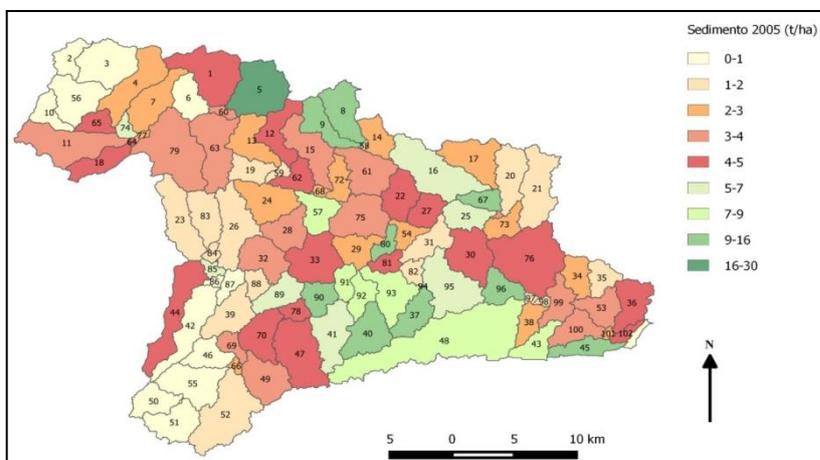


Figura B13 - Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 2008, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

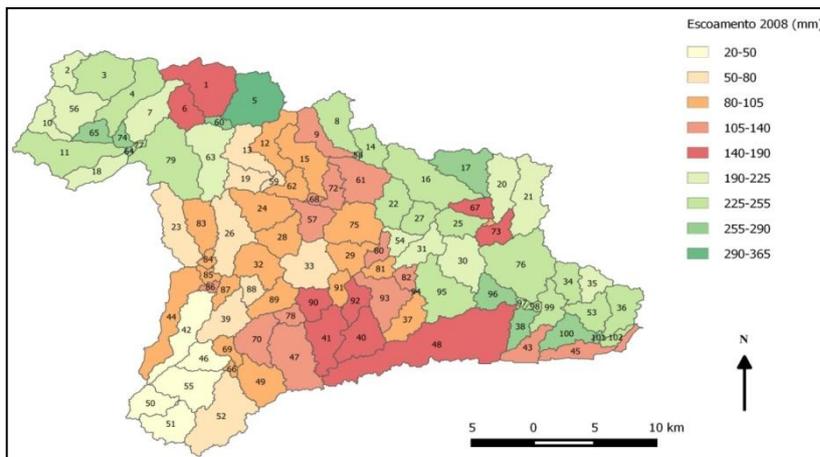


Figura B14 - Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 2008, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

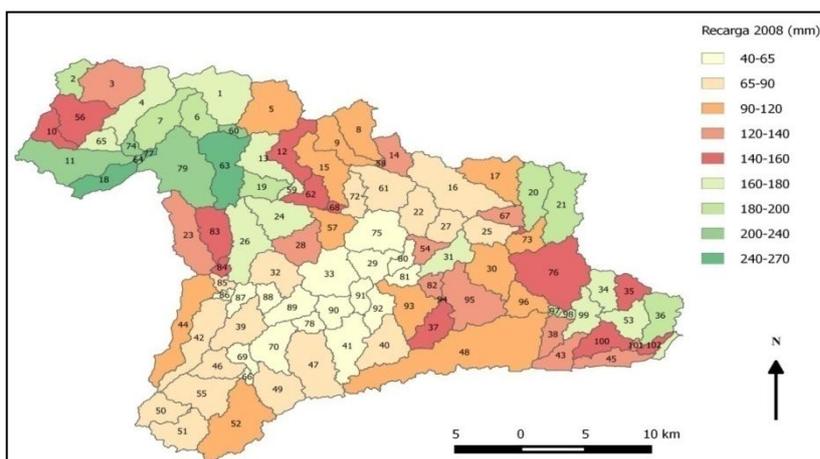


Figura B15 - Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 2008, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

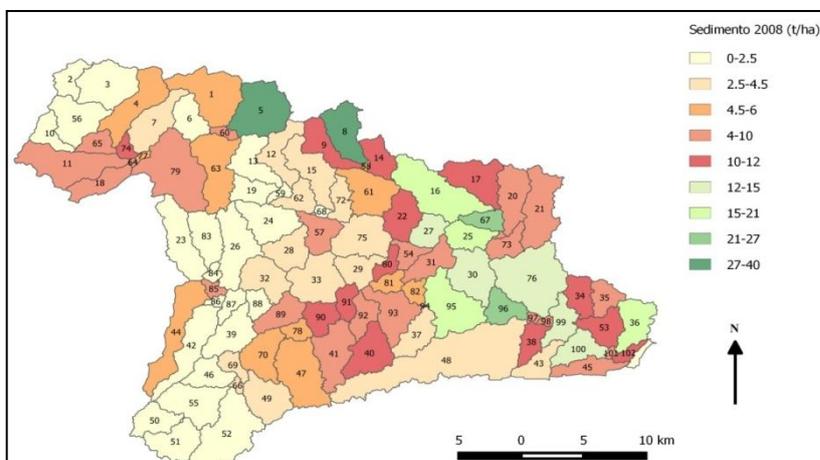


Figura B16 -Distribuição do escoamento superficial na bacia para o ano de 2009, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

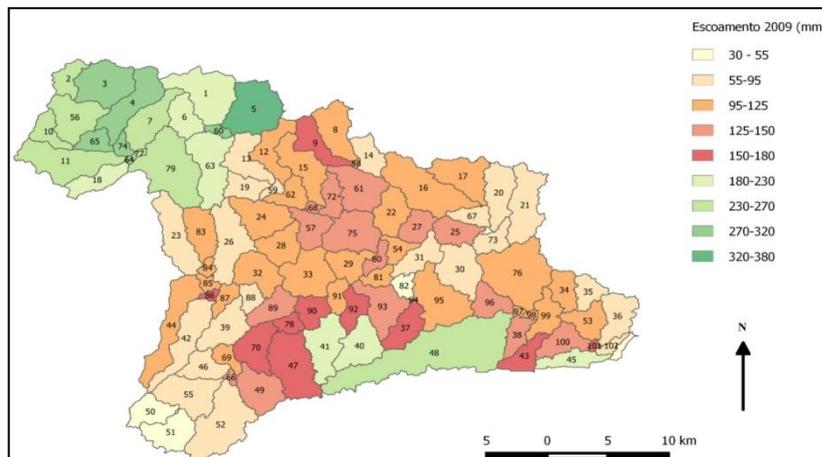


Figura B17 - Distribuição da recarga do aquífero raso na bacia para o ano de 2009, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

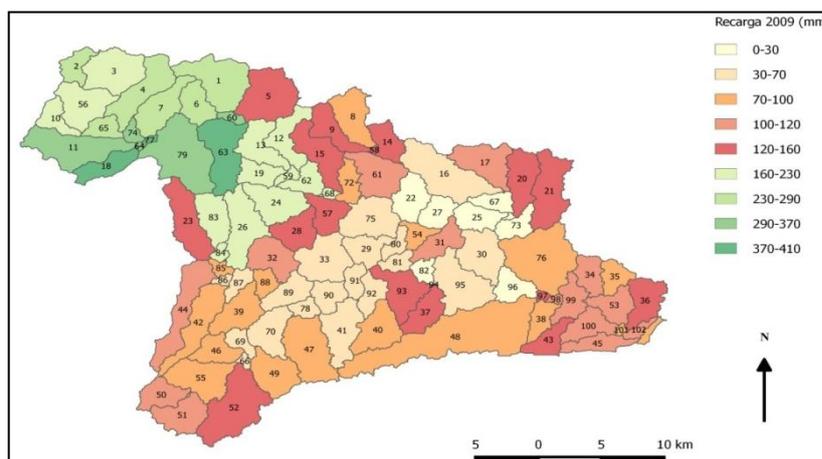


Figura B18 - Distribuição da produção de sedimento na bacia para o ano de 2009, ano com valor de precipitação acima da média da bacia.

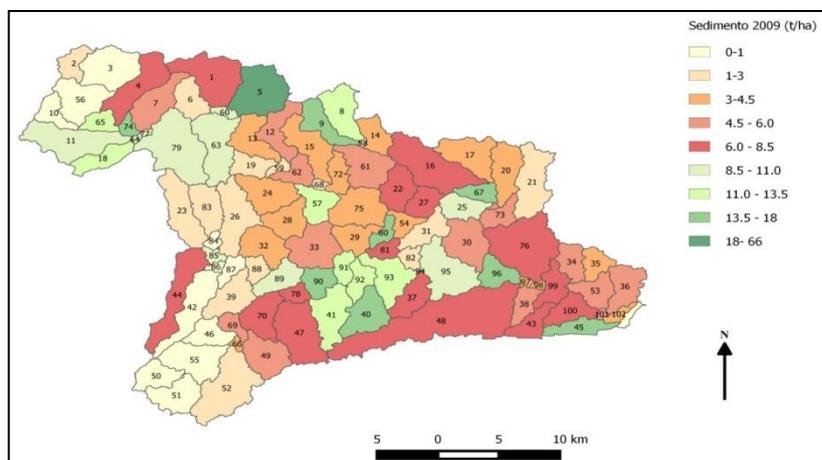


Figura B19 -Distribuição média do escoamento superficial na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2002.

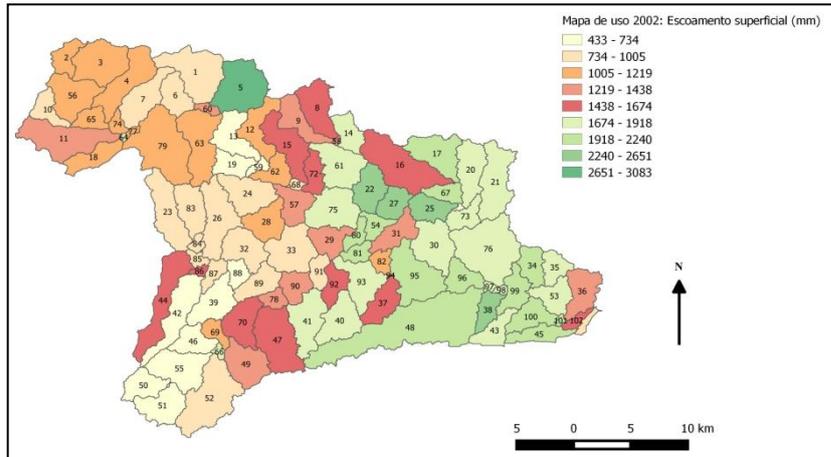


Figura B20 -Distribuição média da produção de sedimento na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2002.

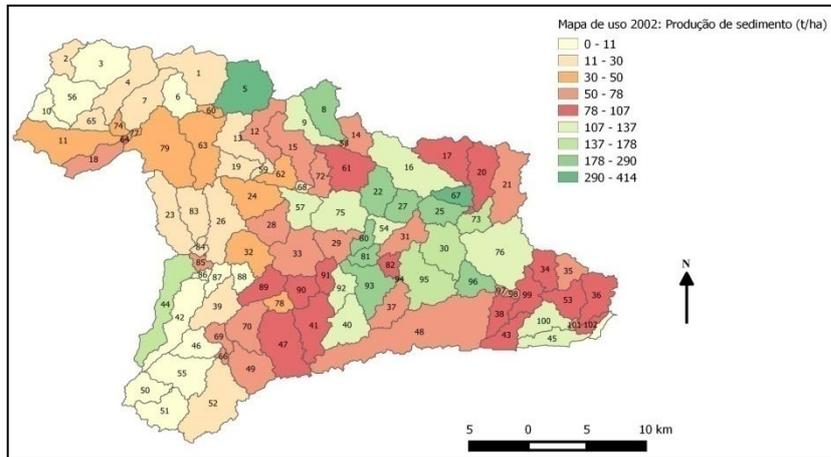


Figura B21 -Distribuição média da recarga na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2002.

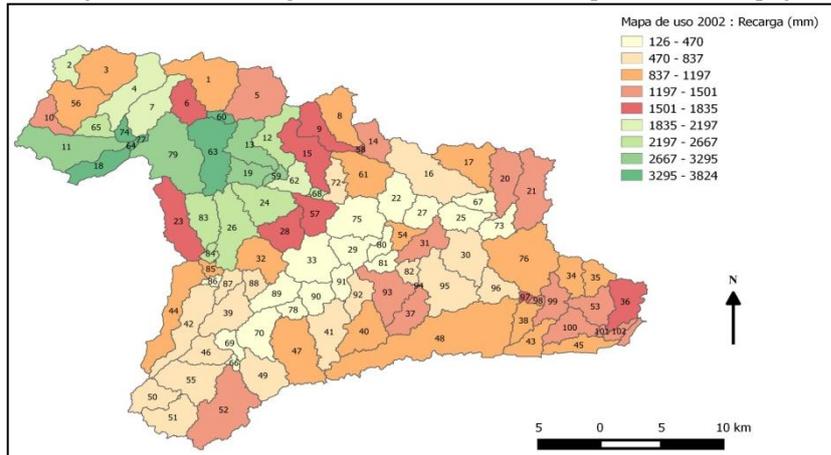


Figura B22 -Distribuição média do escoamento superficial na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2013.

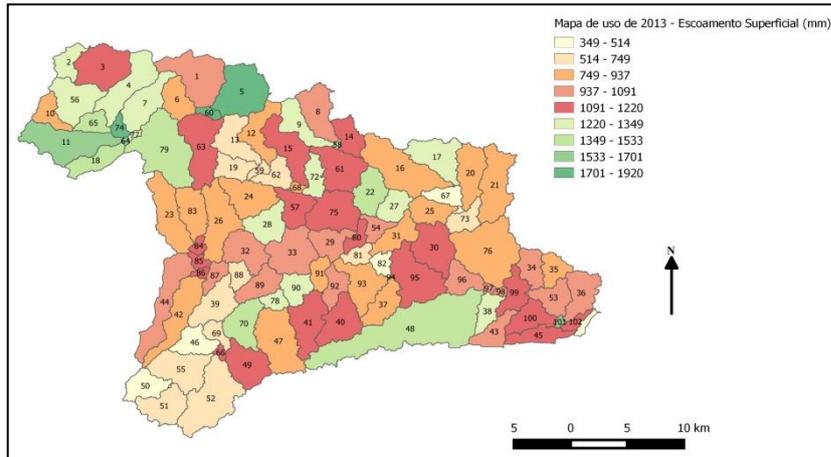


Figura B23 -Distribuição média da produção de sedimento na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2013.

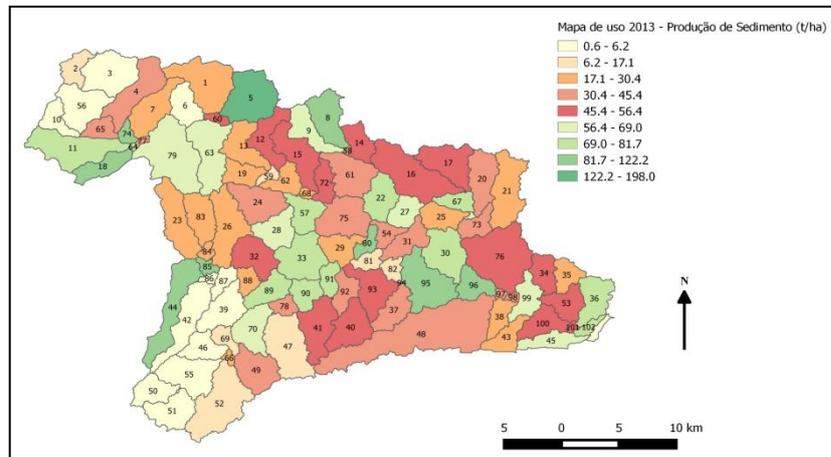
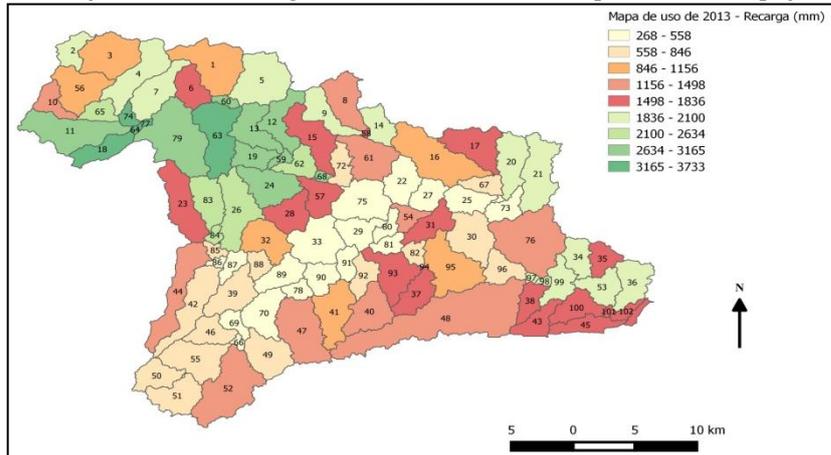


Figura B24 -Distribuição média da recarga na bacia, utilizando o mapa de uso e ocupação do solo de 2013



Apêndice C

Figura C1- Relação do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

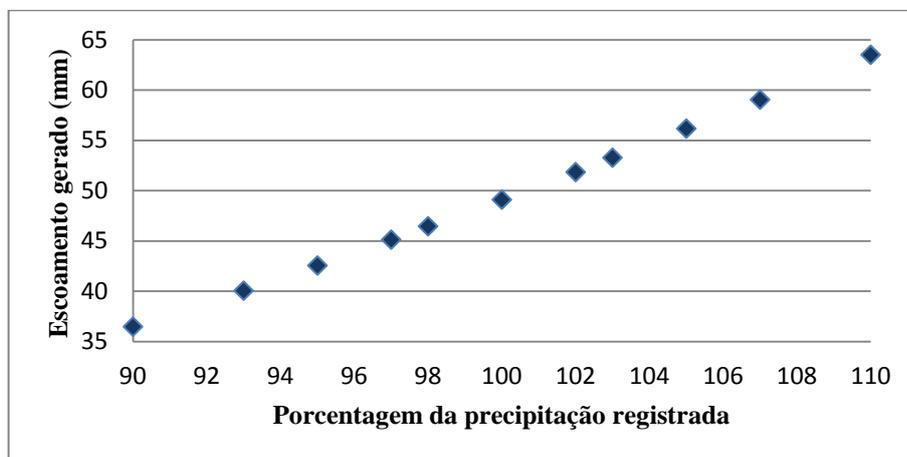


Figura C2- Relação da percentagem do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

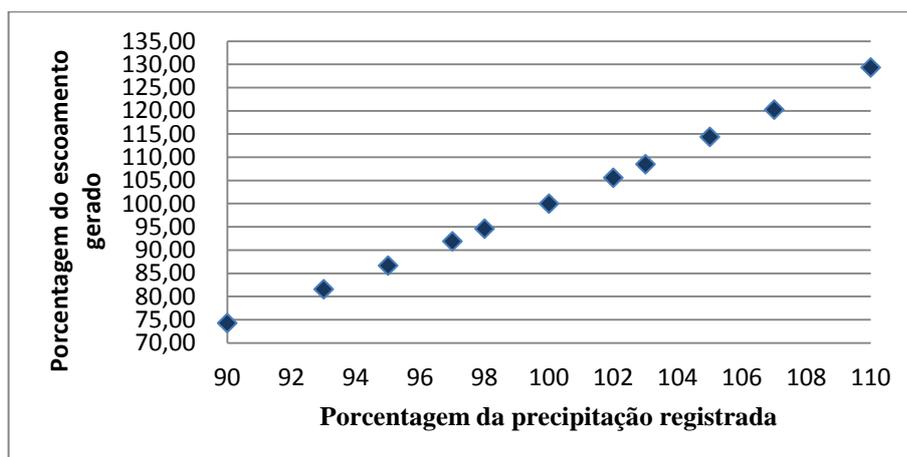


Figura C3 - Relação da produção de sedimento frente à percentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

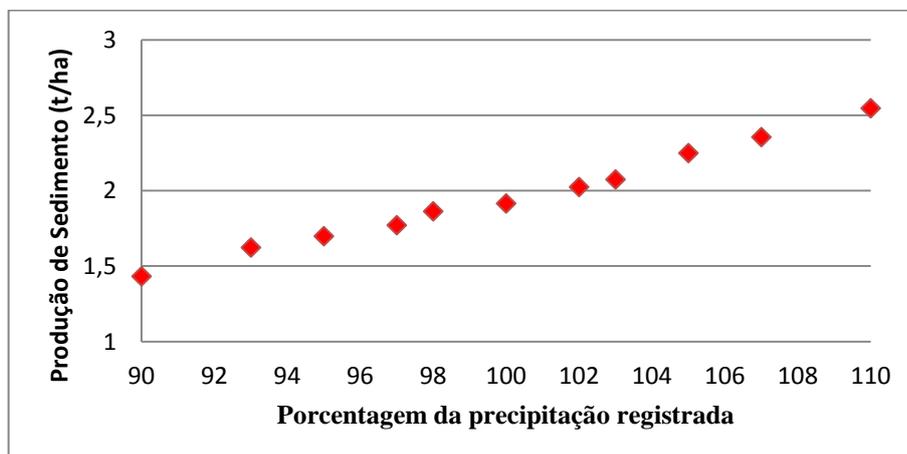
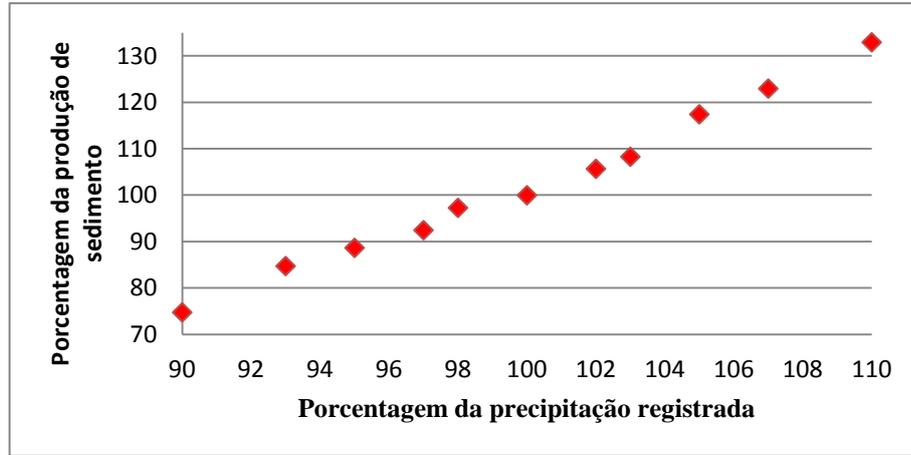


Figura C4 - Relação da porcentagem da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.



FiguraC5 - Relação do escoamento gerado em 1994 frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

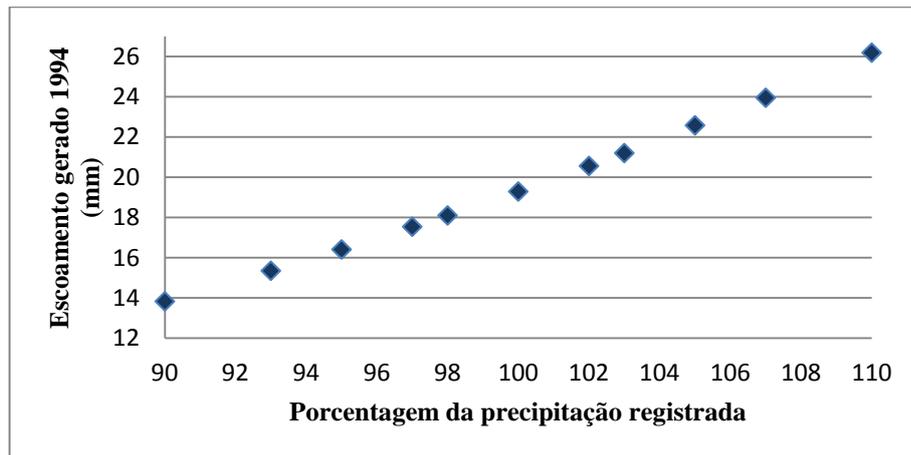


Figura C6 - Relação da porcentagem do escoamento gerado em 1994 frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

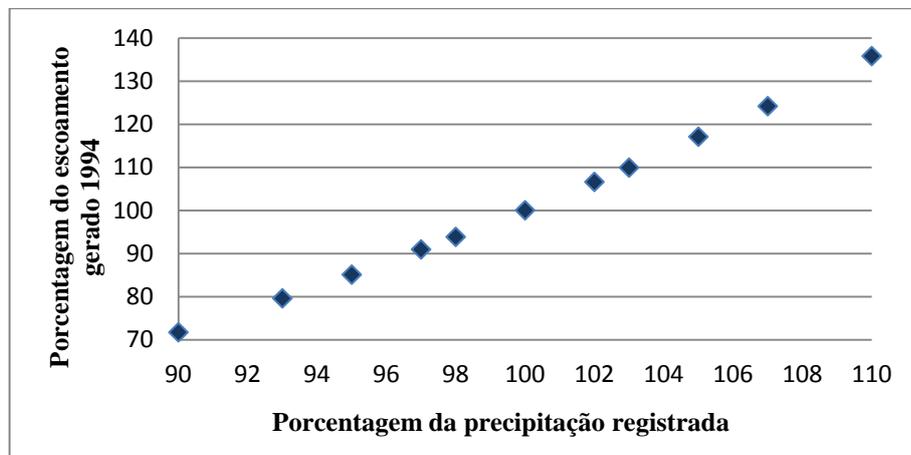


Figura C7 - Relação da produção de sedimento em 1994 frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

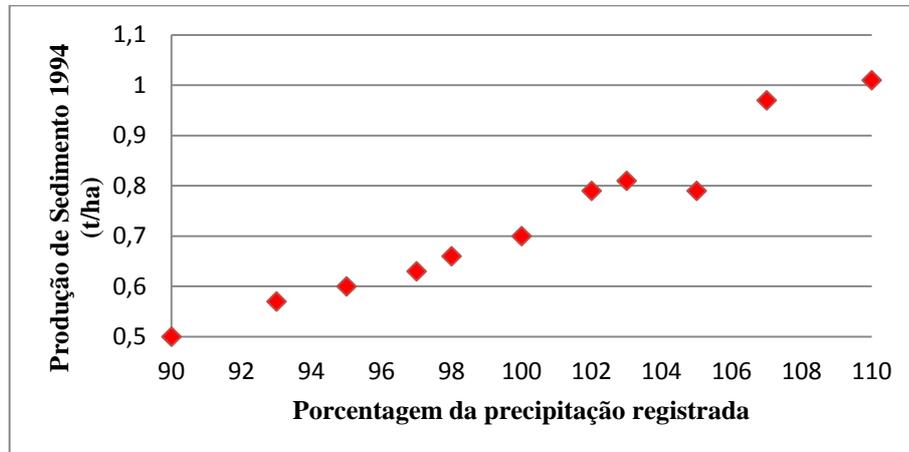


Figura C8 - Relação da porcentagem da produção de sedimento em 1994 frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com mapa de uso do solo de 2013.

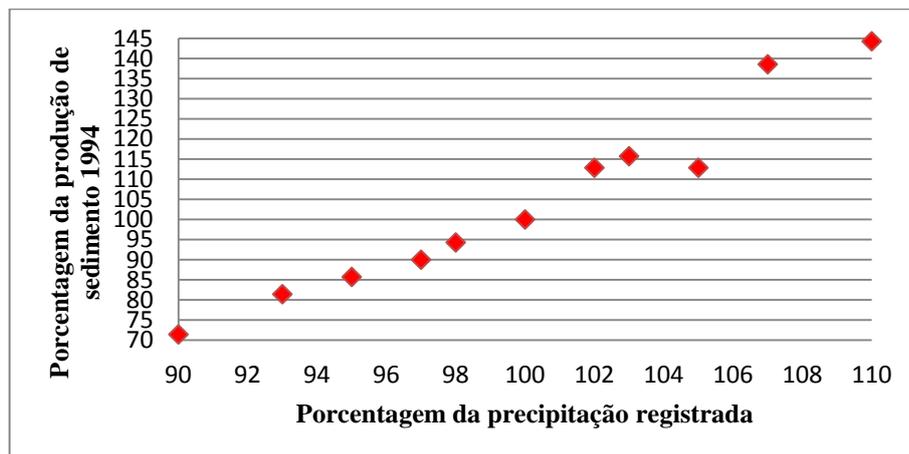


Figura C9 - Relação do escoamento gerado em 2007, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

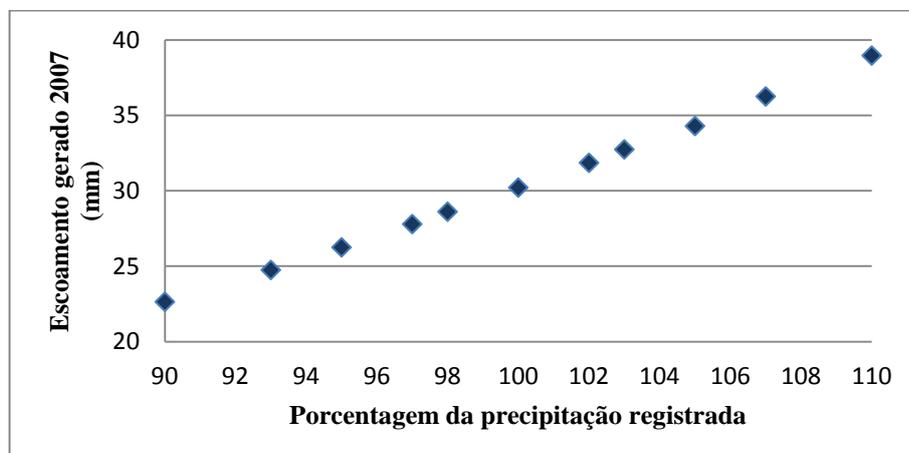


Figura C10 - Relação da porcentagem do escoamento gerado em 2007, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

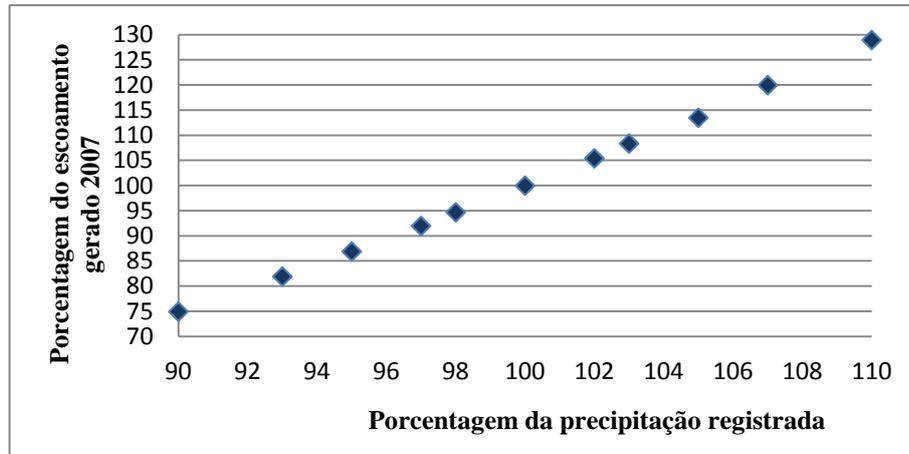


Figura C11 - Relação da produção de sedimento em 2007, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

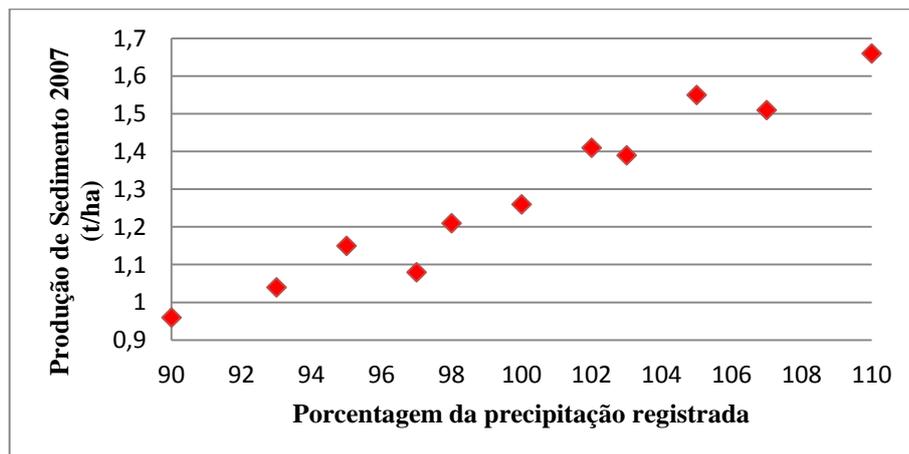


Figura C12 - Relação da porcentagem da produção de sedimento em 2007, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

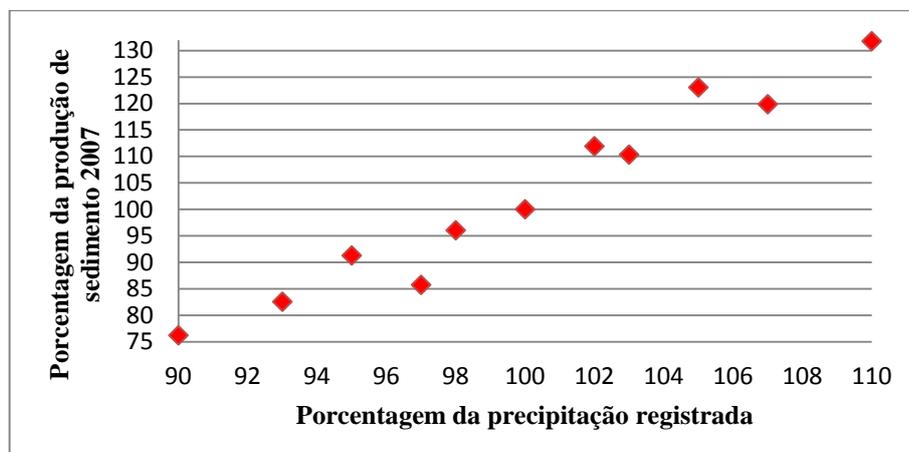


Figura C13 - Relação do escoamento gerado em 2011, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

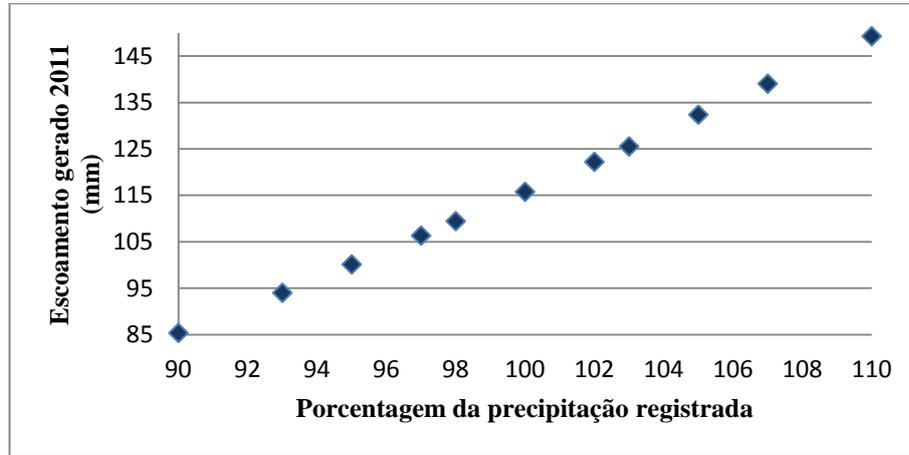


Figura C14 - Relação da porcentagem do escoamento gerado em 2011, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

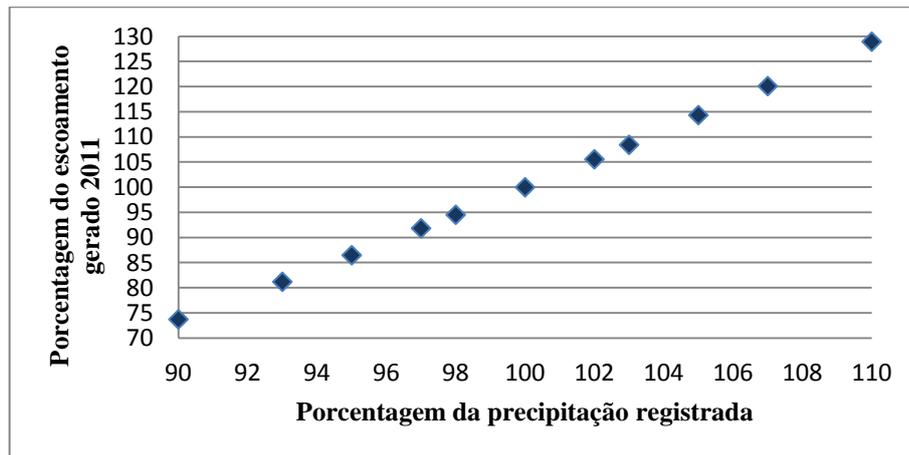


Figura C15 - Relação da produção de sedimento em 2011, frente à porcentagem da precipitação registrada simulação com mapa de uso do solo de 2013.

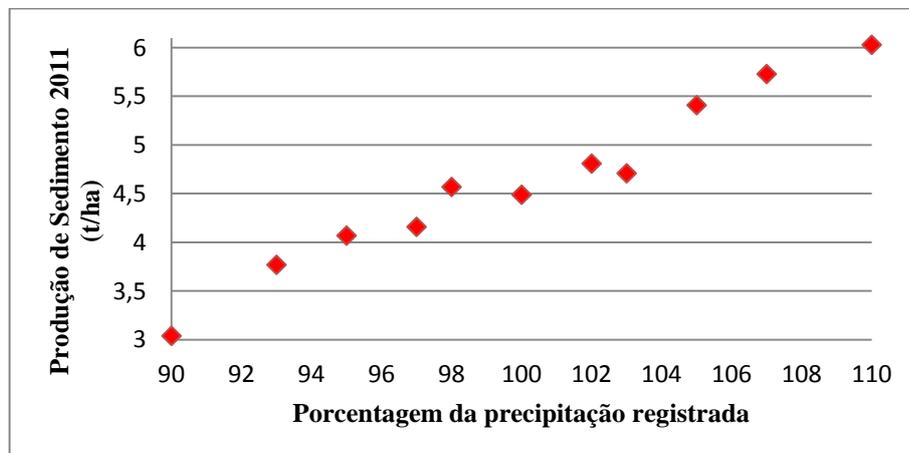
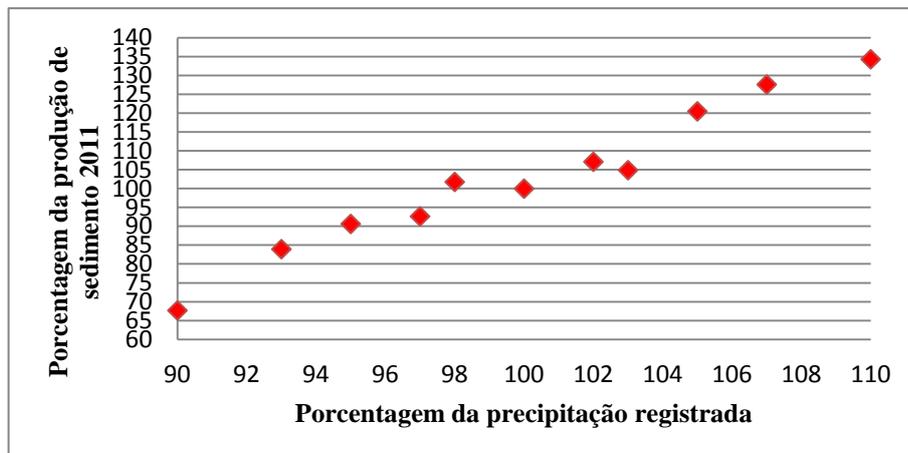


Figura C16 - Relação da porcentagem da produção de sedimento em 2011, frente à porcentagem da precipitação registrada simulada com mapa de uso do solo de 2013.



Apêndice D

Figura D1- Relação da porcentagem do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,1 mm.

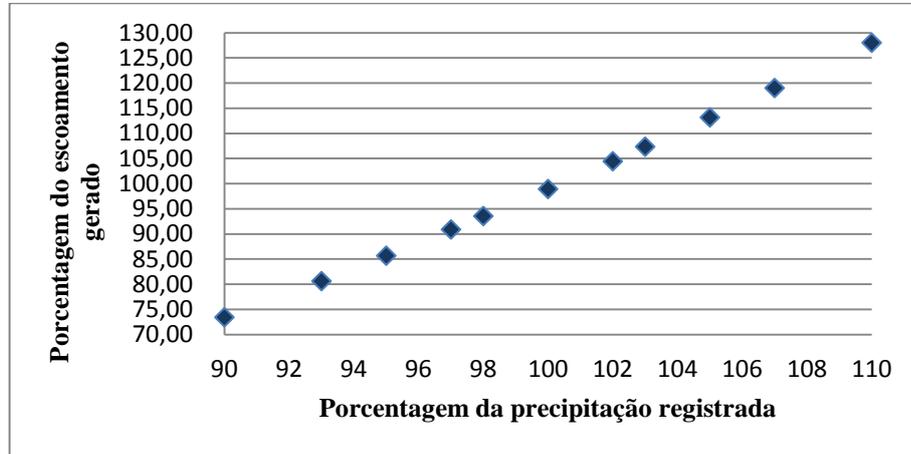


Figura D2 - Relação da produção de sedimento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,1 mm.

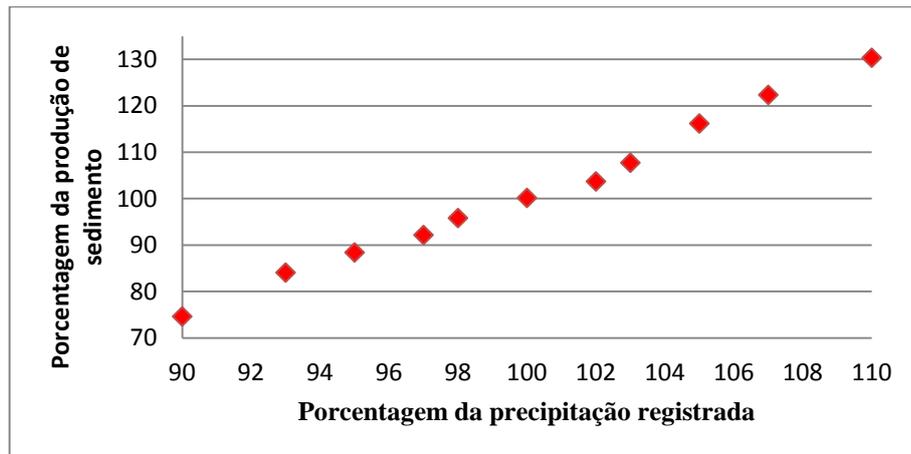


Figura D3 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

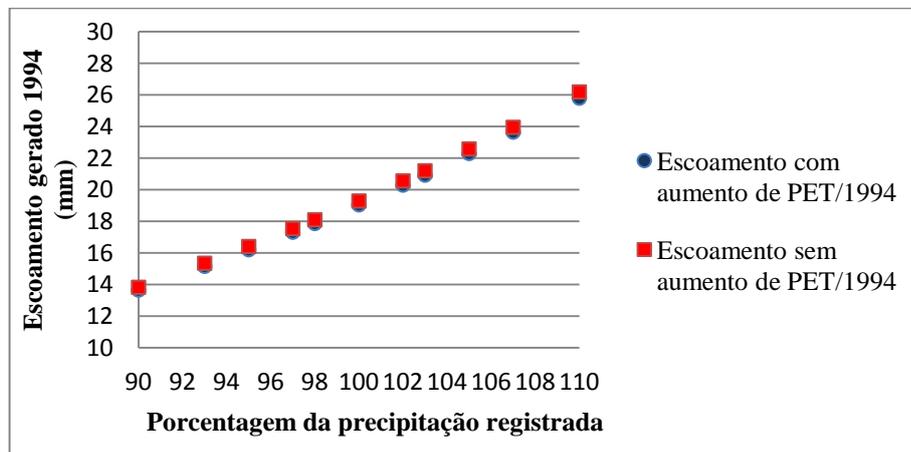


Figura D4 - Relação do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994, com aumento de PET em 0,1 mm.

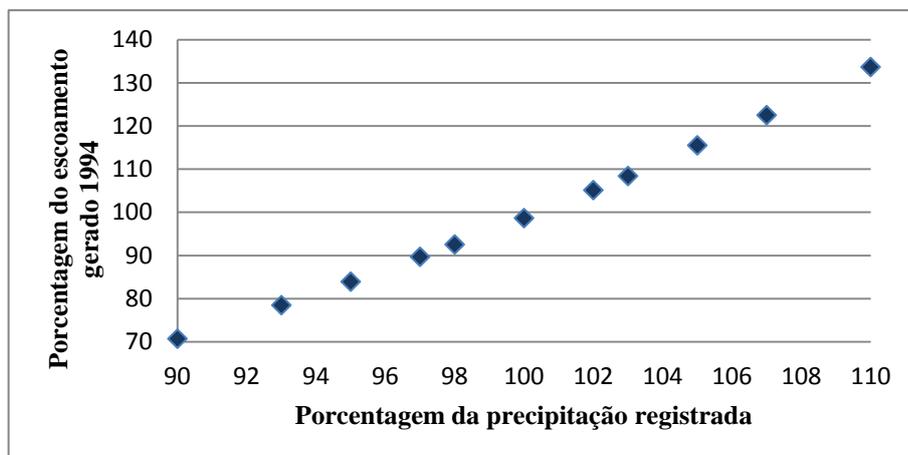


Figura D5 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2007 e a percentagem de precipitação registrada.

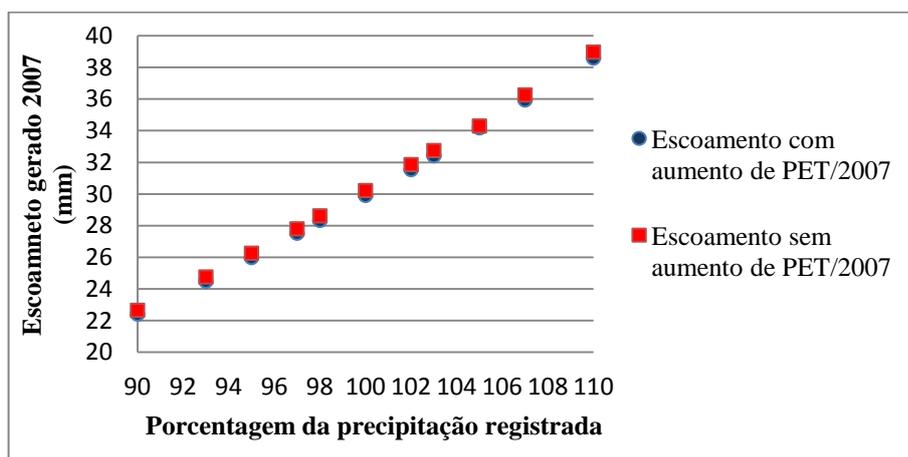


Figura D6 - Relação do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007, com aumento de PET em 0,1 mm.

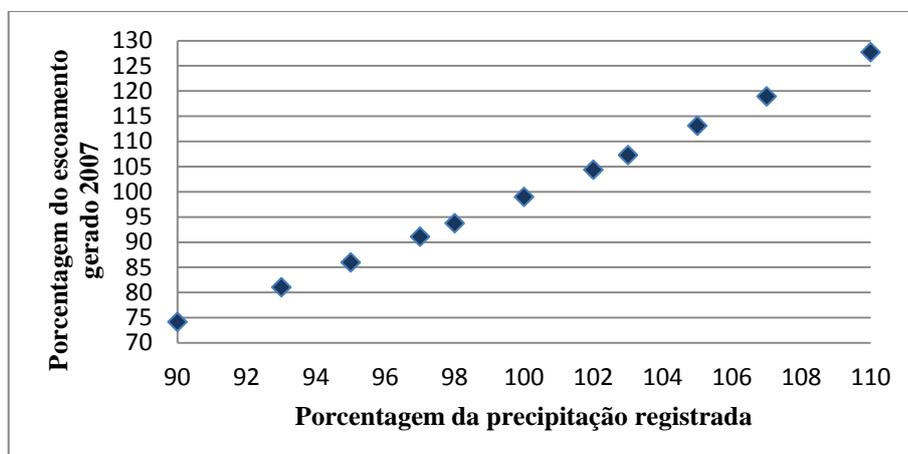


Figura D7 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2011 e a porcentagem de precipitação registrada.

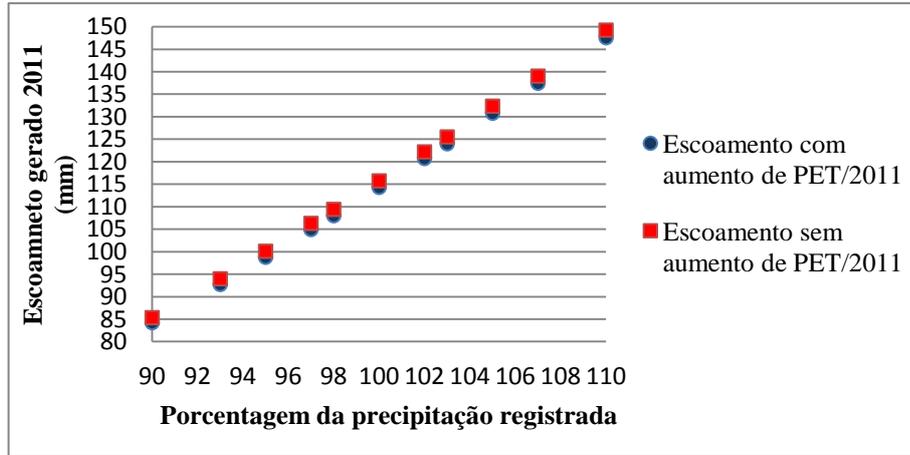


Figura D8 - Relação do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011, com aumento de PET em 0,1 mm.

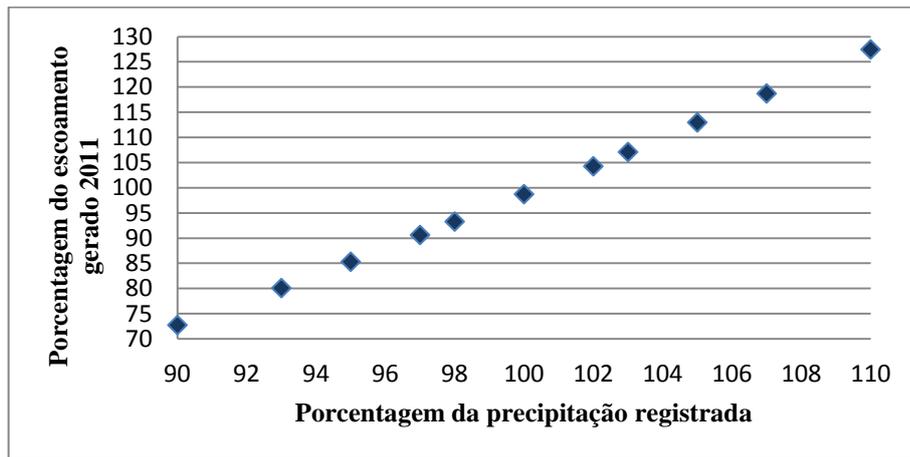


Figura D9 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

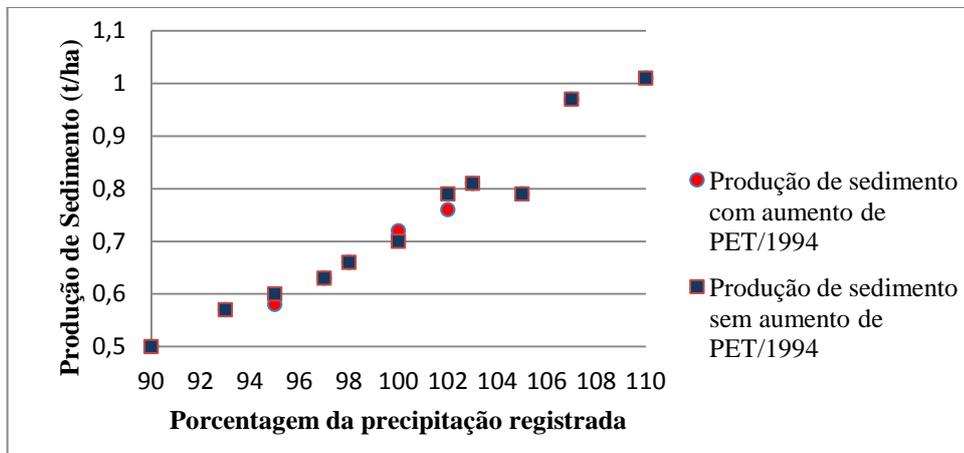


Figura D10 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994 com aumento de PET em 0,1 mm.

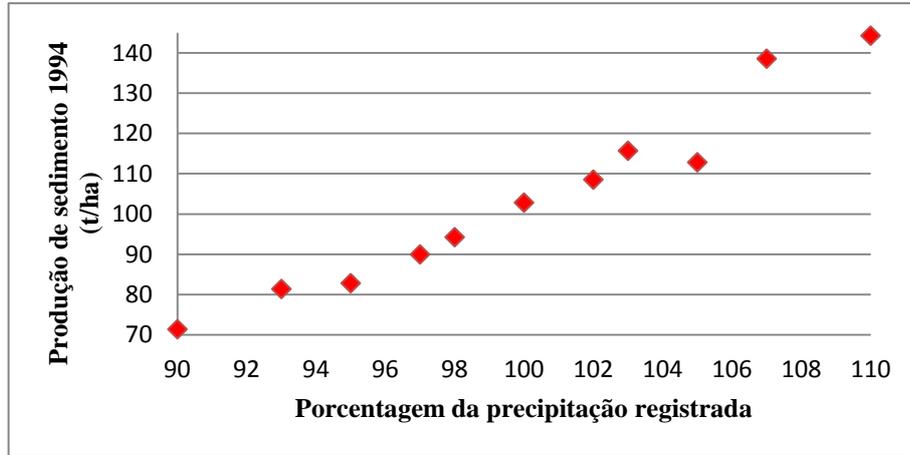


Figura D11 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2007 e a porcentagem de precipitação registrada.

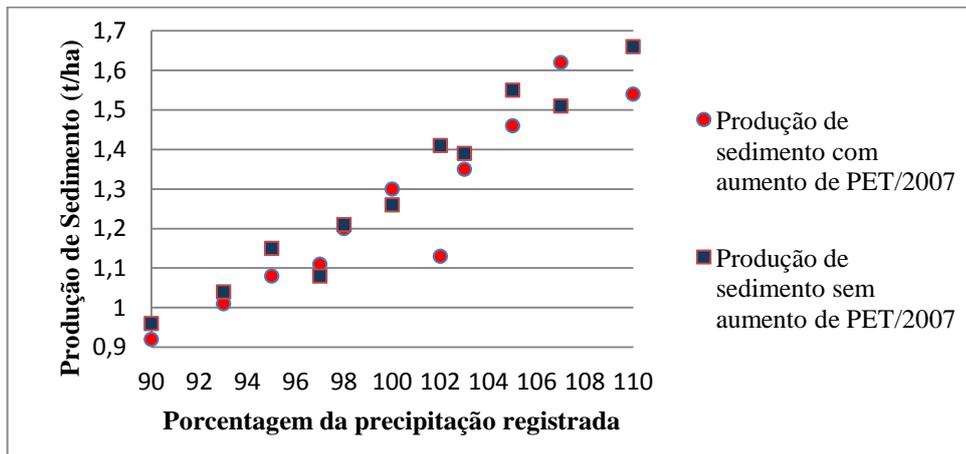


Figura D12 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007 com aumento de PET em 0,1 mm.

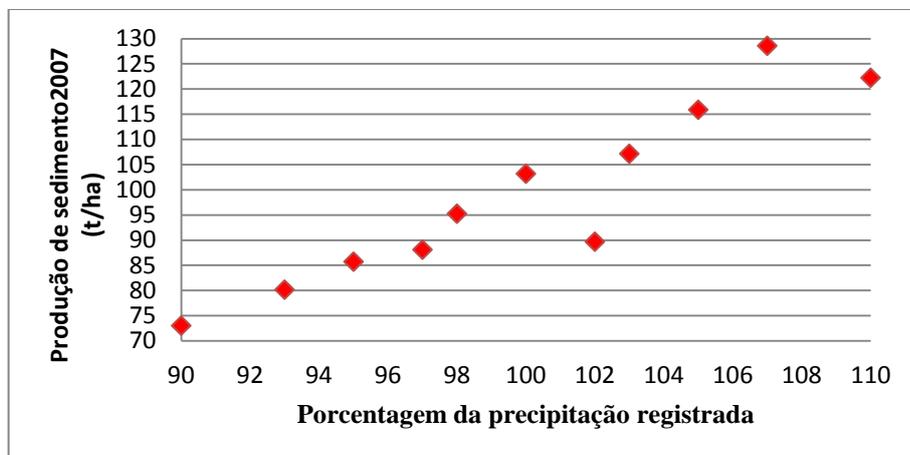


Figura D13 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,1 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2011 e a porcentagem de precipitação registrada.

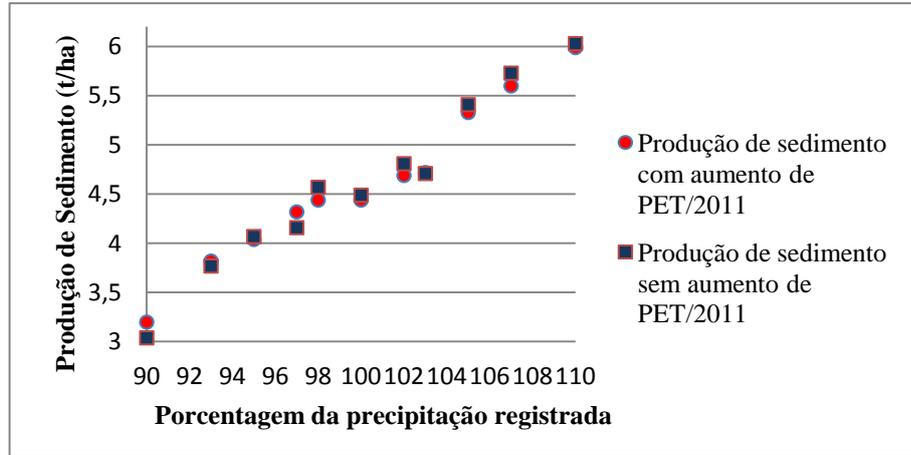


Figura D14 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011 com aumento de PET em 0,1 mm.

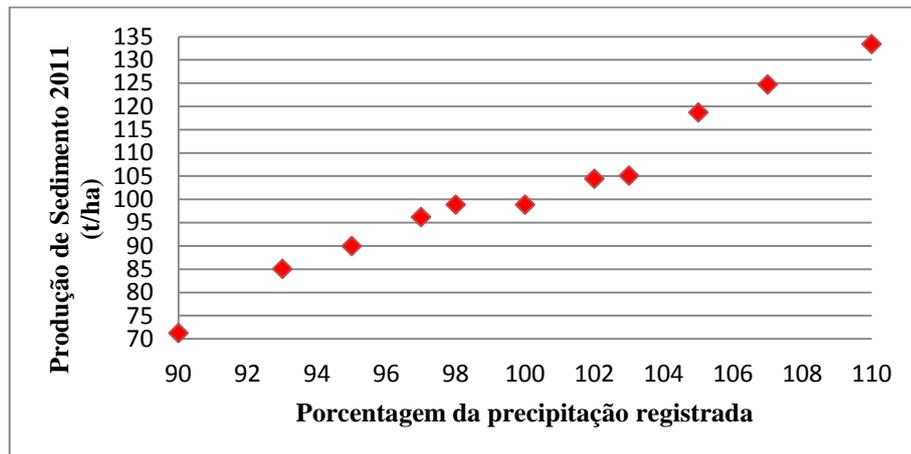


Figura D15 - Relação da porcentagem do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,3 mm.

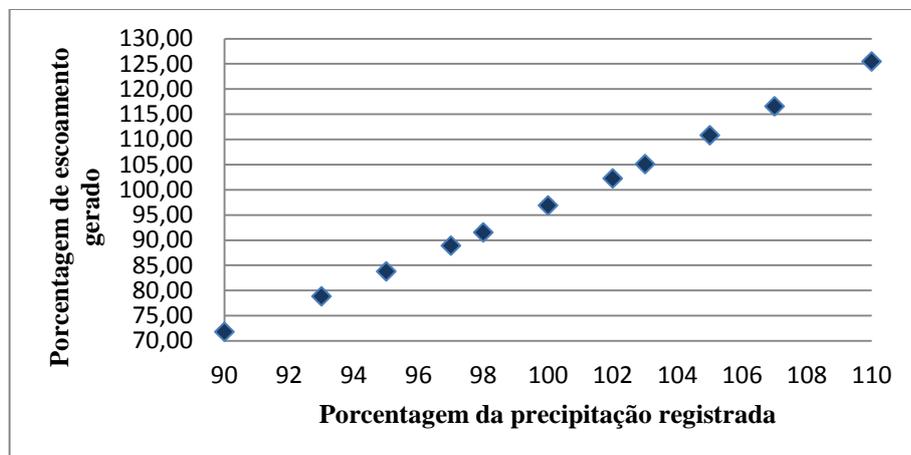


Figura D16 - Relação da produção de sedimento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,3 mm.

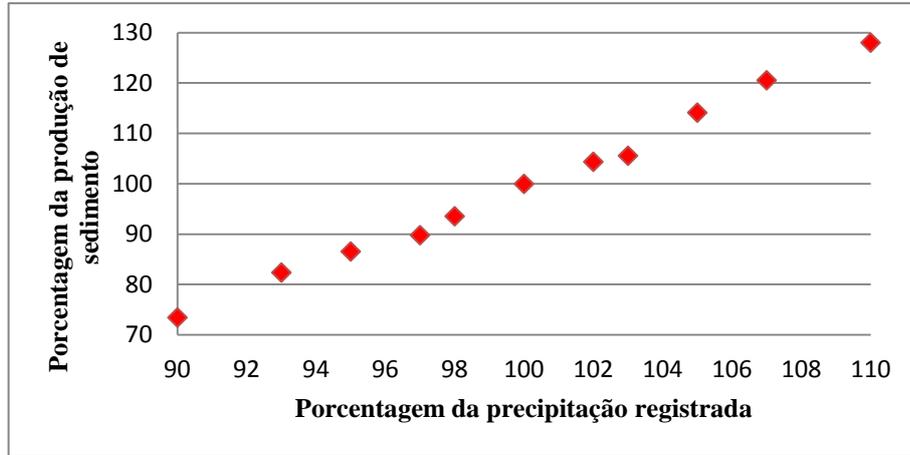


Figura D17 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

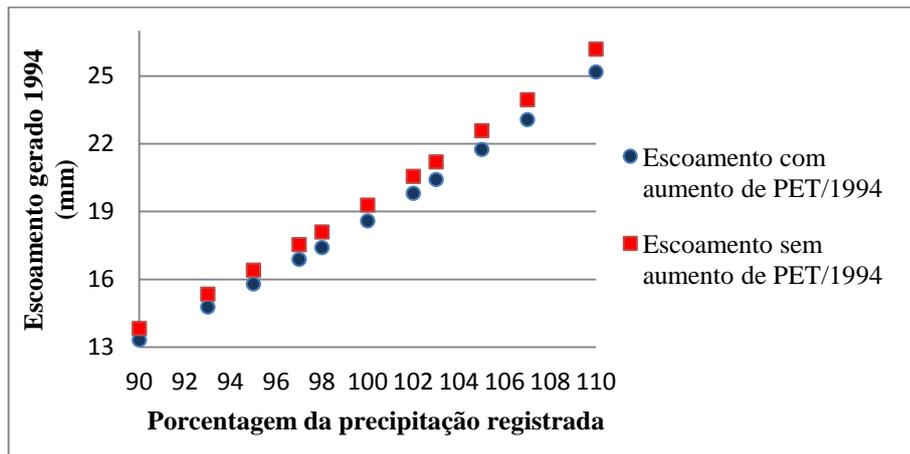


Figura D18 - Relação do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994, com aumento de PET em 0,3 mm.

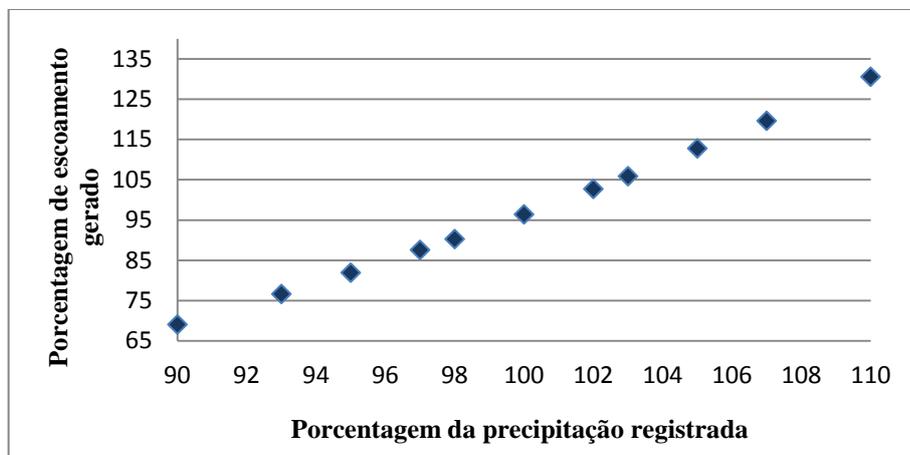


Figura D19 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2007 e a porcentagem de precipitação registrada.

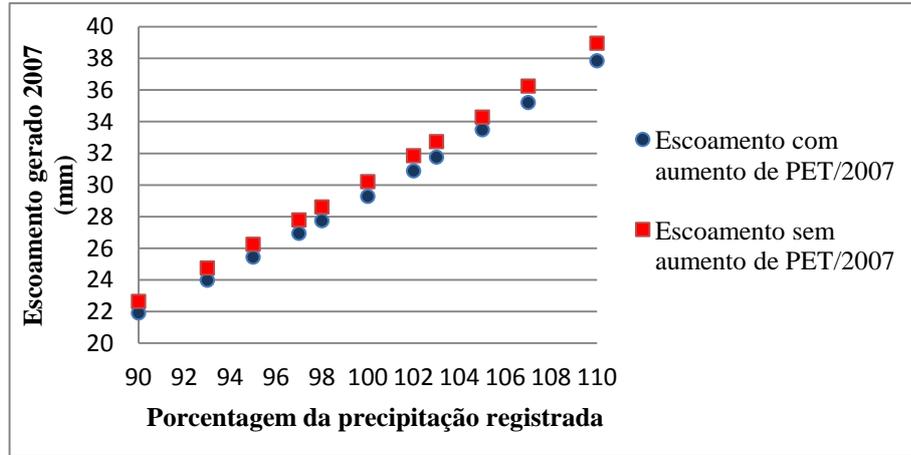


Figura D20 - Relação do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007, com aumento de PET em 0,3 mm.

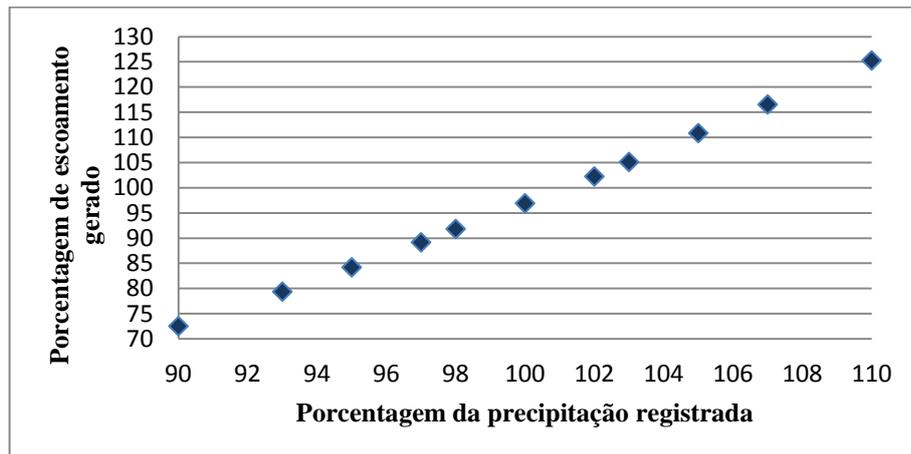


Figura D21 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2011 e a porcentagem de precipitação registrada.

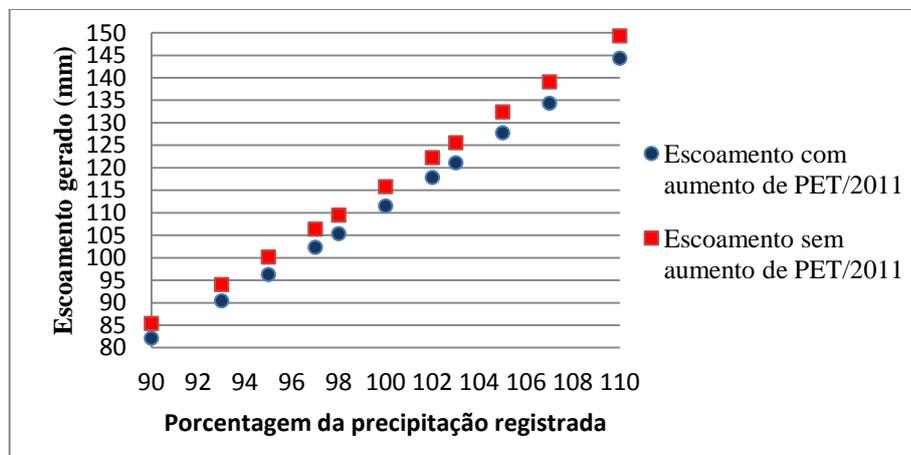


Figura D22- Relação do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011, com aumento de PET em 0,3 mm.

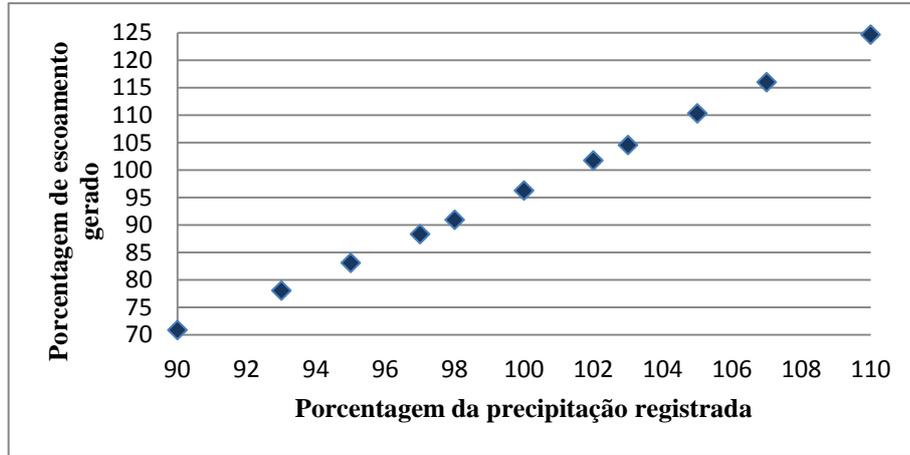


Figura D23 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

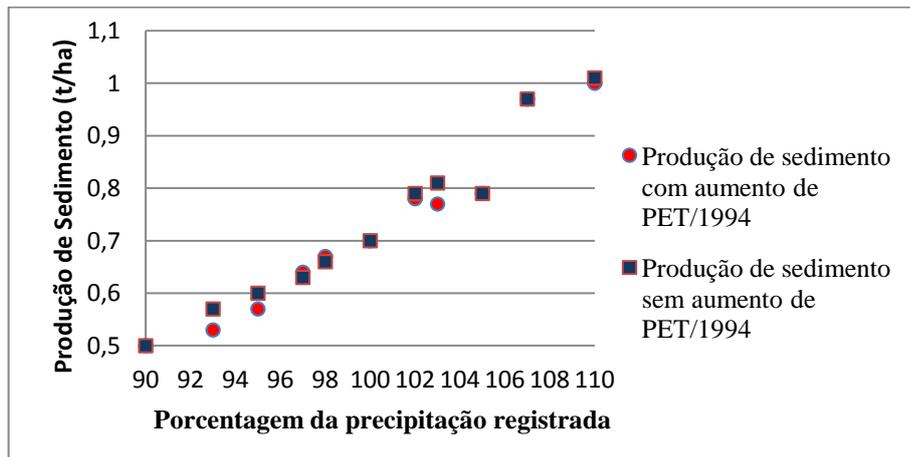


Figura D24 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994 com aumento de PET em 0,3 mm.

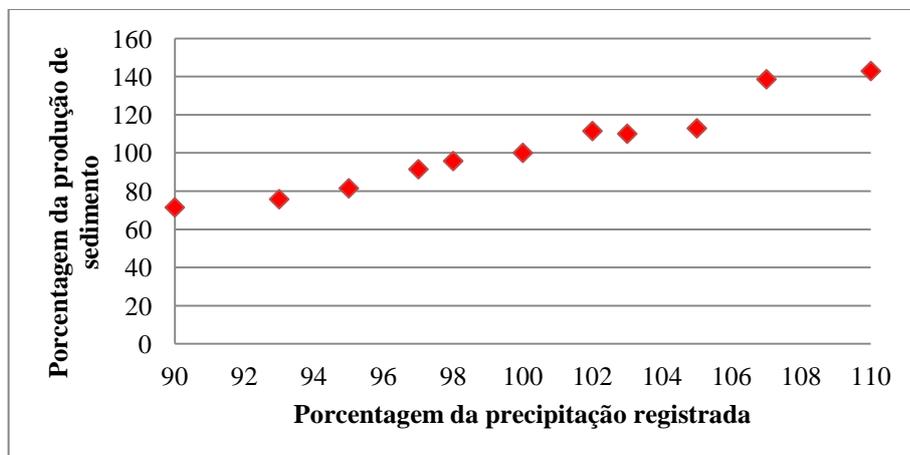


Figura D25 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2007 e a porcentagem de precipitação registrada.

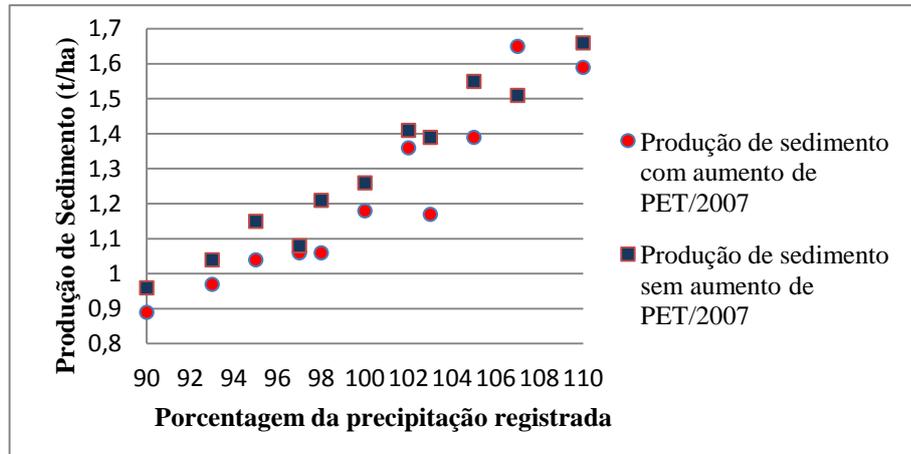


Figura D26 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007 com aumento de PET em 0,3 mm.

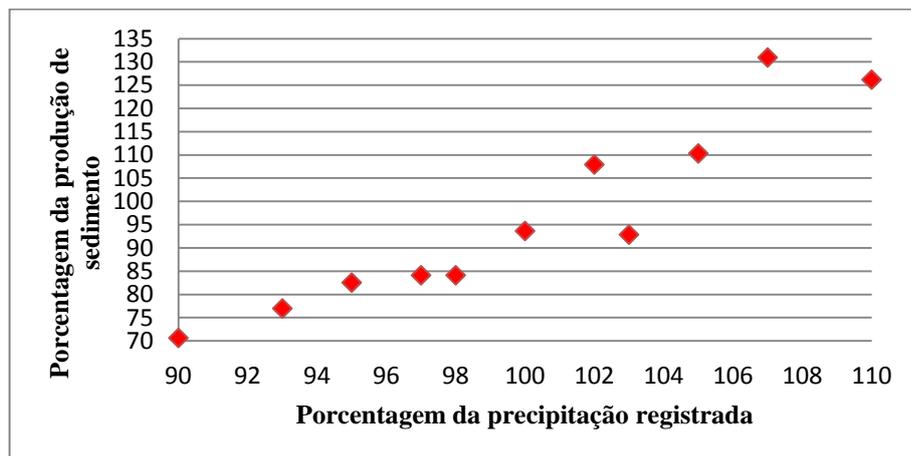


Figura D27 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,3 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2011 e a porcentagem de precipitação registrada.

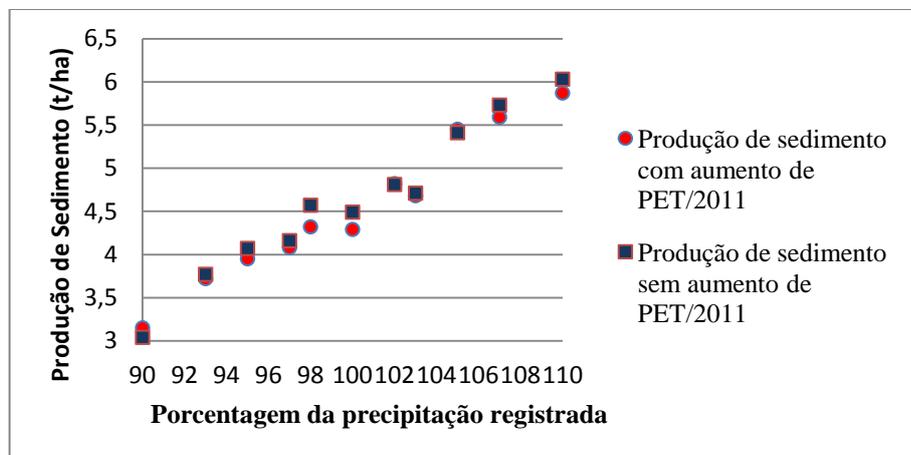


Figura D28 - Relação da produção de sedimento frente à percentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011 com aumento de PET em 0,3 mm.

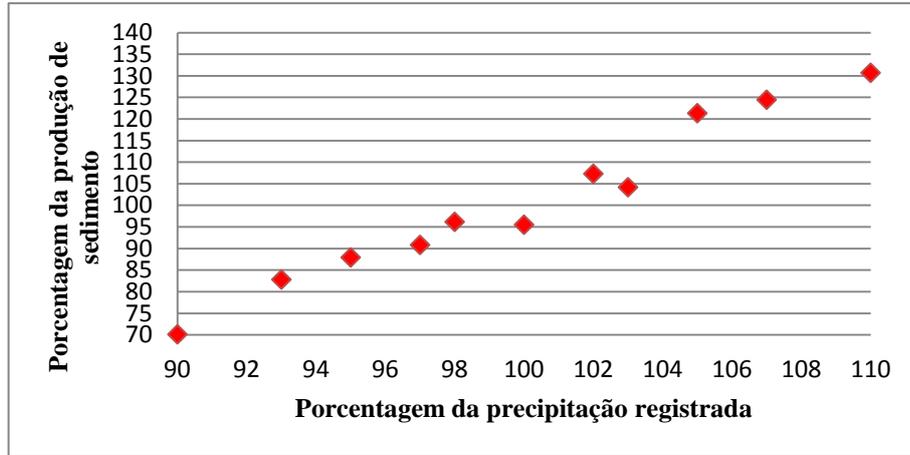


Figura D29 - Relação da percentagem do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,5 mm.

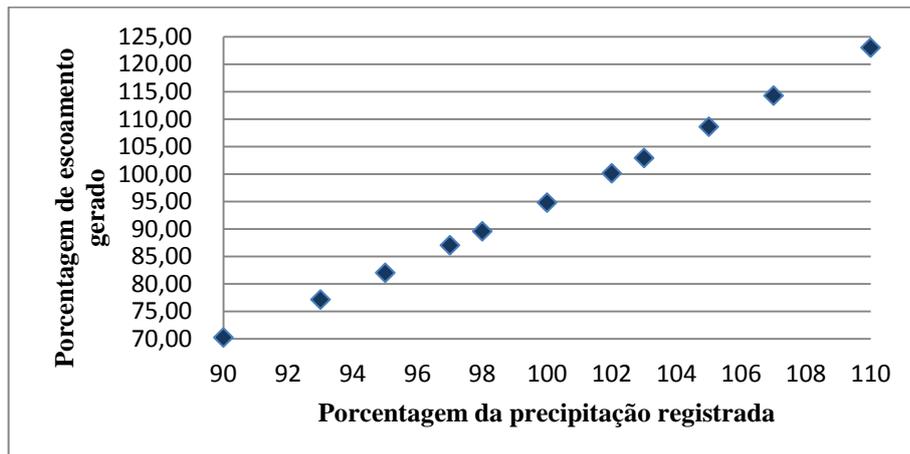


Figura D30 - Relação da produção de sedimento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação com aumento de PET em 0,5 mm.

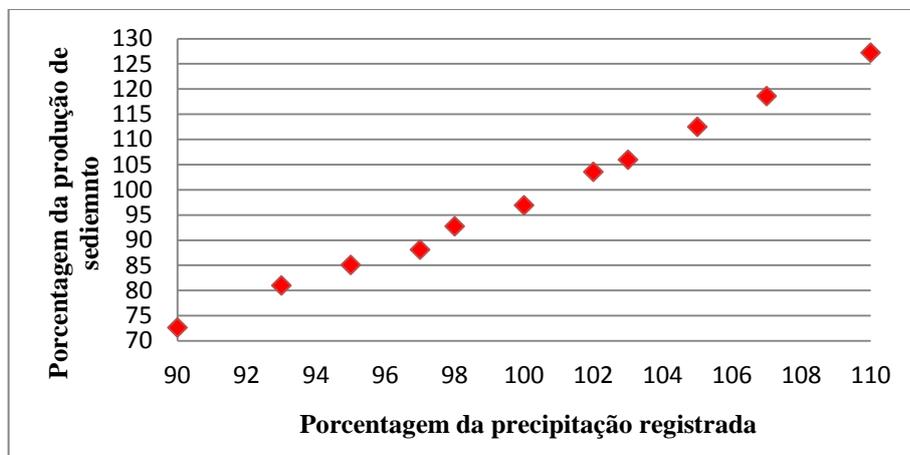


Figura D31 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

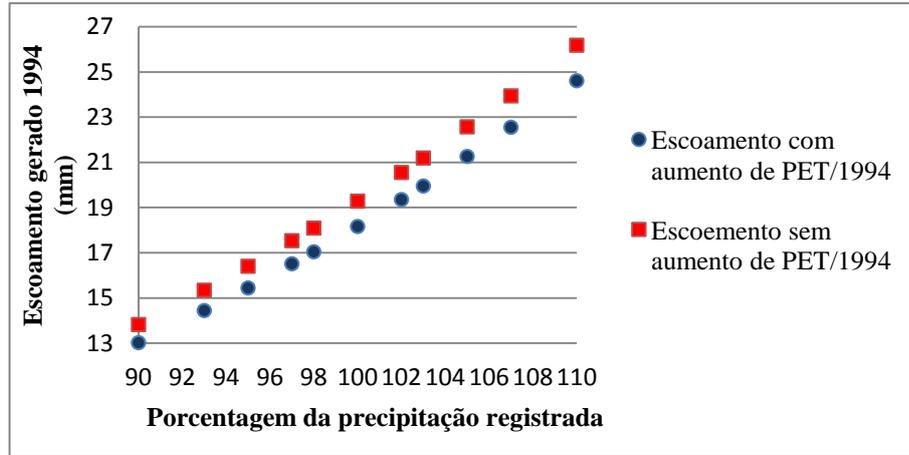


Figura D32 - Relação do escoamento gerado frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994, com aumento de PET em 0,5 mm.

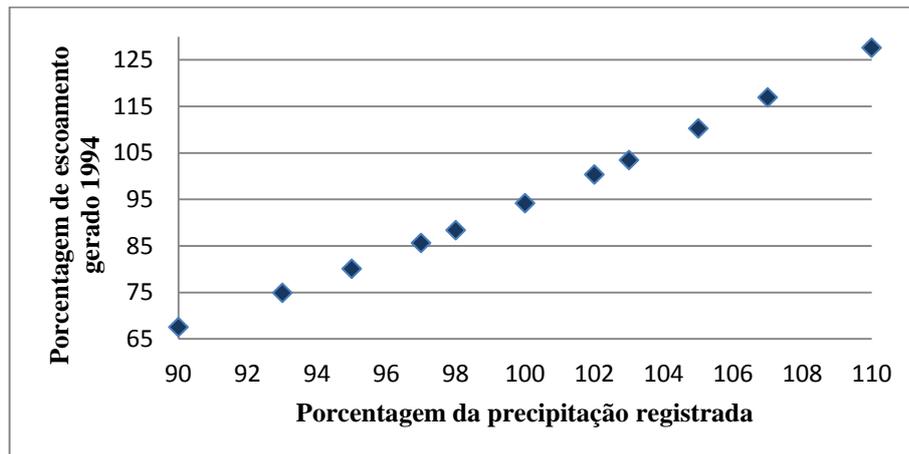


Figura D33 -Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2007 e a porcentagem de precipitação registrada.

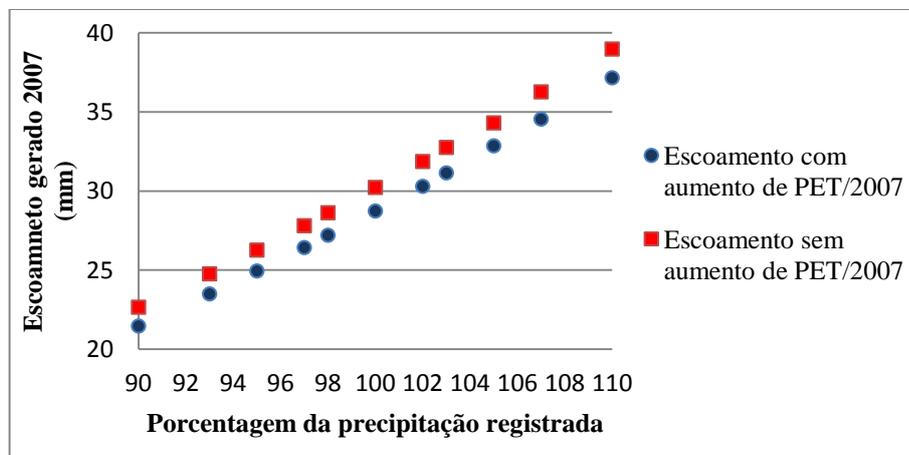


Figura D34 - Relação do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007, com aumento de PET em 0,5 mm.

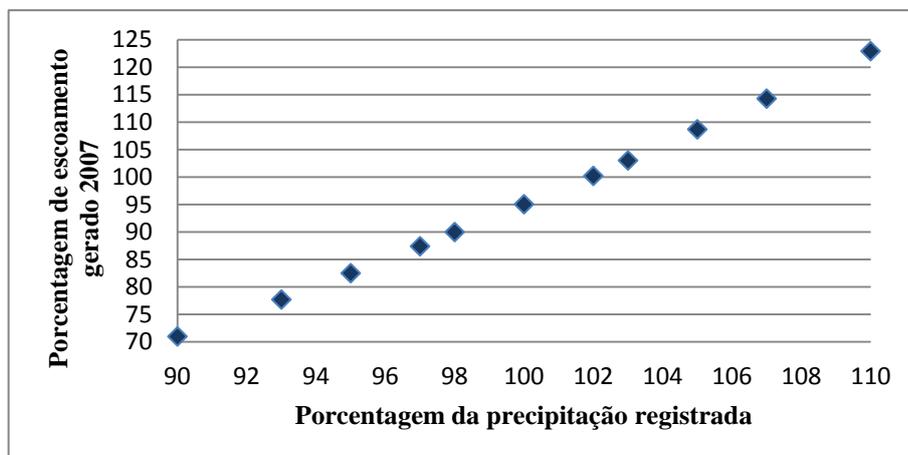


Figura D35 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação de escoamento gerado ano de 2011 e a percentagem de precipitação registrada.

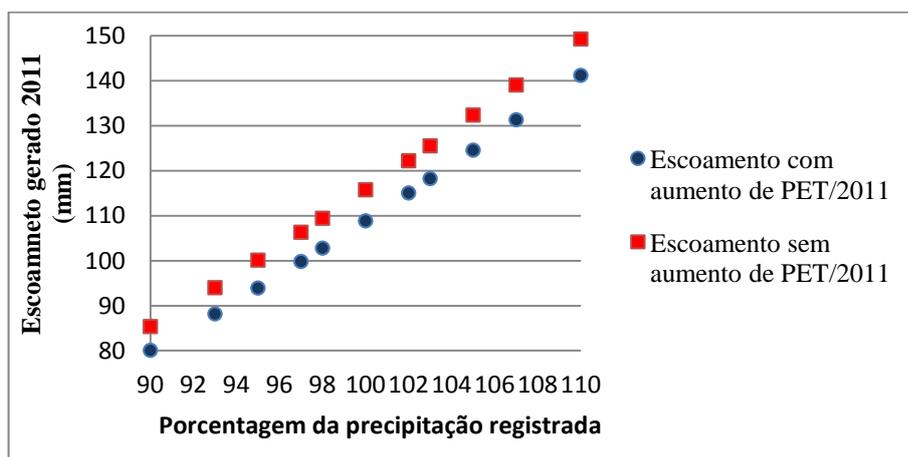


Figura D36 - Relação do escoamento gerado frente à percentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011, com aumento de PET em 0,5 mm.

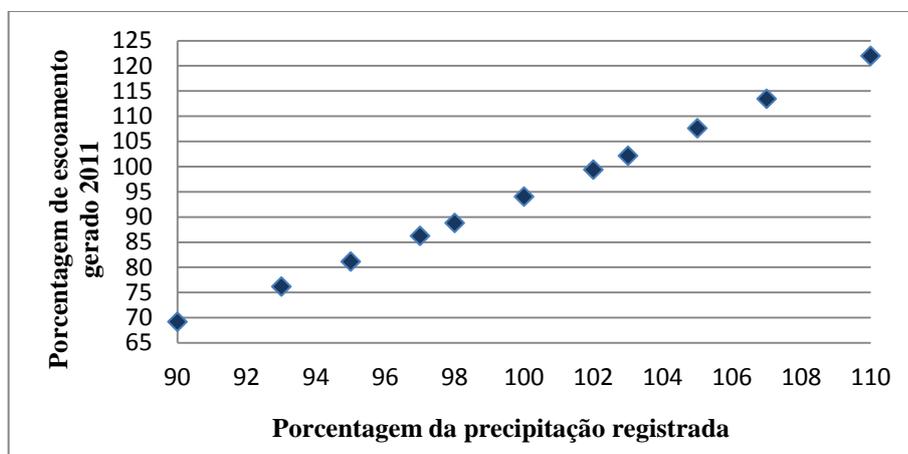


Figura D37 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 1994 e a porcentagem de precipitação registrada.

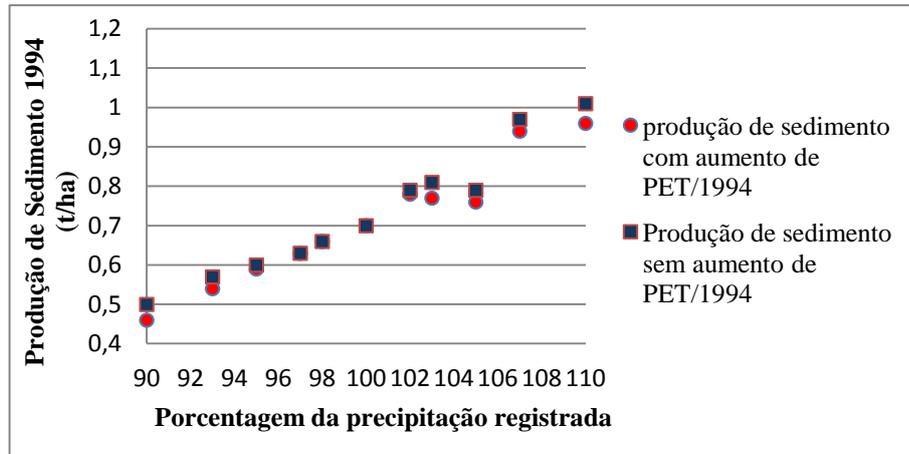


Figura D38 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 1994 com aumento de PET em 0,5 mm.

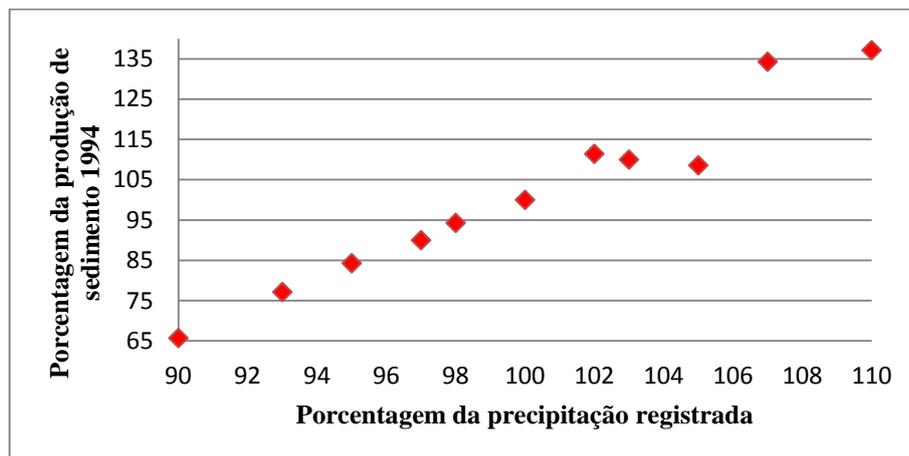


Figura D39- Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2007 e a porcentagem de precipitação registrada.

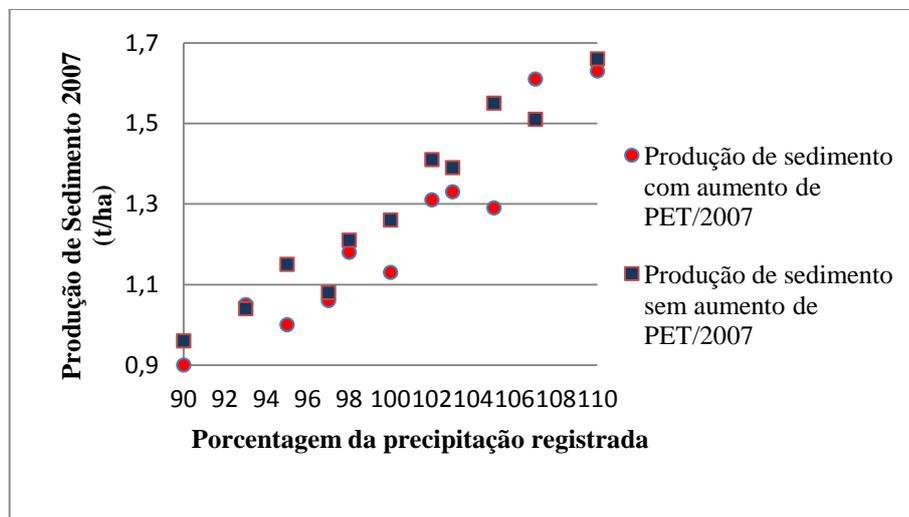


Figura D40 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2007 com aumento de PET em 0,5 mm.

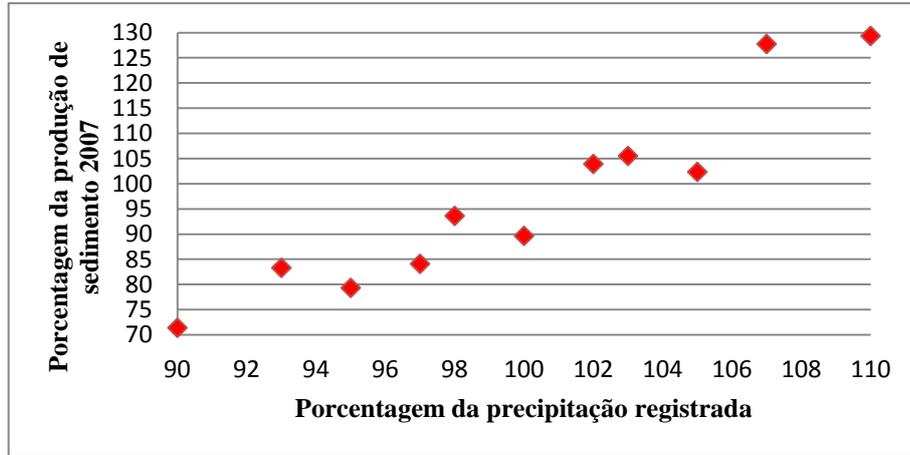


Figura D41 - Comparação entre simulação com aumento de PET em 0,5 mm e sem aumento de PET, relação da produção de sedimento ano de 2011 e a porcentagem de precipitação registrada.

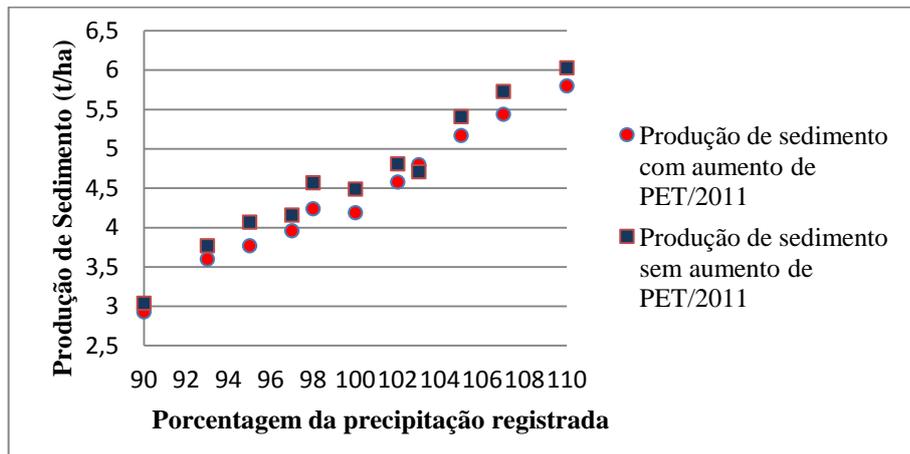
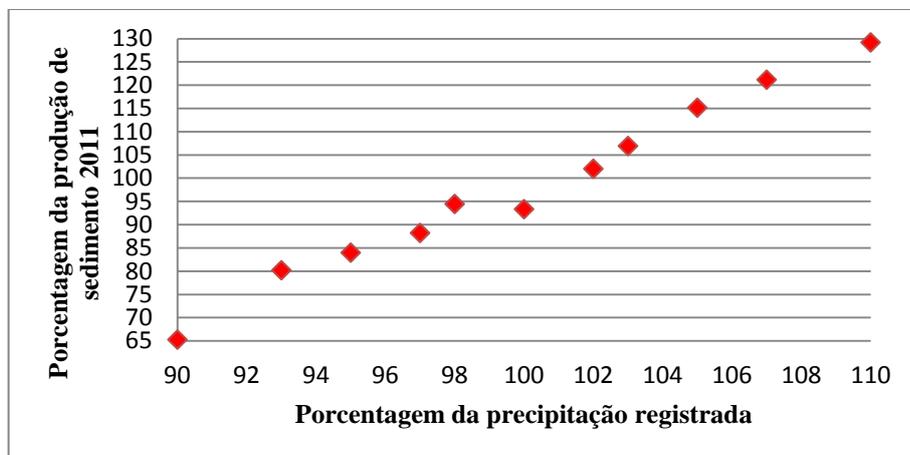


Figura D42 - Relação da produção de sedimento frente à porcentagem da precipitação registrada, simulação para o ano de 2011 com aumento de PET em 0,5 mm.



Apêndice E

Tabela E1 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 1990

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	73,11	12,97	0,21	12,89	41,96	0,62	185,93
2	65,00	9,21	0,24	9,55	44,86	0,54	154,07
3	110,60	19,24	0,28	18,99	63,14	1,10	155,09
4	84,36	10,21	0,25	10,80	69,80	0,52	150,00
5	70,24	7,45	0,21	8,00	61,75	0,40	155,00
6	52,74	2,87	0,15	2,99	45,14	0,16	120,18
7	30,80	0,67	0,11	0,89	37,35	0,04	124,00
8	14,54	0,10	0,05	0,16	18,40	0,01	124,00
9	4,79	0,08	0,03	0,11	5,62	0,01	134,91
10	7,51	0,94	0,03	0,93	4,83	0,03	139,50
11	6,90	0,36	0,03	0,41	6,17	0,02	149,91
12	24,29	1,82	0,07	1,84	16,36	0,06	170,41

Tabela E2 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 2002

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	73,11	13,03	0,21	12,96	42,02	0,65	185,93
2	65,00	9,71	0,24	10,03	44,70	0,62	154,07
3	110,60	19,26	0,28	19,07	62,95	1,19	155,09
4	84,36	9,89	0,25	10,46	69,75	0,53	150,00
5	70,24	7,69	0,21	8,21	61,75	0,47	155,00
6	52,74	2,70	0,15	2,83	45,08	0,17	120,18
7	30,80	0,67	0,11	0,87	37,53	0,05	124,00
8	14,54	0,10	0,05	0,16	18,54	0,01	124,00
9	4,79	0,10	0,03	0,13	5,55	0,01	134,91
10	7,51	1,04	0,03	1,02	4,79	0,04	139,50
11	6,90	0,36	0,03	0,41	6,16	0,02	149,91
12	24,29	1,68	0,07	1,71	16,40	0,07	170,41

Tabela E3 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 2013

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	73,11	10,01	0,24	10,20	42,69	0,42	185,93
2	65,00	6,68	0,27	6,96	46,00	0,36	154,07
3	110,60	14,05	0,32	14,22	65,41	0,71	155,09
4	84,36	7,18	0,28	7,51	72,35	0,30	150,00
5	70,24	5,21	0,24	5,58	63,40	0,21	155,00
6	52,74	1,71	0,17	1,86	45,85	0,07	120,18
7	30,80	0,30	0,12	0,44	38,40	0,02	124,00
8	14,54	0,04	0,05	0,09	18,62	0,00	124,00
9	4,79	0,03	0,03	0,06	5,66	0,00	134,91
10	7,51	0,72	0,03	0,74	4,92	0,02	139,50
11	6,90	0,19	0,03	0,23	6,26	0,01	149,91
12	24,29	1,10	0,07	1,16	16,58	0,03	170,41

Tabela E4 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 1990, período de 1994 a 2001

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	44,03	3,44	0,14	3,62	38,86	0,22	186,00
2	47,49	5,39	0,17	5,48	33,43	0,34	154,00
3	119,56	17,80	0,29	17,80	69,31	1,05	155,00
4	79,75	8,31	0,22	8,50	69,79	0,43	150,00
5	52,13	1,95	0,15	2,47	56,87	0,10	155,00
6	43,72	2,30	0,11	2,29	35,38	0,10	120,00
7	37,18	0,95	0,11	1,21	41,57	0,06	124,00
8	17,93	0,09	0,05	0,14	21,06	0,01	124,00
9	8,62	0,21	0,03	0,24	8,53	0,02	135,00
10	4,11	0,00	0,02	0,03	4,37	0,00	139,50
11	9,81	0,66	0,03	0,66	5,86	0,04	150,00
12	24,52	1,67	0,06	1,69	16,80	0,06	170,50

Tabela E5 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 2002, período de 2002 a 2012

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	111,15	23,64	0,31	23,35	51,94	1,17	185,91
2	91,44	14,67	0,35	15,26	62,53	0,84	159,59
3	119,03	23,58	0,32	23,28	66,84	1,44	155,09
4	83,22	10,51	0,27	11,38	70,48	0,61	150,00
5	91,42	13,26	0,28	13,88	70,41	0,85	155,00
6	66,40	3,87	0,20	4,05	55,21	0,26	120,18
7	24,00	0,64	0,12	0,86	33,97	0,05	124,00
8	13,01	0,07	0,06	0,13	17,96	0,00	124,00
9	2,41	0,00	0,03	0,03	3,56	0,00	134,91
10	9,22	1,98	0,03	1,93	3,79	0,16	139,50
11	2,27	0,00	0,03	0,11	4,57	0,00	149,91
12	21,02	1,53	0,07	1,57	14,37	0,10	170,41

Tabela E6 - Resumo das médias mensais para o mapa de uso do solo de 2013, período de 2013 a 2015

Mês	Precipitação total mensal (mm)	Escoamento Superficial (mm)	Fluxo lateral (mm)	Água que alcança o canal no trecho (mm)	Evapotranspiração (mm)	Aporte de Sedimentos (t/ha)	Evapotranspiração Potencial (mm)
1	11,22	0,05	0,06	0,11	14,06	0,00	185,83
2	25,91	2,04	0,08	2,12	18,28	0,14	154,17
3	55,78	5,00	0,11	4,98	33,22	0,33	155,33
4	100,82	9,66	0,25	9,96	69,85	0,31	150,00
5	40,89	0,87	0,15	1,08	43,23	0,05	155,00
6	26,72	0,03	0,08	0,15	35,35	0,00	120,67
7	38,74	0,07	0,05	0,12	40,48	0,00	124,00
8	11,10	0,07	0,03	0,10	13,48	0,00	124,00
9	3,26	0,00	0,02	0,02	4,54	0,00	134,67
10	10,29	0,09	0,02	0,11	9,93	0,01	139,50
11	15,25	0,49	0,04	0,53	12,03	0,02	149,67
12	35,69	1,44	0,09	1,52	22,65	0,05	170,17

Tabela E7 –Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 1990

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	545,4 mm
Escoamento	65,99mm
Revap	61,26 mm
Recarga	61,36 mm
Produção de Água	67,64 mm
Produção Sedimento	33,514 t/há
Evaporação Real	415,7 mm
Evaporação Potencial	1764,2 mm

Tabela E8 –Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 1990, período de 1994 a 2001

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	489,3 mm
Escoamento	42,82 mm
Revap	42,58 mm
Recarga	42,58 mm
Produção de Água	44,18 mm
Produção Sedimento	2,440 t/há
Evaporação Real	402,1 mm
Evaporação Potencial	1764,4 mm

Tabela E9 –Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 2002

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	545,4 mm
Escoamento	66,30 mm
Revap	61,05 mm
Recarga	61,16 mm
Produção de Água	67,95 mm
Produção Sedimento	3,828 t/há
Evaporação Real	415,6 mm
Evaporação Potencial	1764,5 mm

Tabela E10 – Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 2002, período de 2002 a 2012

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	632,3 mm
Escoamento	93,39 mm
Revap	83,12 mm
Recarga	83,12 mm
Produção de Água	95,45 mm
Produção Sedimento	5,451 t/há
Evaporação Real	454,1 mm
Evaporação Potencial	1764,5 mm

Tabela E11 – Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 2013

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	545,4 mm
Escoamento	47,27 mm
Revap	68,98 mm
Recarga	69,09 mm
Produção de Água	49,01 mm
Produção Sedimento	2,163 t/há
Evaporação Real	426,5 mm
Evaporação Potencial	1764,2 mm

Tabela E12 – Média anual dos principais resultados utilizando o mapa de uso de 2013, período de 2013 a 2015

Parâmetro	Valores (média anual)
Precipitação	375,7 mm
Escoamento	19,82 mm
Revap	31,29 mm
Recarga	32,10 mm
Produção de Água	20,79 mm
Produção Sedimento	0,924 t/há
Evaporação Real	317,1 mm
Evaporação Potencial	1763,0 mm

Tabela E 13 – Características predominantes para cada sub-bacia, mapa de uso de 1990.

Sub-bacias	Uso e ocupação do solo predominante	Tipo de solo predominante	Declividade predominante	Área total
Sub-bacia 1	Vegetação Arbustiva Aberta (566,15 ha)	Bruno não cálcico (1252,78 ha)	5-10 (658,51 ha)	1819,42 ha
Sub-bacia 2	Vegetação Arbustiva Aberta (122,10 ha)	Bruno não cálcico (358,28 ha)	5-10 (213,21 ha)	564,73 ha
Sub-bacia 3	Solo Exposto (609,62 ha)	Bruno não cálcico (1513,65 ha)	5-10 (570,63 ha)	1549,78 ha
Sub-bacia 4	Solo Exposto (430,72 ha)	Bruno não cálcico (964,56 ha)	5-10 (508,21 ha)	1468,38 ha
Sub-bacia 5	Solo Exposto (1214,47 ha)	Solos litólicos eutróficos (745,63 ha)	5-10 (672,43 ha)	1775,57 ha
Sub-bacia 6	Vegetação Arbórea Esparsa (320,82 ha)	Bruno não cálcico (598,08 ha)	5-10 (305,67 ha)	796,43 ha
Sub-bacia 7	Vegetação Arbórea Esparsa (319,87 ha)	Bruno não cálcico (707,50 ha)	5-10 (412,89 ha)	1199,41 ha
Sub-bacia 8	Solo Exposto (519,83 ha)	Solos litólicos eutróficos (781,37 ha)	5-10 (334,45 ha)	1117,20 ha
Sub-bacia 9	Solo Exposto (351,61 ha)	Solos litólicos eutróficos (610,86 ha)	5-10 (258,11 ha)	887,83 ha
Sub-bacia 10	Vegetação Arbórea Esparsa	Solos litólicos eutróficos (781,37 ha)	5-10 (334,45 ha)	1117,20 ha

	(184,14 ha)			
Sub-bacia 11	Vegetação Arbustiva Aberta (464,55,14 ha)	Solos litólicos eutróficos (1498,21 ha)	5-10 (699,02 ha)	1899,67 ha
Sub-bacia 12	Vegetação Arbustiva Aberta (219,98 ha)	Solos litólicos eutróficos (945,21 ha)	5-10 (272,78 ha)	973,04 ha
Sub-bacia 13	Vegetação Arbustiva Aberta (350,94 ha)	Solos litólicos eutróficos (1029,47 ha)	5-10 (384,11 ha)	1029,47 ha
Sub-bacia 14	Solo Exposto (240,66 ha)	Solos litólicos eutróficos (668,71 ha)	5-10 (232,56 ha)	684,15 ha
Sub-bacia 15	Vegetação Arbórea Esparsa (354,66 ha)	Solos litólicos eutróficos (750,30 ha)	5-10 (408,13 ha)	1294,53 ha
Sub-bacia 16	Solo Exposto (933,49 ha)	Vertissol (1106,77 ha)	5-10 (717,51 ha)	2160,73 ha
Sub-bacia 17	Solo Exposto (675,19 ha)	Solos litólicos eutróficos (1274,33 ha)	5-10 (404,79 ha)	1286,62 ha
Sub-bacia 18	Vegetação Arbustiva fechada (214,74 ha)	Solos litólicos eutróficos (709,12 ha)	10-25 (233,52 ha)	776,32 ha
Sub-bacia 19	Vegetação Arbustiva fechada (260,97 ha)	Solos litólicos eutróficos (638,69 ha)	5-10 (244,29 ha)	638,69 ha
Sub-bacia 20	Vegetação Arbórea Rasteira (363,14 ha)	Solos litólicos eutróficos (967,99 ha)	5-10 (371,53 ha)	1126,21 ha
Sub-bacia 21	Vegetação Arbórea	Solos litólicos eutróficos	5-10 (250,67 ha)	1582,95 ha

	Rasteira (462,74 ha)	(1303,4 ha)		
Sub-bacia 22	Vegetação Arbórea Rasteira (290,89 ha)	Vertissol (957,70 ha)	5-10 (355,32 ha)	957,70 ha
Sub-bacia 23	Vegetação Arbustiva Aberta (355,80 ha)	Solos litólicos eutróficos (845,71 ha)	5-10 (482,09 ha)	1467,57 ha
Sub-bacia 24	Vegetação Arbustiva Aberta (301,66 ha)	Solos litólicos eutróficos (1268,42 ha)	2-5 (362,38 ha)	1268,42 ha
Sub-bacia 25	Solo Exposto (310,72 ha)	Vertissol (586,84 ha)	5-10 (250,67 ha)	753,35 ha
Sub-bacia 26	Vegetação Arbustiva Aberta (396,31 ha)	Solos litólicos eutróficos (1434,83 ha)	2-5 (449,87 ha)	1581,80 ha
Sub-bacia 27	Vegetação Arbórea Rasteira (268,59 ha)	Vertissol (517,26 ha)	5-10 (226,84 ha)	652,32 ha
Sub-bacia 28	Vegetação Arbustiva Fechada (237,33 ha)	Solos litólicos eutróficos (623,25 ha)	0-2 (219,89 ha)	939,97 ha
Sub-bacia 29	Vegetação Arbustiva Aberta (191,10 ha)	Vertissol (713,51 ha)	5-10 (240,47 ha)	780,23 ha
Sub-bacia 30	Vegetação Arbórea Rasteira (317,68 ha)	Vertissol (909,09 ha)	10-25 (357,33 ha)	1345,05 ha
Sub-bacia 31	Vegetação Arbustiva Fechada (195,10 ha)	Solos litólicos eutróficos (598,37 ha)	5-10 (236,09 ha)	814,06 ha

Sub-bacia 32	Vegetação Arbustiva Fechada (296,42 ha)	Vertissol (515,16 ha)	10-25 (292,70 ha)	1093,23 ha
Sub-bacia 33	Vegetação Arbustiva Fechada (580,83 ha)	Vertissol (993,54 ha)	10-25 (385,06 ha)	1462,76 ha
Sub-bacia 34	Solo Exposto (258,96 ha)	Solos litólicos eutróficos (616,67 ha)	5-10 (203,59 ha)	674,81 ha
Sub-bacia 35	Solo Exposto (179 ha)	Solos litólicos eutróficos (349,41 ha)	5-10 (155,84 ha)	573,02 ha
Sub-bacia 36	Vegetação Arbustiva Fechada (335,98 ha)	Solos litólicos eutróficos (895,55 ha)	10-25 (291,85 ha)	990,39 ha
Sub-bacia 37	Solo Exposto (430,72 ha)	Solos litólicos eutróficos (851,90 ha)	5-10 (269,92 ha)	854,95 ha
Sub-bacia 38	Solo Exposto (211,97 ha)	Solos litólicos eutróficos (427,86 ha)	10-25 (147,07 ha)	548,81 ha
Sub-bacia 39	Vegetação Arbórea Rasteira (304,05 ha)	Bruno não cálcico (953,41 ha)	5-10 (389,35 ha)	1135,07 ha
Sub-bacia 40	Solo Exposto (662,33 ha)	Vertissol (743,82 ha)	5-10 (372,58 ha)	1191,59 ha
Sub-bacia 41	Solo Exposto (651,70 ha)	Vertissol (996,20 ha)	5-10 (420,71 ha)	1337,90 ha
Sub-bacia 42	Vegetação Arbustiva Fechada (531,37 ha)	Bruno não Cálcico (1343,24 ha)	5-10 (487,05 ha)	1427,87 ha
Sub-bacia 43	Vegetação Arbórea	Solos litólicos eutróficos	10-25 (148,97 ha)	661,28 ha

	Rasteira (153,26 ha)	(354,75 ha)		
Sub-bacia 44	Solo Exposto (100,27 ha)	Solos litólicos eutróficos (103,60 ha)	5-10 (99,89 ha)	1608,68 ha
Sub-bacia 45	Solo Exposto (3,62 ha)	Solos litólicos eutróficos (4,48 ha)	5-10 (1,72 ha)	669,38 ha
Sub-bacia 46	Vegetação Arbórea Esparsa (217,41 ha)	Bruno não cálcico (672,62 ha)	5-10 (252,86 ha)	745,34 ha
Sub-bacia 47	Solo Exposto (665,95 ha)	Vertissol (1207,80 ha)	5-10 (596,18 ha)	1841,62 ha
Sub-bacia 48	Solo Exposto (2783,21 ha)	Solos litólicos eutróficos (3067,82 ha)	5-10 (1446,75 ha)	4710,24 ha
Sub-bacia 49	Vegetação Arbórea Rasteira (313,29 ha)	Vertissol (1029,81 ha)	5-10 (350,49 ha)	1178,35 ha
Sub-bacia 50	Vegetação Arbustiva Fechada (516,31 ha)	Bruno não Cálcico (771,08 ha)	5-10 (256,10 ha)	777,08 ha
Sub-bacia 51	Vegetação Arbustiva Fechada (389,54 ha)	Bruno não Cálcico (1052,25 ha)	5-10 (361,25 ha)	1066,07 ha
Sub-bacia 52	Vegetação Arbustiva Aberta (542,61 ha)	Bruno não Cálcico (1150,90 ha)	5-10 (735,24 ha)	2234,69 ha
Sub-bacia 53	Solo Exposto (352,46 ha)	Solos litólicos eutróficos (782,80 ha)	5-10 (220,46 ha)	782,80 ha
Sub-bacia 54	Solo Exposto (124,95 ha)	Solos litólicos eutróficos (217,22 ha)	5-10 (128,86 ha)	420,90 ha

Sub-bacia 55	Vegetação Arbustiva Fechada (401,26 ha)	Bruno não Cálcico (1432,64 ha)	5-10 (471,99 ha)	1432,64 ha
Sub-bacia 56	Vegetação Arbustiva Aberta (314,53 ha)	Bruno não Cálcico (1289,48 ha)	5-10 (497,91 ha)	1329,51 ha
Sub-bacia 57	Solo Exposto (223,60 ha)	Solos litólicos eutróficos (527,65 ha)	> 25 (222,08 ha)	812,25 ha
Sub-bacia 58	Solo Exposto (17,25 ha)	Solos litólicos eutróficos (35,74 ha)	5-10 (12,58 ha)	35,14 ha
Sub-bacia 59	Vegetação Arbórea Esparsa (68,15 ha)	Solos litólicos eutróficos (173,37 ha)	5-10 (59,86 ha)	173,37 ha
Sub-bacia 60	Solo Exposto (59,38 ha)	Solos litólicos eutróficos (150,12 ha)	5-10 (68,53 ha)	167,84 ha
Sub-bacia 61	Solo Exposto (377,53 ha)	Vertissol (844,28 ha)	5-10 (458,83 ha)	1330,18 ha
Sub-bacia 62	Vegetação Arbórea Rasteira (190,53 ha)	Solos litólicos eutróficos (512,59 ha)	5-10 (174,53 ha)	612,48 ha
Sub-bacia 63	Vegetação Arbustiva Fechada (574,92 ha)	Solos litólicos eutróficos (1547,59 ha)	5-10 (562,70 ha)	1686,93 ha
Sub-bacia 64	Vegetação Arbórea Rasteira (9,05 ha)	Solos litólicos eutróficos (33,65 ha)	10-25 (15,15 ha)	33,65 ha
Sub-bacia 65	Solo Exposto (164,79 ha)	Solos litólicos eutróficos (246,95 ha)	5-10 (172,71 ha)	472,75 ha

Sub-bacia 66	Vegetação Arbórea Rasteira (26,40 ha)	Vertissol (99,22 ha)	0-2 (29,07 ha)	103,80 ha
Sub-bacia 67	Vegetação Arbórea Rasteira (182,71 ha)	Solos Aluviais (349,41 ha)	5-10 (150,59 ha)	469,89 ha
Sub-bacia 68	Solo Exposto (41,46 ha)	Solos litólicos eutróficos (110,75 ha)	0-2 (46,99 ha)	110,75 ha
Sub-bacia 69	Solo Exposto (84,26 ha)	Vertissol (163,56 ha)	5-10 (133,44 ha)	374,58 ha
Sub-bacia 70	Solo Exposto (304,71 ha)	Vertissol (1059,01 ha)	5-10 (365,33 ha)	1059,01 ha
Sub-bacia 71	Vegetação Arbórea Rasteira (11,53 ha)	Solos Aluviais (38,70 ha)	2-5 (11,34 ha)	38,70 ha
Sub-bacia 72	Vegetação Arbórea Rasteira (157,17 ha)	Vertissol (461,41 ha)	5-10 (168,70 ha)	567,49 ha
Sub-bacia 73	Solo Exposto (168,04 ha)	Vertissol (221,70 ha)	5-10 (180,81 ha)	566,54 ha
Sub-bacia 74	Solo Exposto (82,54 ha)	Solos litólicos eutróficos (231,51 ha)	5-10 (84,73 ha)	231,51 ha
Sub-bacia 75	Vegetação Arbustiva Aberta (326,64 ha)	Vertissol (1409,86 ha)	10-25 (397,55 ha)	1415,20 ha
Sub-bacia 76	Solo Exposto (1008,21 ha)	Solos litólicos eutróficos (1583,04 ha)	5-10 (739,34 ha)	2558,66 ha
Sub-bacia 77	Vegetação Arbórea Exparsa (26,50 ha)	Solos litólicos eutróficos (69,96 ha)	5-10 (24,88 ha)	69,96 ha

Sub-bacia 78	Vegetação Arbórea Rasteira (103,99 ha)	Vertissol (333,31 ha)	5-10 (103,89 ha)	333,31 ha
Sub-bacia 79	Solo Exposto (567,78 ha)	Solos litólicos eutróficos (1926,07 ha)	5-10 (858,78 ha)	2480,31 ha
Sub-bacia 80	Solo Exposto (133,72 ha)	Vertissol (193,48 ha)	10-25 (105,89 ha)	341,89 ha
Sub-bacia 81	Vegetação Arbórea Rasteira (116,85 ha)	Vertissol (241,90 ha)	5-10 (109,42 ha)	367,33 ha
Sub-bacia 82	Vegetação Arbustiva Aberta (125,24 ha)	Solos Aluviais (191,58 ha)	10-25 (94,93 ha)	331,02 ha
Sub-bacia 83	Solo Exposto (235,14 ha)	Solos litólicos eutróficos (939,30 ha)	2-5 (319,68 ha)	996,78 ha
Sub-bacia 84	Vegetação Arbustiva Fechada (36,89 ha)	Solos litólicos eutróficos (169,75 ha)	0-2 (79,49 ha)	168,99 ha
Sub-bacia 85	Solo Exposto (82,45 ha)	Solos Aluviais (91,98 ha)	10-25 (48,90 ha)	200,16 ha
Sub-bacia 86	Solo Exposto (62,91 ha)	Bruno não cálcico (117,04 ha)	0-2 (37,55 ha)	117,04 ha
Sub-bacia 87	Solo Exposto (147,35 ha)	Bruno não cálcico (326,44 ha)	10-25 (106,75 ha)	381,06 ha
Sub-bacia 88	Solo Exposto (94,84 ha)	Bruno não cálcico (274,02 ha)	10-25 (110,18 ha)	396,12 ha
Sub-bacia 89	Solo Exposto (286,51 ha)	Vertissol (390,02 ha)	5-10 (259,63 ha)	804,25 ha

Sub-bacia 90	Solo Exposto (328,64 ha)	Vertissol (439,20 ha)	5-10 (178,33 ha)	642,79 ha
Sub-bacia 91	Vegetação Arbustiva Fechada (133,82 ha)	Solos Aluviais (270,78 ha)	10-25 (144,68 ha)	436,24 ha
Sub-bacia 92	Solo Exposto (320,34 ha)	Vertissol (298,04 ha)	5-10 (157,74 ha)	593,99 ha
Sub-bacia 93	Solo Exposto (599,13 ha)	Solos litólicos eutróficos (753,73 ha)	5-10 (360,09 ha)	1198,84 ha
Sub-bacia 94	Solo Exposto (1,43 ha)	Solos litólicos eutróficos (2,10 ha)	0-2 (1,33 ha)	2,10 ha
Sub-bacia 95	Solo Exposto (876,87 ha)	Solos litólicos eutróficos (811,97 ha)	5-10 (533,18 ha)	1745,74 ha
Sub-bacia 96	Solo Exposto (430,62 ha)	Solos Aluviais (293,09 ha)	5-10 (221,70 ha)	705,79 ha
Sub-bacia 97	Solo Exposto (29,64 ha)	Solos litólicos eutróficos (80,25 ha)	0-2 (31,07 ha)	80,25 ha
Sub-bacia 98	Solo Exposto (36,89 ha)	Solos litólicos eutróficos (83,86 ha)	0-2 (24,88 ha)	83,68 ha
Sub-bacia 99	Solo Exposto (337,31 ha)	Solos litólicos eutróficos (734,67 ha)	10-25 (209,59 ha)	734,67 ha
Sub-bacia 100	Solo Exposto (432,43 ha)	Solos litólicos eutróficos (756,21 ha)	0-2 (237,71 ha)	821,21 ha
Sub-bacia 101	Solo Exposto (49,18 ha)	Solos litólicos eutróficos (68,62 ha)	0-2 (34,31 ha)	69,10 ha
Sub-bacia 102	Vegetação Arbustiva Fechada (55,28 ha)	Solos litólicos eutróficos (154,22 ha)	10-25 (51,95 ha)	213,12 ha

Sub-bacia 103	Solo Exposto (0,86 ha)	Solos litólicos eutróficos (2,48 ha)	0-2 (1,62 ha)	156,41 ha
---------------	---------------------------	--	------------------	-----------
