



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

JOSÉ RIBEIRO DE ARAÚJO NETO

**IMPACTO DE ALTERAÇÕES FÍSICO-CLIMÁTICAS SOBRE A RESPOSTA
HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEMIÁRIDA: USO DO MODELO
SWAT - SOIL AND WATER ASSESSEMENT TOOL**

FORTALEZA
2017

JOSÉ RIBEIRO DE ARAÚJO NETO

IMPACTO DE ALTERAÇÕES FÍSICO-CLIMÁTICAS SOBRE A RESPOSTA
HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEMIÁRIDA: USO DO MODELO
SWAT - SOIL AND WATER ASSESSEMENT TOOL

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros

Coorientadora: Profa. Ph. D. Maria João Simas Guerreiro

FORTALEZA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A689i Araújo Neto, José Ribeiro de.
Impacto de alterações físico-climáticas sobre a resposta hidrossedimentológica de uma bacia semiárida:
uso do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool / José Ribeiro de Araújo Neto. – 2017.
154 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2017.

Orientação: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

Coorientação: Profª. Dra. Maria João Simas Guerreiro.

1. Hidrossedimentologia. 2. Erosão do solo. 3. Modelagem. 4. SWAT. 5. Semiárido. I. Título.

CDD 630

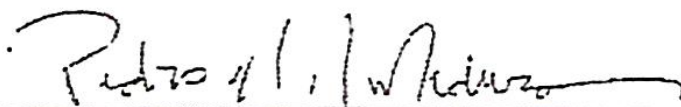
JOSÉ RIBEIRO DE ARAÚJO NETO

**IMPACTO DE ALTERAÇÕES FÍSICO-CLIMÁTICAS SOBRE A RESPOSTA
HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEMIÁRIDA: USO DO MODELO
SWAT - SOIL AND WATER ASSESSEMENT TOOL**

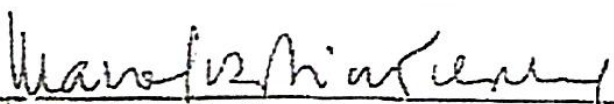
Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 18/12/2017

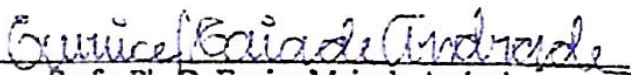
BANCA EXAMINADORA



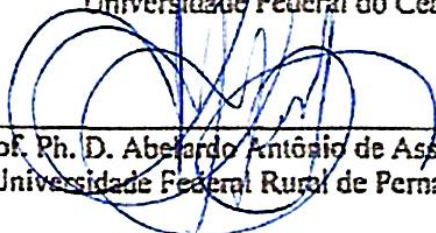
Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros (Orientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus Maracanaú



Prof. Ph. D. Maria João Simas Guerreiro (Coorientadora)
Universidade Fernando Pessoa – UFP



Prof. Ph. D. Eunice Maia de Andrade
Universidade Federal do Ceará – UFC



Prof. Ph. D. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE



Prof. Dra. Ana Célia Maia Meireles
Universidade Federal do Cariri – UFCA

A Deus, por ter me proporcionado força em todos os momentos; Aos meus pais, Antonio Wilson de Araújo (in memoriam) e Maria Cilenir Holanda de Araújo, por estarem sempre presentes na minha vida; Á minha irmã, por toda ajuda e pelo carinho; Á minha namorada, por todo amor e compreensão, Aos meus familiares, em especial minha vizinha, aos parentes e amigos, e a todos os que estiveram ao meu lado durante essa caminhada.

DEDICO

“Cada passo que eu dou, cada noite que eu rezo, eu sinto sua falta, Pai”

AGRADECIMENTOS

A Deus em primeiro lugar, por se fazer presente em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais, Maria Cilenir Holanda e Antônio Wilson de Araújo (*in memoriam*), que são minha fonte de inspiração e motivação diária. À minha irmã, Maria Ciliane Holanda, por toda sua ajuda. À minha namorada pelo amor e compreensão e aos demais membros da família tios, tias primos, primas, avós, em especial minha avó, que sempre apoiam minhas escolhas e me incentivam a lutar por meus objetivos.

À todas as instituições que contribuíram nessa jornada: Universidade Federal do Ceará (UFC), através do Programa de Pós – Graduação em Engenharia Agrícola, Instituto Federal do Ceará, IFCE - campus Iguatu, Universidade Fernando Pessoa – UFP e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

Ao professor Pedro Henrique Augusto Medeiros, mais do que um orientador, por quem tenho enorme respeito e aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – UFC. À professora Maria João Simas Guerreiro por todo apoio e orientação durante a construção dessa pesquisa. Aos demais membros da banca examinadora: professora Eunice Maia de Andrade, professor Abelardo Antônio de Assunção Montenegro, professora Ana Célia Maia Meireles

À professora Helba Araújo de Queiroz Palácio, orientadora da graduação e hoje companheira de Trabalho no IFCE - Campus Iguatu por tudo que já fez por mim e por muitos outros estudantes, sempre estimulando o crescimento profissional e criando oportunidades de vida.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Iguatu que através do Curso Superior de Tecnologia em Irrigação e Drenagem e todos os professores que fazem parte desta instituição. Em especial, ao Laboratório de Água, Solo e Tecidos Vegetais - LABAS, da qual hoje faço parte como servidor, em nome dos servidores que constroem essa casa.

Aos colegas antigos e novos do Grupo de Pesquisa MASSA em UFC/Fortaleza e em IFCE/Iguatu pela amizade que será levada para sempre. Aos amigos da turma de Doutorado em Engenharia Agrícola.

Em especial aos bolsistas de Graduação do curso de Tecnologia em Irrigação e Drenagem – TID do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Iguatu – IFCE, pelo grande companheirismo e apoio logístico a esta pesquisa.

À toda a minha família e a todos que de alguma forma colaboraram para a realização desta pesquisa e na minha formação pessoal e profissional. Muito obrigado!

RESUMO GERAL

ARAÚJO NETO, José Ribeiro de. Universidade Federal do Ceará. Dezembro de 2017. **IMPACTO DE ALTERAÇÕES FÍSICO-CLIMÁTICAS SOBRE A RESPOSTA HIDROSSEDIMENTOLÓGICA DE UMA BACIA SEMIÁRIDA: USO DO MODELO SWAT - SOIL AND WATER ASSESSEMENT TOOL.** Orientador: Pedro Henrique Augusto Medeiros. Coorientadora: Maria João Simas Guerreiro.

Para a previsão dos impactos de ações antrópicas e mudanças climáticas sobre os processos hidrossedimentológicos os modelos distribuídos e de base física têm sido bastante eficazes. Utilizando o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) em uma bacia hidrográfica semiárida e em sub-bacias aninhadas de microescala com diferentes usos do solo, pretendeu-se avaliar nesse estudo os impactos do manejo do solo e de alterações climáticas sobre os fluxos de água e sedimentos. A área de estudo é composta de uma Bacia representativa semiárida Experimental em Iguatu, Ceará (BEI), apresentando 14,72 km² e duas sub-bacias aninhadas a BEI de microescala com áreas variando entre 0,01 a 0,03 km² e com diferentes usos do solo denominados: Floresta Tropical Seca (FTS) – representando a floresta Caatinga e Desmatamento, Queima e Pastagem (DQP). O período de estudo contemplou coletas hidrossedimentológicas entre os anos de 2013 e 2017, perfazendo um total de cinco anos de estudo. Com a aplicação do SWAT verificou-se, pelos índices encontrados, um modelo adequado e apto para simulações hidrossedimentológicas em uma bacia semiárida, com coeficientes de Nash-Sutcliffe (NSE) para a BEI aproximadamente 0,50 para a calibração e superiores a 0,80 para validação. A validação do modelo em estações a montante da seção de calibração mostrou que o modelo também representa de razoável a muito bom os fluxos de água e sedimentos ao longo das escalas de sub-bacias FTS e DQP aninhadas. O modelo SWAT apresentou melhor desempenho de estimativa dos fluxos de água e sedimentos para eventos com precipitação pluviométrica de magnitude igual ou maior que 30 mm, que representam um total de 75,3% dos fluxos hidrossedimentológicos. Os cenários de uso do solo mostraram que a cobertura vegetal com FTS aberta apresentara perdas de água por escoamento superficial e perdas de solo por erosão hídrica ligeiramente menor do que os demais cenários em decorrência do maior estrato herbáceo presente no controle dos processos erosivos. O cenário de uso atual + recuperação da mata ciliar com FTS aberta mostrou ser o mais eficiente em termos de retenção de água e sedimentos na bacia BEI. Os cenários que contemplam a ação antrópica, expansão do uso agrícola ou pastagem são os que provocam maior aumento no escoamento superficial e produção de sedimentos. O aumento da expansão de usos do solo em um cenário hipotético em que toda a bacia BEI encontra-se ocupada por FTS densa provoca um incremento gradual e com tendência linear nas respostas hidrossedimentológicas na bacia. A análise de expansão de uso do solo evidencia que os impactos da preservação são menores do que os impactos causados pelo aumento de atividades de degradação na bacia. Os cenários futuros de mudanças climáticas mostram um resultado preocupante quanto à disponibilidade de recursos hídricos na região semiárida brasileira, verificou-se para o período de simulação (2046-2064) uma redução drástica no escoamento superficial tanto na bacia hidrográfica BEI, como nas sub-bacias aninhadas FTS e DQP, atingindo valores na ordem de 30% a 98% de redução do escoamento superficial para os diferentes modelos avaliados de mudanças climáticas. Tendência similar de redução nos fluxos de sedimentos para os diferentes cenários de mudanças climáticas também foram verificados, tendo em vista que à medida que o escoamento superficial apresenta redução, o transporte de sedimentos também é diretamente reduzido.

Palavras-chave: Hidrosedimentologia. Erosão do solo. Modelagem. SWAT. Semiárido.

ABSTRACT

ARAÚJO NETO, José Ribeiro de. Federal University of Ceara. December 2017. **IMPACT OF PHYSICAL-CLIMATIC CHANGES ON THE HYDROSEDIMENTOLOGIC RESPONSE OF A SEMIARID CATCHMENT: USE OF THE SWAT MODEL - SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL**. Advisor: Pedro Henrique Augusto Medeiros. Co-supervisor: Maria João Simas Guerreiro.

For the prediction of the impacts of anthropic actions and climatic changes on the hydrossedimentological processes the distributed and physically based models have been quite effective. Using SWAT (Soil and Water Assessment Tool) in a semi-arid watershed and nested sub-basins with different soil uses, this study aimed to evaluate the impacts of soil management and climate change on water and sediments. The study area is composed of a representative Semiarid Basin Experimental in Iguatu, Ceará (BEI), presenting 14.72 km² and two micro-scale EIB nested sub-basins with areas ranging from 0.01 to 0.03 km² and with different uses of the soils denominated: Dry Tropical Forest (FTS) - representing the Caatinga Forest and Deforestation, Burning and Pasture (DQP). The study period included hydrossedimentological collections between the years of 2013 and 2017, making a total of five years of study. With the application of SWAT, a suitable model was found suitable for hydrossedimentological simulations in a semi-arid basin, with Nash-Sutcliffe coefficients (NSE) for the EIB approximately 0.50 for the calibration and superior to 0, 80 for validation. The validation of the model at stations upstream of the calibration section showed that the model also represents from reasonable to very good the water and sediment flows along the nested FTS and DQP sub-basin scales. The SWAT model presented better predictive performance of water flows and sediments for events with rainfall of magnitude equal to or greater than 30 mm, representing a total of 75.3% of the hydrossedimentological flows. Soil use scenarios showed that the vegetation cover with open FTS presented water losses due to surface runoff and soil losses due to water erosion slightly lower than the other scenarios due to the higher herbaceous stratum present in the control of erosive processes. The current use + recovery scenario of riparian forest with open FTS was shown to be the most efficient in terms of water retention and sediment in the EIB basin. The scenarios that contemplate anthropic action, expansion of agricultural use or pasture are those that cause greater increase in surface runoff and sediment production. The increase of the land use expansion in a hypothetical scenario in which the whole EIB basin is occupied by dense FTS causes a gradual increase and with a linear tendency in the hydrossedimentological responses in the basin. The analysis of land use expansion shows that the impacts of preservation are less than the impacts caused by the increase of degradation activities in the basin. Future scenarios of climate change show a worrying result regarding the availability of water resources in the Brazilian semi-arid region, a drastic reduction in surface runoff was observed for the simulation period (2046-2064) both in the EIB basin and in the sub- and FTS and DQP nests, reaching values ranging from 30% to 98% of the runoff reduction for the different evaluated models of climate change. Similar trend of reduction in sediment flows for the different scenarios of climate change were also verified, considering that as the runoff presents a reduction, sediment transport is also directly reduced.

Keywords: Hydrossedimentology. Soil erosion. Modeling. SWAT. Semi-arid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil.	24
Figura 2 – Exutório das Sub bacias aninhadas a Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil, associadas a localização em cada tipo de solo.	25
Figura 3 – (a) Seção de monitoramento da bacia hidrográfica representativa (14,72 km ²) localizada na área experimental de Iguatu, Ceará, Brasil e (b) exemplo de um hidrograma para a bacia hidrográfica representativa.	27
Figura 4 – Relação entre a concentração de sólidos suspensos – CSS e a turbidez para a BEI.	28
Figura 5 – (a) Visão geral dos principais componentes das estações hidrosedimentológicas instaladas em cada uma das microbacias experimentais na BEI e (b) exemplo de um hidrograma para a bacia hidrográfica representativa.	30
Figura 6 – (a) Mapa de altitudes e (b) das classes de declividade da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil.	32
Figura 7 – (a) Mapa das unidades geológicas e (b) Mapa das unidades litológicas da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil.	33
Figura 8 – Mapa de solos da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil.	34
Figura 9 – Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil.	36
Figura 10 – Valores médios mensais para o período de 1961 a 2017 no município de Iguatu, Ceará, Brasil das variáveis climáticas: (a) precipitações pluviométricas e evaporação médias, (b) temperaturas máximas, mínimas e média, (c) velocidade dos ventos e (d) umidade relativa.	36
Figura 11 – Distribuição de frequência da precipitação pluviométrica anual para a série histórica relativa ao período 1912 – 2017 no município de Iguatu, Ceará, Brasil.	38
Figura 12 – Fluxograma das etapas de aplicação do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool.	39
Figura 13 - Fluxograma dos processos envolvidos na utilização do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool.	43
Figura 14 – Sub-bacias definidas na etapa inicial de simulação do SWAT - Soil and Water Assessment Tool com a representação dos exutórios monitorados e não monitorados.	44

Figura 15 – Divisão da série histórica de dados de precipitação pluviométrica (2007 – 2017) em anos para aquecimento do modelo SWAT, calibração dos parâmetros e validação do modelo.	52
Figura 16 – Seleção dos períodos para calibração dos parâmetros e validação do modelo SWAT em função da precipitação pluviométrica total para anos de monitoramento 2013-2017	53
Figura 17 – Cenário que considera a atual configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI.	56
Figura 18 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) FTS densa em toda a bacia e (b) Associação da FTS densa na parte alta e expansão antrópica na parte baixa da bacia.	57
Figura 19 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) uso atual associado a recuperação da mata ciliar com FTS densa e (b) uso atual associado a recuperação da mata ciliar com FTS aberta.	58
Figura 20 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) substituição da FTS aberta por agricultura e (b) substituição da FTS aberta por pastagem.	59
Figura 21 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) substituição da FTS aberta por FTS densa e (b) substituição da FTS aberta por FTS conservada.	60
Figura 22 - Cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI variando 0%; 0,3%; 5,1%; 21,2%; 49,3%; 91,4% e 100,0% de ocupação da área da bacia.	62
Figura 23 - Análise de Agrupamento Hierárquico – AHH para os modelos de mudanças climáticas com dados disponíveis na ferramenta Coupled Model Intercomparison Project - Phase 3 (CMIP3) no intervalo plurianual 2046 – 2064 para a bacia BEI.	64
Figura 24 - Escoamento superficial anual e correlação diária dos dados medidos e estimados pelo modelo SWAT entre os anos de 2013 e 2017 para as bacias estudadas BEI, FTS e DQP.	67
Figura 25 – Coeficiente de escoamento superficial anual medido e estimado pelo modelo SWAT para: (a) BEI, (b) FTS e (c) DQP.	69
Figura 26 – Produção de sedimentos anual e correlação diária dos dados medidos e estimados pelo modelo SWAT entre os anos de 2013 e 2017 para as bacias estudadas BEI, FTS e DQP.	70

Figura 27 – Variação do NSE para o escoamento superficial e produção de sedimentos diários nas bacias semiáridas monitoradas BEI, FTS e DQP considerando a modelagem associando a vegetação ao banco de dados do modelo SWAT e posterior modificando parâmetros medidos em campo.	72
Figura 28 – Sensibilidade dos parâmetros gerais do modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.	75
Figura 29 – Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de solo no modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.	77
Figura 30 – Sensibilidade dos parâmetros referentes a classe de uso e ocupação do solo com área urbana no modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.	80
Figura 31 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os períodos de calibração dos parâmetros e validação do modelo.	84
Figura 32 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os períodos de calibração dos parâmetros e validação do modelo.	85
Figura 33 – Relação dos valores diários medidos e estimados pelo modelo SWAT na bacia BEI para o escoamento superficial e a produção de sedimentos entre os anos de 2013 e 2017: (a) dados referentes ao escoamento superficial no período de calibração, (b) dados referentes a produção de sedimentos no período de calibração, (c) dados referentes ao escoamento superficial no período de validação e (d) dados referentes a produção de sedimentos no período de validação.	86
Figura 34 – Variabilidade do escoamento superficial diário medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para o período de validação nas bacias aninhadas: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP.	89
Figura 35 – Índices estatísticos aplicados e relação dos valores diários de escoamento superficial medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017 para: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP.	90

Figura 36 – Variabilidade da produção de sedimentos diária medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para o período de validação nas bacias aninhadas: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP.	92
Figura 37 – Índices estatísticos aplicados e relação dos valores diários de produção de sedimentos medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017 para: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP.	93
Figura 38 – (a) Número de eventos de precipitação pluviométrica na bacia BEI para as duas magnitudes de precipitação pluviométrica avaliadas nesse estudo: $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm, e, (b) valores medidos acumulados de escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia BEI, para cada magnitude de precipitação pluviométrica avaliada nesse estudo: $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm.	94
Figura 39 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm.	96
Figura 40 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm.	96
Figura 41 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm.	98
Figura 42 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm.	98
Figura 43 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, FTS densa em toda bacia e FTS densa + expansão antrópica.	101
Figura 44 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual + FTS aberta na mata ciliar.	103
Figura 45 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, substituição da FTS aberta por agricultura, substituição da FTS aberta por pastagem, substituição da FTS aberta por FTS densa e substituição da FTS aberta FTS conservada.	105

Figura 46 – Características, tendência central, quartis e variabilidade temporal dos valores anuais de escoamento superficial, estimados pelo modelo SWAT para os nove cenários propostos de uso e ocupação do solo para a bacia BEI.	106
Figura 47 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, FTS densa em toda bacia e FTS densa + expansão antrópica.	107
Figura 48 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual + FTS aberta na mata ciliar.	108
Figura 49 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, substituição da FTS abera por agricultura, substituição da FTS abera por pastagem, substituição da FTS abera por FTS densa e substituição da FTS abera FTS conservada.	109
Figura 50 – Características, tendência central, quartis e variabilidade temporal dos valores anuais de produção de sedimentos, estimados pelo modelo SWAT para os nove cenários propostos de uso e ocupação do solo para a bacia BEI.	110
Figura 51 – Escoamento superficial acumulado na bacia FTS (aberta) estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo.	112
Figura 52 – Escoamento superficial acumulado na bacia DQP (Pastagem) estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo.	113
Figura 53 – Produção de sedimentos acumulada na bacia FTS (aberta) estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo.	114
Figura 54 – Produção de sedimentos acumulada na bacia DQP (pastagem) estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo.	114
Figura 55 – Incremento no escoamento superficial no exutório da BEI e relação com a expansão do percentual da área da bacia ocupado por diferentes usos e ocupação do solo: uso antrópico, pastagem e FTS aberta considerando como base a bacia com sua área toda coberta por FTS densa.	117
Figura 56 – Incremento na produção de sedimentos no exutório da BEI e relação com a expansão do percentual da área da bacia ocupado por diferentes usos e ocupação do solo: uso	

antrópico, pastagem e FTS aberta considerando como base a bacia com sua área toda coberta por FTS densa. 119

Figura 57 – Valores acumulados e variabilidade do escoamento superficial estimando pelo modelo SWAT para as bacias BEI, FTS e DQP, no período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais. 122

Figura 58 – Valores acumulados e variabilidade da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para as bacias BEI, FTS e DQP, no período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais. 125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índice de aridez e percentual das regiões hiperárida, árida e semiárida no mundo.	11
Tabela 2 – Associações entre as classes de uso e ocupação do solo da BEI e as categorias de cobertura do solo disponíveis no banco de dados do modelo SWAT.	45
Tabela 3 – Parâmetros modificados para as coberturas do solo RNGB e PAST presentes no banco de dados do modelo SWAT.	46
Tabela 4 – Descrição dos 9 cenários de uso e ocupação do solo propostos para avaliação das simulações hidrossedimentológicas na bacia BEI.	54
Tabela 5 – Descrição dos seis cenários de uso e ocupação do solo propostos para avaliação das simulações hidrossedimentológicas nas bacias aninhadas FTS e DQP.	60
Tabela 6 – Ordem das alterações climáticas para as variáveis: precipitação pluviométrica (P), temperatura máxima (T máx) e mínima (T mín) dos modelos de mudanças climáticas utilizados para avaliação das simulações hidrossedimentológicas nas bacias BEI, FTS e DQP.	65
Tabela 7 - Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de cobertura vegetal no modelo SWAT para a bacia BEI relativos ao processo de escoamento superficial. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.	78
Tabela 8 – Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de cobertura vegetal no modelo SWAT para a bacia BEI relativos ao processo de produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.	79
Tabela 9 – Descrição, limites mínimos e máximos e valores dos parâmetros calibrados no modelo SWAT para a bacia BEI.	81
Tabela 10 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) para os períodos de calibração e validação relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para a bacia BEI.	87
Tabela 11 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT na bacia BEI, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm.	97

Tabela 12 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT na bacia BEL, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm.	99
Tabela 13 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP, referentes aos eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm.	99
Tabela 14 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP, referentes aos eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm.	100
Tabela 15 – Valores médios e incrementos das variáveis climáticas: precipitação pluviométrica, temperatura máxima e mínima, referentes ao período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais.	121
Tabela 16 – Parâmetros de cobertura do solo e de crescimento da vegetação necessários para modelagem do SWAT.	141
Tabela 17 – Parâmetros relativos aos tipos de solos exigidos pelo modelo SWAT.	142
Tabela 18 – Parâmetros relativos aos dados climáticos exigidos pelo modelo SWAT.	143

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 OBJETIVO	10
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	10
3.1 Hidrossedimentologia do semiárido.....	10
3.2 Transferências de água e sedimentos entre escalas	13
3.3 Modelagem utilizando o SWAT - Soil and Water Assessment Tool.....	15
3.4 Simulação de cenários utilizando o SWAT - Soil and Water Assessment Tool	19
3.5 Importância da modelagem hidrossedimentológica com o SWAT para gestão de bacias hidrográficas.....	22
4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	23
4.1 Local de estudo	23
4.2 Monitoramento	25
4.2.1 Bacia Experimental de Iguatu – BEI (14,72 km²)	26
4.2.2 Bacias Experimentais Aninhadas com Diferentes Manejos (0,01 a 0,03 km²).....	28
4.3. Caracterização do meio físico e base cartográfica da bacia experimental de Iguatu	31
5 METODOLOGIA.....	38
5.1 Modelagem do escoamento superficial e produção de sedimentos utilizando o SWAT	38
5.1.1 Descrição do modelo SWAT.....	40
5.1.2 Delineamento da bacia hidrográfica e definição do número de sub-bacias	43
5.1.3 Dados de uso e ocupação do solo.....	44
5.1.4 Dados pedológicos	47
5.1.5 Dados climáticos	48
5.1.6 Definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU)	48
5.1.7 Sensibilidade dos parâmetros.....	49
5.1.8 Parametrização, Calibração e Validação do modelo SWAT.....	50
5.1.9 Simulação de cenários.....	54
5.1.9.1 Cenários de uso e ocupação do solo	54

5.1.9.2 Cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI.....	61
5.1.9.3 Cenários de mudanças climáticas	62
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
6.1 Parametrização do modelo SWAT.....	65
<i>6.1.1 Parametrização do SWAT associando os parâmetros de vegetação ao banco de dados</i>	<i>65</i>
<i>6.1.2 Parametrização do SWAT modificando os parâmetros de vegetação</i>	<i>71</i>
6.2 Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT	73
6.3 Calibração e validação	80
<i>6.3.1 Calibração dos parâmetros e validação do modelo SWAT para a bacia BEI.....</i>	<i>80</i>
<i>6.3.2 Validação do modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP</i>	<i>88</i>
<i>6.3.3 Desempenho do modelo SWAT para diferentes magnitudes de chuva</i>	<i>93</i>
6.4 Análises dos cenários de uso e ocupação do solo	100
<i>6.4.1 Escoamento superficial na bacia BEI para os cenários de uso e ocupação do solo .</i>	<i>100</i>
<i>6.4.2 Produção de sedimentos na bacia BEI para os cenários de uso e ocupação do solo</i>	<i>106</i>
<i>6.4.3 Escoamento superficial nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de uso e ocupação do solo.....</i>	<i>111</i>
<i>6.4.4 Produção de sedimentos nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de uso e ocupação do solo.....</i>	<i>113</i>
6.5 Análises dos cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI	115
6.6 Análises dos cenários de mudanças climáticas	120
<i>6.6.1 Escoamento superficial na bacia BEI e nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de mudanças climáticas.....</i>	<i>121</i>
<i>6.6.2 Produção de sedimentos na bacia BEI e nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de mudanças climáticas.....</i>	<i>124</i>
7 CONCLUSÕES.....	127
REFERÊNCIAS	129
ANEXO I.....	141

1 INTRODUÇÃO

A questão ambiental vem se consolidando como um tema central na agenda de debates da sociedade atual. Reuniões, conferências e encontros sobre meio ambiente estão ganhando mais importância e destaque nas áreas econômicas e sociais. As discussões sobre meio ambiente também ganham força dentro de todos os setores produtivos, devido aos impactos ambientais gerados pelas atividades econômicas (PULSELLI et al., 2008).

Dentre as atividades econômicas, a produção agrícola é capaz de gerar grandes impactos nos recursos naturais, desde a sua origem. Por outro lado, com o crescente aumento da população mundial gera-se uma demanda para incorporação de novas áreas de produção de alimentos o que intensifica a pressão sobre estes recursos naturais. Assim o aumento nas taxas de desmatamento das florestas, a utilização de maquinários e produtos químicos para controlar as plantas daninhas e as pragas, e o emprego massivo de fertilizantes vêm alterando os ecossistemas em todo o planeta.

Esse modelo de exploração tem se agravado principalmente nas regiões áridas e semiáridas do planeta devido à sazonalidade das precipitações, associadas aos incidentes de seca e solos rasos com baixo teor de matéria orgânica, ocasionando comportamento sazonal da vegetação e baixa capacidade de desenvolvimento. Além do que, a ocupação do semiárido nordestino ocorreu sempre em uma perspectiva de exploração excessiva, levando inclusive à exaustão de parte dos recursos naturais. Deve-se considerar ainda que, aliada a essa exploração predatória, estabeleceu-se uma estrutura social concentradora de renda e de poder, responsável pela relativa estagnação dos baixos índices socioeconômicos registrados na região (SANTOS et al., 2007).

As áreas rurais do Nordeste brasileiro se caracterizam, também, pela pobreza das famílias que integram as comunidades da região. Essa pobreza associada ao baixo nível educacional das pessoas e a insistência em adotar um modelo de exploração adequado aos sistemas úmidos ou sub-úmidos propicia a exploração de forma inadequada do capital natural; o que resulta no desequilíbrio dos ecossistemas bem como na queda da produtividade, assoreamento e poluição dos mananciais, com perda total ou parcial da sustentabilidade.

A intensificação da exploração dos recursos naturais no semiárido brasileiro pelo homem tem causado a degradação do solo, dos recursos hídricos, remoção da vegetação nativa e perda da biodiversidade, que somados aos fatores climáticos podem resultar em modificações significativas dos processos hidrológicos, notadamente no processo chuva-deflúvio (ARAÚJO NETO et al., 2013; PALÁCIO et al., 2016; ANDRADE, 2017; SANTOS

et al., 2017a). A magnitude do processo chuva-deflúvio depende de fatores como: intensidade da precipitação pluviométrica, geologia, permeabilidade do terreno, condição de umidade antecedente do solo, duração e frequência da precipitação, tipo de cobertura vegetal, área da bacia de drenagem, distribuição espacial e temporal da precipitação pluviométrica, geometria dos rios e riachos e declive dos terrenos (CHOW et al., 1988).

Os processos erosivos acelerados, resultantes do uso inadequado do solo, trazem diversos efeitos negativos como perdas de matéria orgânica nos solos, redução da fertilidade dos solos e da sua capacidade de armazenamento de água, com conseqüente poluição e assoreamento dos corpos hídricos (ARAÚJO et al., 2006; VANMAERCCKE et al., 2011; PROSDOCIMI et al., 2016). Esses efeitos podem fundamentalmente levar a problemas sociais, tais como o abandono das terras e o declínio das comunidades rurais, cena extremamente marcante no nordeste brasileiro em períodos de secas, denominado de êxodo rural, que resultavam em maiores pressões populacionais nas grandes cidades e diversos outros problemas inerentes. Dessa forma, é reconhecida a importância da proteção e do manejo do solo na redução das perdas de solo (LAMBDA et al., 2016; HAIYAN; LIYING, 2017).

Em relação aos recursos hídricos, as principais conseqüências da intensificação dos processos sedimentológicos são o assoreamento de mananciais e a mudança nos padrões de qualidade da água (ARAÚJO et al., 2006; PROSDOCIMI et al., 2016). O aporte de sedimentos a reservatórios superficiais decorrente da erosão dos solos na bacia hidrográfica contribuinte tem impactos significativos na disponibilidade hídrica no Nordeste do Brasil, onde aproximadamente 90% da água utilizada para abastecimento humano são armazenados nessas estruturas (ARAÚJO et al., 2004). A deposição de sedimentos em tais reservatórios provoca a redução de sua capacidade de armazenamento. Segundo Araújo et al. (2004), em média isso corresponde a 2% por década do Ceará, Brasil.

Apesar do desenvolvimento de alguns estudos conduzidos no semiárido sobre alterações do uso da terra em bacias hidrográficas nos fluxos de água e sedimentos (PAIVA et al. 2011; ARAÚJO NETO et al., 2012; RODRIGUES et al., 2013; LIMA et al., 2013; SANTOS et al., 2014, SILVA; MEDEIROS, 2014; FIGUEIREDO et al., 2016; PALÁCIO et al., 2016; ANDRADE, 2017; SANTOS et al., 2017a; SANTOS et al., 2017b), novas pesquisas devem ser implementadas no sentido de gerar informações em diferentes escala de bacias representativas, principalmente investigando a influência do homem na alteração dos processos naturais (escoamento superficial, erosão, produção de sedimentos, aporte de nutrientes etc.). Os desafios desses estudos têm sido principalmente devido à dificuldade de

um monitoramento contínuo, de forma a gerar informações qualitativas e quantitativas consistentes do processo chuva-deflúvio e dos diversos fatores que exercem influência sobre o mesmo.

Considerando as dificuldades no monitoramento contínuo, os modelos hidrológicos vêm tornando-se essenciais ferramentas de planejamento e decisão, além das clássicas funções de avaliações hidrológicas (MEDEIROS, SILVA, 2014; LIMA et al., 2014). A estimativa do escoamento superficial é essencial para a avaliação do potencial de rendimento de água em uma bacia hidrográfica, bem como, no planejamento de medidas de conservação do solo e água, redução do assoreamento e riscos de inundações a jusante. Embora muitos modelos hidrológicos estejam disponíveis para a estimativa do escoamento gerado de uma chuva, a maioria dos modelos é limitada, seja pela sua entrada de dados intensivos ou por requerimentos de processos de calibração.

Dentre os modelos hidrológicos existentes, destaca-se o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) capaz de simular de maneira direta o escoamento superficial, a erosão e produção de sedimentos e o transporte de nutrientes em bacias agrícolas submetidas a diferentes manejos. Foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (Agricultural Research Service – ARS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture – USDA) no início da década de 90 (NEITSCH et al., 2009).

O SWAT é um modelo de base física que permite análise de diferentes processos em bacias hidrográficas. Esse modelo foi criado com o propósito de prever o impacto das alterações no tipo e uso dos solos e no manejo aplicado e suas repostas sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos, carga de nutrientes e influência na qualidade de água de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2009; ARNOLD et al., 2012).

Desde seu desenvolvimento, o modelo SWAT vem sendo aprimorado por seus desenvolvedores e diversos colaboradores em todo o mundo. Apresenta uma vasta literatura técnico-científica que tem respaldado sua aplicação na modelagem hidrológica e sedimentológica em diferentes regiões do globo. Diversos pesquisadores no mundo enfocam em aprimorar e melhorar o modelo SWAT (LIN et al., 2015; MEAURIO et al., 2015; YESUF et al., 2015; LAMBA et al., 2016; HAIYAN, LIYING, 2017; LOTZ et al., 2017; MALIEHE, MULUNGU, 2017; MOLINA-NAVARRO et al., 2017; SINNATHAMBY et al., 2017; ZHANG et al., 2017). De um modo geral, o modelo é bem utilizado e aprimorado sendo bem documentado e transparente (todas as equações utilizadas no seu modelo e a função de cada parâmetro são descritas no seu manual), sendo este disponível gratuitamente na internet

(<http://swat.tamu.edu/>). Nesse, os usuários do modelo podem encontrar assistência por meio de instruções, e-mail e fórum de discussões onde todos podem participar. Além do mais, esse modelo continua sendo aperfeiçoado, revisado e adaptado em situações específicas, e de acordo com que os avanços das tecnologias, são propostas novas ferramentas (NEITSCH et al., 2009).

Nesse contexto, utilizando o modelo SWAT em uma bacia hidrográfica semiárida e em sub-bacias aninhadas de microescala com diferentes manejos do solo, a hipótese desse estudo é que o sistema da bacia hidrográfica é capaz de absorver parcialmente os impactos causados pela alteração do uso e cobertura do solo nas respostas hidrosedimentológicas. De este modo avaliar de que maneira as alterações no manejo da vegetação em uma sub-bacia de microescala impacta na produção de água e sedimento em escalas espaciais maiores e buscando entender como o sistema se comporta a essas modificações dependendo da magnitude e da escala espacial ao longo da bacia.

2 OBJETIVO

Avaliar os impactos do manejo do solo e de alterações climáticas, sobre os fluxos de água e sedimentos, para bacias hidrográficas de micro e mesoescala no semiárido tropical brasileiro utilizando dados medidos e modelagem por meio do SWAT - Soil and Water Assessment Tool.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Hidrossedimentologia do semiárido

Os ambientes áridos são extremamente diversificadas em termos de suas características de relevo, solo, fauna, flora, balanço hídrico e ações antrópicas. Devido essa gama de diversidade, nenhuma definição prática de ambientes áridos pode ser obtida. Entretanto, o elemento de ligação comum de todas as regiões áridas é sua característica de aridez (FAO, 2016). A representatividade útil de aridez é dada pelo índice de aridez climática:

$$IA = \frac{P}{ETP}$$

Onde:

IA = Índice de aridez climática;

P = precipitação pluviométrica;

ETP = evapotranspiração potencial, calculado pelo método de Penman, levando em consideração a umidade atmosférica, radiação solar e velocidade dos ventos.

No mundo cerca de 31% das áreas continentais (Tabela 1), quase 1/3 da superfície terrestre, são terras com características de aridez, sendo destas 12,2% são regiões semiáridas que encontram-se em diferentes continentes Américas, Oceania, Ásia e África. O semiárido no mundo abrange um significativo espaço físico em que predomina uma variedade de espécies vegetais com porte rala e rasteira, bem como, arbustivas e arbóreas. As temperaturas médias são muito elevadas e pluviosidade é instável, tanto na dimensão temporal quanto espacial. Devido ao elevado saldo de radiação, às altas temperaturas, incidência dos ventos e a uma vegetação que transpira mesmo no período de maiores estiagens, onde o balanço hídrico é quase sempre negativo (FAO, 1987).

Tabela 1 – Índice de aridez e percentual das regiões hiperárida, árida e semiárida no mundo

Zonas Áridas	Índice de Aridez (I. A.)	Percentual da Área no Mundo
Hiperárida	< 0,03	4,2%
Árida	0,03 – 0,20	14,6%
Semiárida	0,20 – 0,50	12,2%

Dentre as regiões semiáridas localiza-se no Nordeste brasileiro, um dos maiores e mais densamente semiáridos habitados do mundo, com uma área de 969.589,4 km² e uma população em torno de 23,15 milhões de habitantes (BRASIL, 2017). O semiárido brasileiro se caracteriza pela concentração do período chuvoso em apenas três ou quatro meses no ano e, principalmente, pelo descompasso das precipitações pluviométricas (ANDRADE, 2017). As chuvas costumam ser irregulares, tanto no espaço quanto no tempo, e são caracterizadas por uma forte concentração de precipitação na escala sub-diária com quantidades significativas dos eventos de chuva ocorrendo em intervalos curtos, com 48% e 15% da precipitação pluviométrica diária, ocorrendo em intervalos de 1 hora e 6 minutos, respectivamente (TORRICO, 1974).

Os solos no semiárido são, na grande maioria, originários de rochas cristalinas, apresentando-se impróprios para explorações intensivas, pois são rasos, pobres em matéria orgânica, com substrato impermeável e pedregoso. Sendo assim, o armazenamento de água no solo é restrito e o regime de chuvas rápidas e intensas também dificulta a infiltração de água no subsolo. Os solos de regiões semiáridas sofrem frequentemente com o processo de erosão hídrica, visto que, nestas regiões a chuva apresenta uma alta capacidade erosiva que associada a proteção reduzida da vegetação natural intensifica a ação das precipitações pluviométricas nos processos hidrossedimentológicos (FAO, 1987). A presença de solos expansivos, que apresentam rachaduras quando secos, também podem modificar consideravelmente a dinâmica dos processos hidrossedimentológicos em regiões semiáridas. Estudos realizados por Santos et al. (2016) que avaliaram o papel de características das chuvas e das rachaduras no solos, devido ao resultado da secagem em Vertissolos com presença de argila expansiva 2:1, na dinâmica do escoamento superficial, observaram que a ocorrência de períodos de dias secos, que promoveram a formação de fissuras no solo levando a altas abstrações iniciais foram os mais importantes fatores que controlaram a geração do escoamento superficial.

As características de chuvas de alta intensidade, irregularmente distribuídas no tempo e no espaço, e de solos susceptíveis a erosão, associadas à intensificação da exploração antrópica sobre os recursos naturais causando a eliminação da cobertura vegetal tem ocasionado no semiárido brasileiro gradualmente a degradação do solo e dos recursos hídricos. Nessa região a prática comum de desmatamento das florestas, cujo bioma predominante é a Caatinga, em função das pressões demográficas pela demanda crescente de produtos agrícolas e florestais, como forma de garantir áreas úteis para produção agrícola e pecuária, tem resultado consideravelmente em modificações significativas dos processos hidrossedimentológicos (SRINIVASAN et al., 2003; SANTOS et al., 2007; ARAÚJO NETO et al., 2013; LIMA et al., 2013; RODRIGUES et al., 2013; ANDRADE, 2017; SANTOS et al., 2017a; SANTOS et al., 2017b).

Tratando-se do processo hidrossedimentológico, diversos estudos têm sido conduzidos em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro, desde a década de 80 com a implantação pela SUDENE/ORSTOM e projeto FINEP/IBESA de bacias experimentais em toda região semiárida do Nordeste (RIGHETTO, 2004; CADIER, 1994). Na década de 90 Cadier (1994) apresentou sínteses hidrológicas de diversas bacias do semiárido brasileiro, com avaliação de processos chuva-deflúvio em várias escalas e modelagem da lâmina escoada superficialmente (COSTA, 2007).

Nas últimas décadas a hidrologia e sedimentologia do semiárido brasileiro vêm sendo estudada, por algumas instituições e pesquisadores, por meio da instalação e monitoramento de bacias hidrográficas experimentais. Pode-se citar a Bacia Experimental de Sumé na Paraíba, caracterizada por uma precipitação pluviométrica média de 590 mm e evapotranspiração média anual de 2.900 mm. Os estudos foram realizados em escala de bacias hidrográficas de 137, 10 e 27 km² em microbacias de até 1,0 ha, como também em parcelas de 100 e 1,0 m² com chuva natural e simulada (ALBUQUERQUE et al. 2002; SRINIVASAN et al., 2003; SANTOS et al., 2007; e PAIVA et al., 2011). Ainda na Paraíba tem-se a bacia hidrográfica de São João do Cariri, com área de 13,48 km² e precipitação pluviométrica média 500 mm, onde vem sendo realizados diversos estudos hidrossedimentológicos (SRINIVASAN et al., 2004; SANTOS et al., 2007; CARVALHO NETO et al., 2011 e PAIVA et al. 2011).

Grupos de pesquisas no Estado do Ceará como HidroSed (<http://www.hidrosed.ufc.br>) que monitora a Bacia hidrográfica Experimental de Aiuaba – BEA, localizada no semiárido cearense, tem trazido notáveis contribuições para os estudos hidrossedimentológicos na região, entre os quais pode-se citar: Medeiros (2005); Costa (2007); Araújo e Piedra (2009); Medeiros et al. (2010); Pinheiro (2013); Bronstert et al. (2014); Medeiros e Araújo (2014); Medeiros et al. (2014); Figueiredo et al. (2016). Bem como, estudos realizados na Bacia Experimental de Iguatu - BEI, Ceará, pelo grupo de pesquisa MASSA (<http://www.massa.ufc.br/>) em trabalhos realizados por Alves (2008); Santos et al. (2011); Palácio et al. (2012); Araújo Neto et al. (2013); Lima et al. (2013); Rodrigues et al. (2013); Santos et al. (2016); Andrade, 2017; Santos et al. (2017a) e Santos et al. (2017b).

3.2 Transferências de água e sedimentos entre escalas

O conhecimento do escoamento superficial e os processos ligados à conectividade hidrológica em uma bacia hidrográfica são fundamentais para o planejamento e gestão eficaz dos recursos hídricos. Estudos sobre escoamento superficial e a sua conectividade hidrológica em bacias hidrográficas de diferentes escalas espaciais, desenvolvidos nos últimos anos, e o seu potencial tem sido cada vez mais reconhecida e podem ajudar a entender melhor os efeitos das mudanças no sistema e como dar-se o comportamento e suas propagações e, assim,

proporcionar o conhecimento fundamental para os gestores e tomadores de decisão (GOOSEFF et al., 2017; COULTHARD, WIEL, 2017).

A erosão, o transporte e a deposição de sedimentos em bacias hidrográficas são questões ambientais que afetam de maneira direta ou indiretamente a sociedade, principalmente devido ao decréscimo da produtividade agrícola, à diminuição da capacidade de armazenamento dos reservatórios, impacto na qualidade das águas dos corpos hídricos, à intensificação dos processos de desertificação, à maior incidência de inundações e à redução da disponibilidade hídrica (CAMMERAAT, 2002; ARAÚJO, 2003; DE VENTE, POESEN, 2005; ARAÚJO et al., 2006; MONTGOMERY, 2007; BRACKEN, CROKE; 2007; FRYIRS et al., 2007; VANMAERCKE et al., 2011; ALMEIDA et. Al., 2012; FRYIRS, 2013; MEDEIROS et al., 2014; PINHEIRO, 2013; WESTER et al., 2014; PROSDOCIMI et. al., 2016; SANTOS et al., 2017b).

O grande desafio para o monitoramento do escoamento superficial e da produção de sedimentos no semiárido diz respeito à baixa frequência dos eventos naturais, dificultando a análise das respostas hidrosedimentológicas a estes eventos (ZHU et al., 2002). O processo de produção de sedimentos em regiões semiáridas, por ser limitado pela escassez de eventos de chuva com energia suficiente para o transporte de sedimentos, pode resultar em baixas taxas de produção, desse modo, análises feitas sobre um limitado número de eventos não podem ser extrapoladas para outras áreas semiáridas (CANTÓN et al., 2001; RODRÍGUEZ-CABALLERO et. al., 2014).

Em regiões como o semiárido brasileiro, onde informações e dados hidrosedimentológicos mensurados em campo são muito escassos, a obtenção de dados em diferentes escalas de mensurações espaciais em campo torna-se de grande importância, visto a possibilidade de análises mais completas dos impactos das práticas atuais de uso do solo e contaminação dos corpos hídricos (SANTOS, 2012).

A extrapolação de estimativas entre escalas é dificultada pela heterogeneidade de bacias hidrográficas, dificilmente representada na pequena escala (BOIX-FAYOS et al., 2006), no entanto, os dados primários gerados a partir de bacias hidrográficas monitoradas permitem a criação de um banco de dados capaz de promover a interligação entre regiões, promovendo uma ampla discussão e análise comparativa sobre o comportamento dos sistemas naturais principalmente com a utilização de ferramentas como a modelagem hidrosedimentológica.

Pelo fato dos processos hidrosedimentológicos ocorrerem de maneira não linear com a escala espacial, a produção de sedimentos apresenta variabilidade de várias ordens de

grandeza, impossibilitando a extrapolação direta de estudos de pequenas escalas para bacias de escalas maiores. Aliado a este fato, há ainda escassez de bancos de dados com séries longas e confiáveis para validação e simulação dos modelos (ARAÚJO; KNIGHT, 2005; MEDEIROS, 2009; MONTENEGRO; RAGAB, 2010; MUELLER et al. 2010; PINHEIRO, 2013; SANTOS et al., 2017b). Nesse contexto, cresce a importância dos modelos hidrossedimentológicos calibrados e validados para sua utilização com finalidade de estimar os fluxos de água e sedimentos em regiões hidrográficas não monitoradas.

3.3 Modelagem utilizando o SWAT - Soil and Water Assessment Tool

O modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) foi desenvolvido por Dr. Jeff Arnold da *Agricultural Research Service - ARS* do *United States Department of Agriculture - USDA*. O SWAT é um modelo de base física que permite análise de diferentes processos em bacias hidrográficas. Esse modelo foi criado com o propósito de prever o impacto das alterações no tipo e uso dos solos e no manejo aplicado e suas repostas sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos, carga de nutrientes e influência na qualidade de água de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al., 2009; ARNOLD et al., 2012).

Desde seu desenvolvimento, o modelo SWAT vem sendo aprimorado por seus desenvolvedores e diversos colaboradores em todo o mundo. Apresenta uma vasta literatura técnico-científica que tem respaldado sua aplicação na modelagem hidrossedimentológica em diferentes regiões do globo (DU et al., 2005; ZHANG et al., 2008; SEXTON et al., 2010; KIM et al., 2010; MENG et al., 2010; BETRIE et al., 2011; PHAN et al. 2011; RANZI et al., 2012; STRAUCH et al., 2012; ZHOU et al., 2013; LIN et al., 2015; MEAURIO et al., 2015; YESUF et al., 2015; LAMBA et al., 2016; HAIYAN, LIYING, 2017; LOTZ et al., 2017; MALIEHE, MULUNGU, 2017; MOLINA-NAVARRO et al., 2017; SINNATHAMBY et al., 2017; ZHANG et al., 2017). Muitos trabalhos foram desenvolvidos utilizando como base o modelo SWAT, visto a importância da modelagem hidrológica e sedimentológica no contexto mundial. Alguns destes estão brevemente apresentados e ajudaram no entendimento do tema para o desenvolvimento do presente trabalho. Uma das primeiras aplicações do modelo SWAT data-se na década de 1990 por Heidenreich et al. (1996) em uma bacia hidrográfica de área próximo a 78 km². Nesse estudo, os autores concluíram que o modelo apresenta bons resultados para simulação de fluxos de água e sedimentos na bacia e também para parâmetros

de qualidade de água. Os autores mostraram que o modelo pode ser utilizado para identificar qual sub-bacia dentro da bacia pode ser vulnerável a contaminação da sua rede de drenagem.

Ainda na década de 1990, nos Estados Unidos Srinivansan et al. (1998) utilizaram bacias experimentais localizadas no Texas para validar componentes hidrosedimentológicas do modelo SWAT. Nesse estudo, os autores observaram valores de escoamentos mensais próximos das medidas, salvo algumas superestimativas do modelo à ocorrência de chuvas variáveis durante os períodos de primavera e verão. As produções e transporte de sedimentos foram consideradas satisfatórias, visto que, na época, o modelo não era composto por rotinas aprimoradas para transporte de sedimentos. Nessa mesma década, no Brasil, Oliveira (1999) aplicou para a bacia do rio Joanes (755 km²) localizado na Bahia, o modelo SWAT para avaliar as alterações hidrosedimentológicas provocados por diferentes usos do solo. No estudo, os autores concluíram que a redução da vegetação de floresta nativa e aumento da área de urbanização na bacia hidrográfica, incrementaram as perdas de solo em aproximadamente 17% em 13 anos de simulação.

Ainda no Brasil, Santos et al. (2013) aplicaram o modelo SWAT para avaliação da produção e aporte de sedimentos para a bacia do Rio Potengi, RN com área de 4.100 km² na região semiárida brasileira. Os autores observaram que é possível identificar regiões que provavelmente contribuem destacadamente para a produção de sedimentos na bacia. Em escalas menores, mas ainda na região semiárida brasileira, Medeiros e Silva et al. (2014) aplicaram o modelo SWAT para avaliar a erosão hídrica na Bacia Experimental de São João do Cariri de 13 km² na Paraíba e concluíram que o modelo SWAT é uma ferramenta poderosa na análise do comportamento dos processos hidrosedimentológicos na região. Além da região semiárida, na região tropical do Cerrado brasileiro outros autores como Pinto et al. (2013) e Andrade et al. (2013b) em Minas Gerais e Viola et al. (2012) em Tocantins aplicaram o SWAT para avaliar o fluxo de água e sedimentos em bacias hidrográficas. Rodrigues et al. (2015) também em Minas Gerais no rio Pará utilizou o modelo SWAT para avaliar o impacto das mudanças no uso da terra nos fluxos de água, sendo observados por estes autores que a remoção da vegetação original para implementação de 38% da área da bacia com pastagem, causa aumento de cerca de 10% no fluxo de água estimado.

De uma maneira geral, o modelo SWAT tem uma aplicação bem vasta sendo usado nas últimas décadas em diversos países e climas do planeta para diferentes escalas espaciais: Abbaspour et al. (2007) aplicaram o modelo SWAT para avaliar a modelagem hidrológica e qualidade de água em uma bacia hidrográfica de 1.700 km² nos alpes suíços. Ficklin et al. (2009) utilizaram o modelo SWAT para avaliar a sensibilidade dos processos

hidrológicos e sedimentológicos a mudanças climáticas em uma bacia agrícola de 14.983 km² localizada na região árida de São Francisco, Califórnia, Estados Unidos. Baker e Miller (2013) usaram o modelo SWAT para avaliar o impacto do uso do solo sobre os recursos hídricos em uma bacia de 272 km² localizada na região semiárida do Quênia, África. Fan e Shibata (2015) utilizaram o SWAT para simulação hidrológica e qualidade de água sob diferentes usos da terra e cenários de mudanças climáticas em uma bacia hidrográfica de 2.908 km² localizada no norte do Japão em uma região de clima frio e temperado. Fu et al. (2014) aplicaram o modelo SWAT para avaliar os fluxos hidrológicos em uma microbacia no Canadá de clima úmido de área de 5,42 km². Fukunaga et al. (2015) aplicaram o modelo SWAT em uma bacia hidrográfica de 2.237 km² com clima tropical com o objetivo de estimar o fluxo diário de água na parte alta do rio Itapemirim, Espírito Santo, Brasil.

Recentemente, estudos utilizando o modelo SWAT vêm sendo desenvolvidos no mundo na busca de manejos mais sustentáveis de exploração do solo, que mitiguem os impactos causados pela erosão hídrica. Pesquisadores como Furl et al. (2015) avaliaram o impacto de eventos extremos na erosão do solo em pequenas bacias com área variando entre 1 a 10 ha no Texas, E.U.A. A modelagem como ferramenta para avaliação das respostas da erosão a medidas de conservação do solo também foi utilizada por Haiyan e Liying (2017) em 25 bacias hidrográficas de áreas variando entre 2,7 e 74,6 Km² na Província de Heilongjiang, China. Lambda et al. (2016) também utilizaram o modelo SWAT em uma bacia de pequena escala (50 Km²) no vale Pleasant, E.U.A. para analisar o efeito da implementação de melhores práticas de gestão de bacias hidrográficas sobre a redução da produção de sedimentos e carga de fósforo na escala espacial das sub-bacias.

Apesar da ampla aplicação em estudos hidrológicos e sedimentológicos o modelo SWAT ainda apresenta algumas limitações que comprometem seu desempenho para algumas aplicações nas condições do semiárido brasileiro (SRINIVASAN et al., 2015). Uma das principais problemáticas está relacionada aos questionamentos a respeito dos parâmetros de entrada, muitas vezes são necessários combinações e associações de parâmetros de entrada com dados de outras regiões com características similares. Além da disponibilidade de dados, um dos critérios mais importantes no processo de modelagem refere-se à escala espacial e variabilidade dos dados de entrada, visto que a qualidade da informação espacial afeta diretamente os resultados dos modelos de simulação. Por fim, na região semiárida brasileira talvez um das maiores limitações seja a ausência de dados hidrossedimentológicos que permitam a validação para posteriores aplicações (SRINIVASAN et al., 2015).

Quando a ausência de dados torna-se um problema, uma das etapas importantes na aplicação do modelo SWAT passa a ser o procedimento de calibração dos parâmetros e validação do modelo. Essa fase basicamente consiste em estabelecer os parâmetros adequados de entrada do modelo e as condições internas do sistema, com posterior validação da adequação das respostas. Uma análise de sensibilidade dos parâmetros pode ser usada para indicar a importância e o peso de cada parâmetro nas respostas do modelo em cada bacia hidrográfica, dessa forma dar ênfase na aquisição e refinamento dos dados que exercem maior influência no modelo. Isso possibilita uma maior racionalidade na escolha dos parâmetros para etapa de calibração, podendo reduzir substancialmente o número de parâmetros a ser calibrados (LENHART et al., 2002; BETRIE et al., 2011; ANDRADE et al., 2013b; YESUF et al., 2015; PEREIRA et al., 2016; ROMAGNOLI et al., 2017).

Para reduzir as incertezas e os erros da modelagem, aplicação típica do SWAT envolve a parametrização, calibração dos parâmetros do modelo e validação utilizando dados medidos no exutório da bacia (GASSMAN et al., 2007). No entanto, enquanto o modelo calibrado e validado pode responder satisfatoriamente aos fluxos de água e sedimentos na saída da bacia, um baixo desempenho do modelo pode ser verificado em trechos de sub-bacias a montante (ZHANG et al., 2008; SRINIVASAN et al., 2010; PEREIRA et al., 2016; SHRESTHA et al., 2016; ZEIGER, HUBBART, 2016). A avaliação de desempenho do modelo utilizando coleta de dados em escalas de sub-bacias aninhadas a montante do exutório principal, pode ajudar a alcançar um melhor desempenho da estimativa dos fluxos de água e solo em toda bacia hidrográfica (PEREIRA et al., 2016; SHRESTHA et al., 2016). Além disso, a utilização de sub-bacias aninhadas com diferentes usos e ocupação do solo pode auxiliar na avaliação dos impactos das práticas de uso da terra nos fluxos ao longo da bacia hidrográfica (HUBBART et al., 2010; SHRESTHA et al., 2016; ZEIGER, HUBBART, 2016). Tal abordagem do modelo SWAT de avaliação de desempenho ao longo das sub-bacias aninhadas, pode ser considerada fundamental tendo em vista o dinheiro, tempo e outros recursos desperdiçados em ações de mitigação com base em modelos imprecisos e irrealistas, bem como, muitas vezes a falta de disponibilidade de dados observados, disponíveis com resolução espacial e temporal que permita uma avaliação rigorosa desempenho do modelo para as diferentes escalas espaciais.

Zeiger e Hubbart (2016) ao aplicarem o modelo SWAT para avaliação dos fluxos de água, sedimentos e nutrientes em múltiplo uso do solo e em escala de sub-bacias aninhadas, verificaram que o modelo não parametrizado e não calibrado para as sub-bacias, apresentou resultados satisfatoriamente para estimativa dos fluxos mensais de vazão, com

eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) valores variando entre 0,50 nas cabeceiras e 0,75 próximo a saída do divisor de águas. No entanto, o modelo não calibrado não simula com precisão os fluxos mensais de produção de sedimento, fósforo total, nitrato, nitrito, amônio e nitrogênio inorgânico total, com valores de $NSE < 0,05$.

3.4 Simulação de cenários utilizando o SWAT - Soil and Water Assessment Tool

Muitos estudos utilizando o modelo SWAT têm sido desenvolvidos nos últimos anos sobre os impactos causados nos fluxos tanto de água como de sedimentos resultados dos prognósticos de mudanças climáticas e de mudanças de uso e ocupação do solo (FICKLIN et al., 2009; PHAN et al. 2011; PERAZZOLI et al., 2012; RANZI et al., 2012; BAKER, MILLER, 2013; LU et al., 2013; ZHOU et al., 2013; KHOI, SUETSUGI, 2014; LIN et al., 2015; FAN, SHIBATA, 2015; LAMBA et al., 2016; PALAZÓN, NAVAS, 2016; ZUO et al., 2016; LOTZ et al., 2017; TAN et al., 2017; WELDE, GEBREMARIA, 2017; ZHANG et al., 2017).

As mudanças climáticas afetam principalmente as regiões semiáridas por apresentarem baixas precipitações pluviométricas e distribuição irregular das chuvas. Essas regiões caracterizam-se por uma alta vulnerabilidade dos recursos naturais às mudanças climáticas, variabilidade climática acentuada e frequentemente pela escassez de água e sua relação com a dinâmica social. As mudanças climáticas podem gerar um enorme impacto potencial na região semiárida, os componentes: escoamento superficial dos rios, o armazenamento de água e a produção agrícola irrigada podem ser especialmente afetadas, assumindo um desenvolvimento regional contínuo e alterações climáticas desfavoráveis. Uma mudança climática global provavelmente trará efeitos negativos nas condições de vida da população no semiárido (GAISER et al., 2003; KROL, BRONSTERTB, 2007).

O uso da modelagem hidrológica a partir da inserção de diferentes cenários de usos do solo e de mudanças climáticas tem contribuído em todo mundo para o planejamento do uso racional dos recursos naturais, posteriormente, servindo de suporte para implementação de modelos de gestão ambiental adequados à realidade de cada região (FAN, SHIBATA, 2015; ZUO et al., 2016).

Dentre os modelos hidrológicos utilizados o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) vem se destacando por ser um método que pode auxiliar na seleção de práticas eficientes de manejo do solo em bacias rurais para controlar os fluxos de escoamento

superficial, a erosão dos solos e produção de sedimentos, bem como chegar ao nível de analisar o aporte de nutrientes e pesticidas (NEITSCH et al., 2009; ARNOLD et al., 2012).

Estudar os efeitos do uso da terra e das mudanças climáticas é de importância crítica em estudos hidrológicos e sedimentológicos em bacias hidrográficas. Essas mudanças podem ter diferentes efeitos adversos na quantidade e qualidade da água produzida em uma bacia, bem como, na erosão e produção de sedimentos gerados. Tanto mudanças climáticas quanto as intervenções antrópicas no meio são responsáveis por drásticas modificações no escoamento superficial e carga de sedimentos gerados e entregues aos mananciais. Uma série de estudos recentes avaliaram os efeitos das mudanças climáticas e de uso do solo e seus impactos na vazão, produção de água e na exportação de sedimentos em bacias hidrográficas (LAMBA et al., 2016; ZUO et al., 2016; MOLINA-NAVARRO et al. 2017; WELDE, GEBREMARIA, 2017; ZHANG et al., 2017).

Conforme Lu et al. (2013) ao longo das últimas décadas, a mudança de precipitação juntamente com o aumento das temperaturas tem desempenhado um papel significativo na influência da dinâmica de produção de água e entrega de sedimentos, embora as atividades humanas, como construção de reservatórios, obras de desvio de água, mineração e mudança de cobertura vegetal ainda sejam as forças predominantes. Ao avaliarem a resposta da produção de água e sedimentos às alterações causadas por mudanças climáticas em oito grandes rios chineses, esses autores observaram que o cenário de mudança climática em que a precipitação é reduzida e associada ao aumento das temperaturas diminuiu significativamente as cargas de sedimentos entregues em regiões de clima semiárido (4-61%). Em contraste, em regiões de clima quente e úmido como zonas subtropicais produziram mais sedimentos (0,4-11%), embora o aumento tenha sido compensado pelo impacto humano. Os resultados observados nesse estudo ainda indicaram que cada mudança de 1% na precipitação resultou em uma mudança de 1,3% na produção de água e uma variação de 2% nas cargas de sedimentos. Além disso, a mudança de 1% na produção de água causada pela precipitação levou a uma variação de 1,6% nas cargas de sedimentos, mas a mesma porcentagem de mudança na produção de água causada por atividades antrópicas de modificações no uso da terra resultou em uma variação de 0,9% nas cargas de sedimentos. Esses autores indicam ainda que a redução de sedimentos nos rios, causada por mudanças climáticas, podem contribuir mais em comparação com a retenção mecânica de sedimentos por reservatórios.

Segundo Zuo et al. (2016) utilizando o modelo SWAT para analisar os impactos das mudanças climáticas e de uso do solo no escoamento superficial e erosão no rio Huangfuchuan na China. O efeito do uso da terra reduziu em 25,3% a produção de água e

40,6% da produção de sedimentos, enquanto as reduções em decorrência do efeito das mudanças climáticas nas duas variáveis foram de 53,7% e 81,0%, respectivamente. Mostrando que o efeito de diferentes cenários de mudanças climáticas apresentam para a bacia hidrográfica maiores impactos na produção de água e sedimentos do que os efeitos da mudança de uso da terra. Estes autores ainda concluíram que as mudanças no uso da terra e climáticas tiveram maior impacto sobre a produção de sedimentos do que sobre a produção de água.

Para investigar as respostas hidrológicas e produção de sedimentos em decorrência dos impactos do uso da terra e de mudança climática na bacia hidrográfica do Rio Be, Vietnã, Khoi e Suetsugi (2014) utilizaram o modelo SWAT em diferentes simulações de cenários. Os pesquisadores observaram que uma queda de 16,3% na área de floresta aumentaria o escoamento superficial entre 4,8 a 10,7%, a carga de sedimentos entre 1,8 a 3,0% e reduziria o escoamento subterrâneo entre 3,5 a 7,9%. As alterações climáticas na bacia hidrográfica levariam ao aumento da evapotranspiração entre 0,5 a 2,9% e variações no escoamento superficial entre -5,3 a 2,3% e produção de sedimentos entre -5,3 a 4,4%. Em geral, os impactos separados das mudanças climáticas e de uso da terra sobre os fluxos de água e solo, e em componentes do balanço hídrico, são compensados entre si. No entanto, o escoamento superficial e alguns componentes do fluxo subterrâneo são mais sensíveis à mudança do uso da terra do que à mudança climática.

Também para distintas condições climáticas, úmidas e secas, Palazón e Navas (2016) fizeram uso do modelo SWAT para simulação da produção de sedimentos em decorrência das alterações no uso da terra e mudanças climáticas. Os principais resultados observados por esses pesquisadores mostraram elevadas reduções na produção de sedimentos para o cenário de aumento de 2 ° C nas condições mais úmidas, enquanto baixas diminuições com alguns incrementos ocorreram nas condições mais secas. Esses autores também observaram que o aumento do índice de área foliar e a produção de biomassa com o aumento da temperatura, também foram significativos na determinação da resposta à erosão do solo, principalmente quando se consideram diferentes tipos de vegetação.

Estudos realizados no Brasil por Perazzoli et al. (2012) avaliaram o impacto de cenários de alterações climáticas nos recursos hídricos na bacia do rio Concórdia, Santa Catarina. Os autores utilizaram o modelo hidrológico SWAT para analisar os efeitos das mudanças climáticas fluxos de água e sedimentos na bacia. Os principais resultados encontrados aponta uma redução no fluxo de água entre 39,2% e 41,2%, para diferentes cenários de mudanças climáticas, seguindo a mesma tendência a produção de sedimentos.

Ainda em uma análise dos valores diários de eventos extremos sugeriu que os picos de inundação poderiam atingir valores mais extremos no futuro.

3.5 Importância da modelagem hidrossedimentológica com o SWAT para gestão de bacias hidrográficas

Uma das vantagens da aplicação de modelagem hidrossedimentológica em bacias hidrográficas reside na possibilidade do estudo de vários cenários diferentes de possibilidade de arranjo da cobertura vegetal e prognósticos de alterações nas características climáticas da região (FAN, SHIBATA, 2015; LAMBA et al., 2016; ZUO et al., 2016; MOLINA-NAVARRO et al. 2017; ZHANG et al., 2017). Tendo em vista que muitas vezes a aplicação real desses cenários é inviável para uma avaliação, essa possibilidade torna a utilização de modelos hidrossedimentológicos como uma ferramenta de grande importância na gestão e acompanhamento dos recursos água e solo na bacia hidrográfica. Outra grande vantagem da utilização de cenários está no baixo custo e aplicação de forma rápida quando disponíveis modelos parametrizado, calibrados e validados para uma determinada região hidrográfica (ARNOLD et al.; 2012). Ainda pode-se inferir sobre a transferência de informações para bacias hidrográficas em regiões não monitoradas possibilitando para um gestor da bacia estimativa de informações antes desconhecidas (ISKENDERA,SAJIKUMAR, 2016; ROMAGNOLI et al., 2017).

Nesse contexto a crescente demanda no uso, aplicação, calibração e validação de modelos matemáticos e simuladores para estimativa dos fluxos de água e solo em bacias hidrográficas, têm gerado para gestão de bacias hidrográficas grandes vantagens obtidas pelo emprego destas técnicas, como rapidez de geração de informação, criação de cenários diversificados e proposição de cenários ideais (PERAZZOLI et al., 2012; KHOI, SUETSUGI, 2014; LAMBA et al., 2016; ZUO et al., 2016; WELDE, GEBREMARIA, 2017).

Os modelos hidrológicos e sedimentológicos relacionados para a questão ambiental/gestão de recursos hídricos reconhecidamente já são utilizados como instrumentos de identificação e análise de problemas ambientais em bacias hidrográficas, manejo do solo e gestão de uso da terra (SRINIVASAN et al., 2015). A modelagem hidrossedimentológica com o SWAT vem amplamente sendo utilizada para gerar informações que possibilitam uma melhor gestão de bacias hidrográficas notadamente nas duas últimas décadas, tendo em vista a grande quantidade de componentes hidrológicos e sedimentológicos geradas pelo modelo,

além da possibilidade de geração de dados secundários relacionados à qualidade das águas, perda de nutrientes e pesticidas, crescimento das plantas, outras componentes do ciclo hidrológico como evapotranspiração, infiltração, fluxos de água subterrâneos, entre outros componentes possíveis de ser aferidos (PINTO et al., 2013; LIN et al., 2015; ZEIGER, HUBBART, 2016; TAN et al., 2017).

Outra possibilidade com o uso do modelo SWAT que chama a atenção na gestão de bacias hidrográficas é a geração de dados a montante do exutório em que o modelo foi calibrado e validado, possibilitando a geração de informações hidrossedimentológicas para as sub-bacias aninhadas (GASSMAN et al., 2007; HUBBART et al., 2010; VIOLA et al., 2012; ANDRADE et al., 2013b; ZEIGER; HUBBART, 2016; PEREIRA et al., 2016).

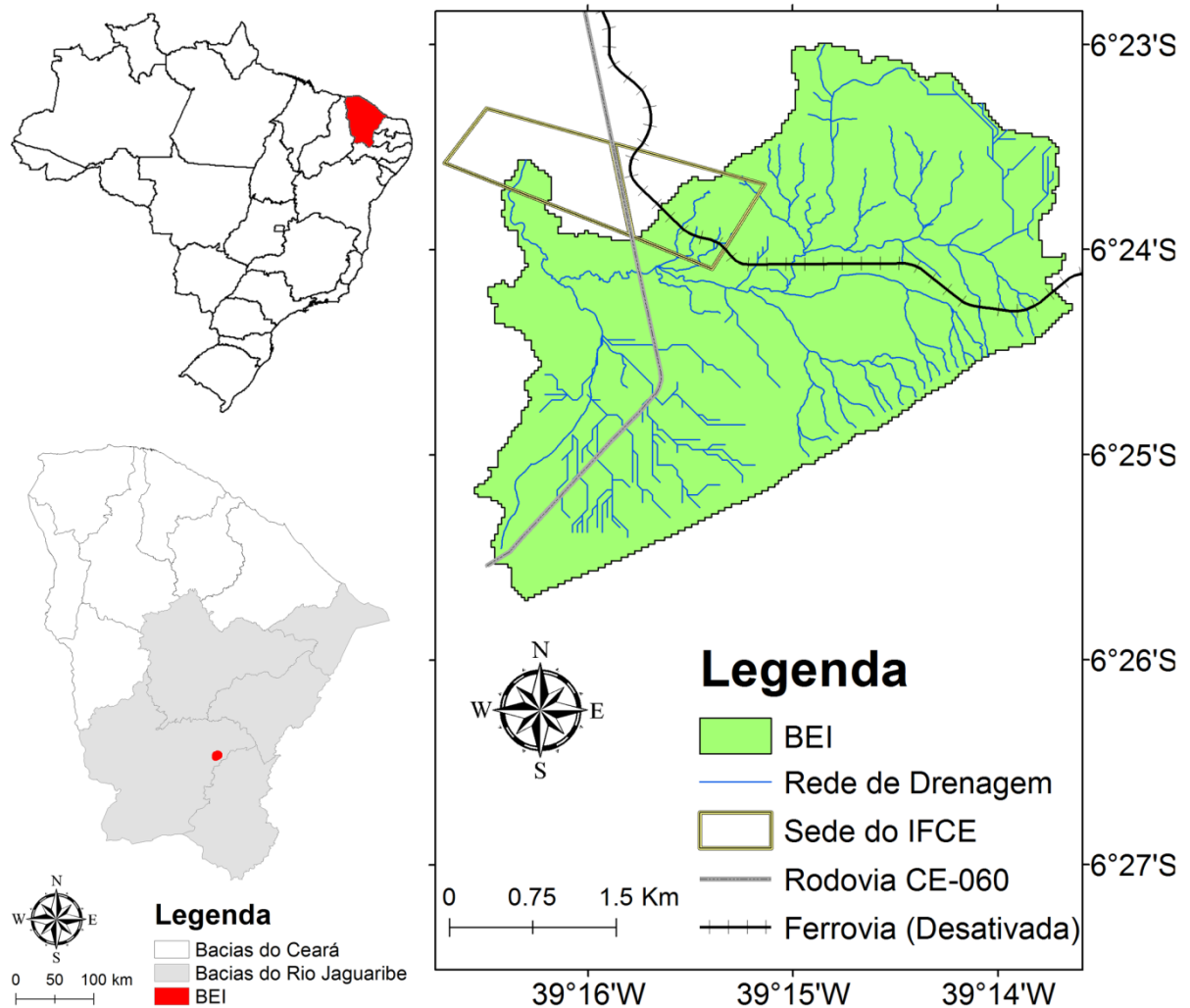
Nesse contexto, para um gestor a modelagem hidrossedimentológica serve de subsídio para tomada de decisões envolvendo questões ambientais relacionadas principalmente aos recursos hídricos no sistema de bacia hidrográfica (FUKUNAGA et al., 2015; MALIEHE; MULUNGU, 2017).

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Local de estudo

A área em estudo compreende uma bacia hidrográfica representativa do semiárido brasileiro, localizada na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, no município de Iguatu, Estado do Ceará, entre as coordenadas geográficas 6°23'36'' a 6°23'57'' S e 39°15'15'' a 39°15'30'' W, com altitude média de 217,8 m de domínio do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE, Campus de Iguatu (Figura 1). As unidades experimentais são a Bacia Experimental de Iguatu (BEI), com duas bacias experimentais, aninhadas.

Figura 1 - Localização da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil



O clima da região é do tipo BSw'h' (Semiárido quente), de acordo com a classificação climática de Köppen, com temperatura média sempre superior a 18°C no mês mais frio. A precipitação média histórica no município concentra-se em 85% no período de janeiro-maio e dos quais cerca de 30% são registrados no mês de março. A média histórica para uma grande série de 105 anos (1912 a 2017) foi de 880,1 mm ano⁻¹, passando para a normal de 30 anos a média histórica apresentou um aumento para 977,9 mm ano⁻¹ (1987 a 2017). A evaporação potencial média fica em torno de 1988 mm.ano⁻¹. A distribuição mensal é marcada por uma alta variabilidade, podendo em um único mês concentrar um acumulado superior ao total anual de um ano seco. A vegetação predominante é a Caatinga, com suas espécies xerófitas e cactáceas.

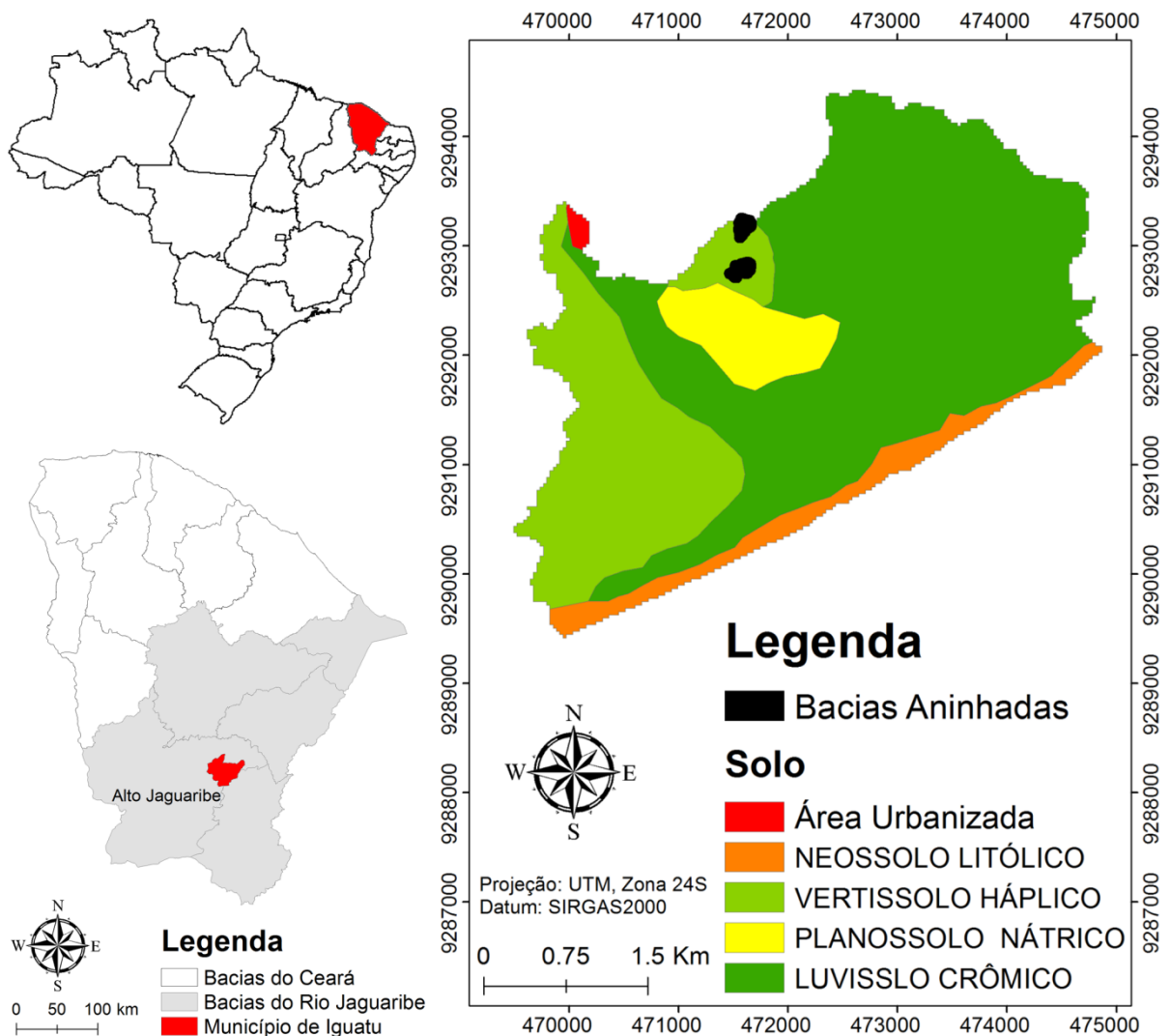
O relevo é suave ondulado, os solos são relativamente profundos (2 a 3 m) com presença elevada de silte (39%) e argila (32%) nas camadas superficiais e subsuperficiais. Devido ao tipo de argila (2:1 / montmorillonite) presente no solo, é comum o surgimento de

rachaduras na superfície nas épocas secas. Em sua maioria, os solos predominantes são do tipo VERTISSOLO HÁPLICO Órtico solódico e LUVISSLO CRÔMICO Pálico planossólico (EMBRAPA, 2013).

4.2 Monitoramento

O monitoramento e estudos hidrológicos e sedimentológicos foram realizados em diferentes escalas: uma bacia experimental representativa semiárida – BEI com área de 14,72 km² e duas microbacias experimentais aninhadas com diferentes manejos de uso do solo com áreas entre 0,01 a 0,03 km² (Figura 2).

Figura 2 – Exutório das Sub bacias aninhadas a Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil, associadas a localização em cada tipo de solo

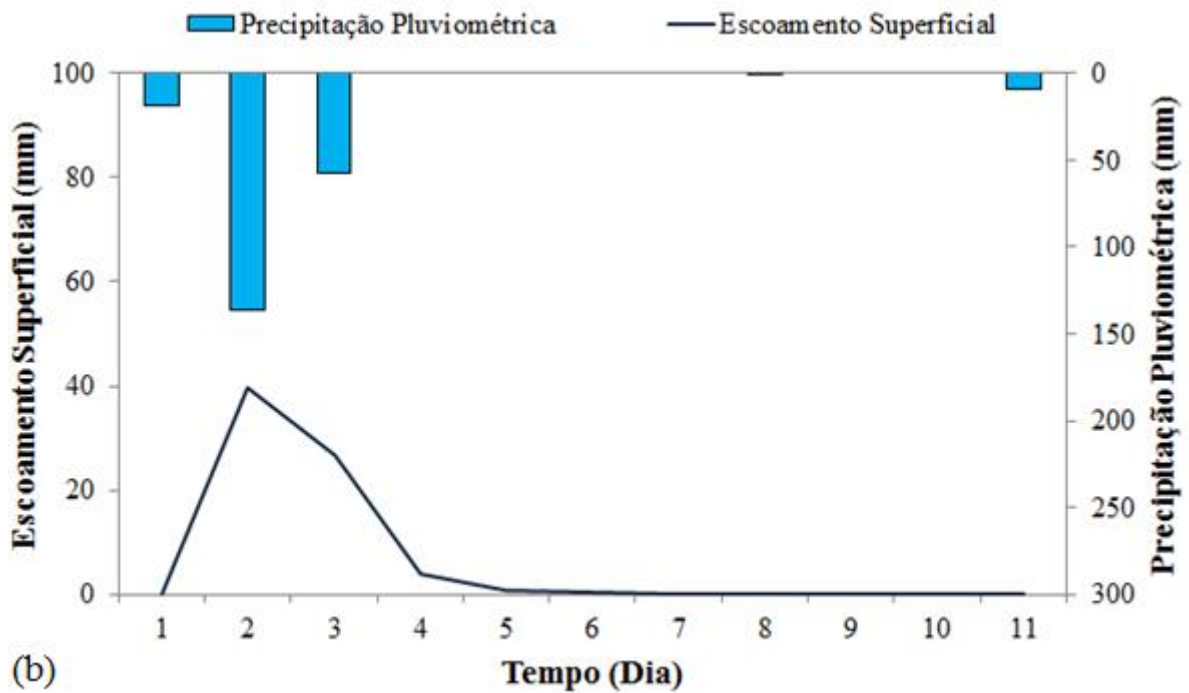


Os dados de variáveis climáticas mensais foram obtidos a partir da série histórica de 56 anos, período de 1961 – 2017 (FUNCEME, 2017a). As variáveis climáticas diárias como precipitação pluviométrica e temperaturas máxima e mínima contemplaram os anos de 2009 – 2017, perfazendo um total de 9 anos de estudo (INMET, 2017). Os dados hidrossedimentológicos medidos nas três bacias hidrográficas monitoradas foram relativos aos anos de 2013 – 2017, com coletas de dados hidrológicos e sedimentológicos concentrando-se de janeiro a junho, correspondendo à estação chuvosa da região.

4.2.1 Bacia Experimental de Iguatu – BEI (14,72 km²)

Na seção de monitoramento da Bacia Experimental de Iguatu (BEI) de 14,72 km² (Figura 3) foram instalados sensores para mensuração do escoamento superficial e produção de sedimentos. Vale ressaltar que o rio apresenta um escoamento superficial com caráter intermitente. A seção foi equipada com um sensor de nível transdutor de pressão modelo CS450 da Campbell Scientific, conectado a um datalogger CR1000 com intervalos de aquisição de 5 min. Com os valores de carga hidráulica, o escoamento superficial (hidrogramas, volume escoado e lâmina escoada) foi mensurado através da equação do vertedor. Para a calibração e verificação da eficiência do linígrafo foram instaladas régua linimétricas próximas ao sensor e efetuadas leituras periodicamente aquando da ocorrência do escoamento.

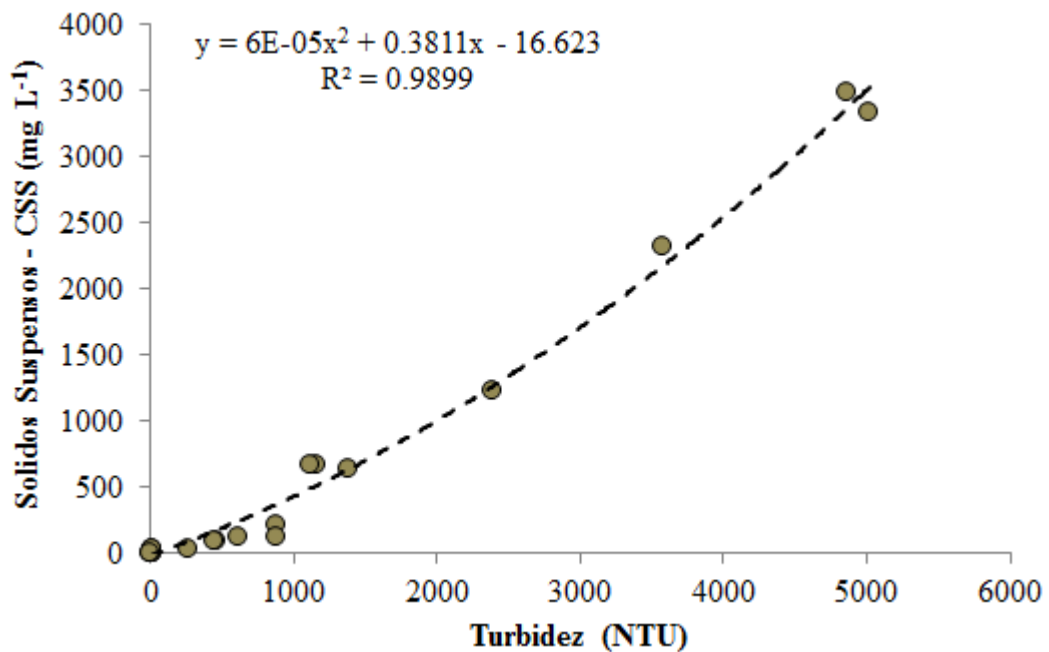
Figura 3 – (a) Seção de monitoramento da bacia hidrográfica representativa (14,72 km²) localizada na área experimental de Iguatu, Ceará, Brasil e (b) exemplo de um hidrograma para a bacia hidrográfica representativa



Instalou-se um sensor de turbidez e sedimentos (Turbidímetro), modelo OBS300 da Campbell Scientific, conectado a um datalogger CR1000 com intervalos de aquisição de 15 min para quantificar a produção de sedimentos. Coletaram-se amostras de água para a calibração do equipamento (duas amostras por dia) e avaliaram-se os sólidos suspensos em laboratório. Observou-se uma correlação significativa entre as medidas de CSS e a turbidez na

BEI (Figura 4), sendo o modelo polinomial quadrático o que apresentou melhor ajuste, com R^2 de 0,9899, em acordo com os resultados de Pinheiro et al. (2013) no município de Aiuaba – CE. Assim, as leituras turbidimétricas representam uma boa estimativa da CSS na BEI dentro da faixa de valores de turbidez medidos. A produção de sedimentos para cada evento gerador de escoamento foi calculada com base nos dados de concentração de sedimentos suspensos e escoamento superficial.

Figura 4 – Relação entre a concentração de sólidos suspensos – CSS e a turbidez para a BEI



4.2.2 *Bacias Experimentais Aninhadas com Diferentes Manejos (0,01 a 0,03 km²)*

Uma bacia aninhada foi mantida inalterada com cobertura vegetal Floresta Tropical Seca (FTS) regionalmente denominada como Caatinga, em pousio há 40 anos representando condições naturais de pequenas bacias rurais florestadas do semiárido brasileiro. A outra bacia aninhada foi desmatada, queimada e plantada com gramínea (*Andropogongayanus*, Kunt) para produção de pasto (DQP), sendo a prática da queimada a mais utilizada pelos agricultores da região na remoção da vegetação. Ambas as bacias experimentais aninhadas têm o mesmo tipo de solo VERTISSOLO HÁPLICO Órtico solódico (Figura 2).

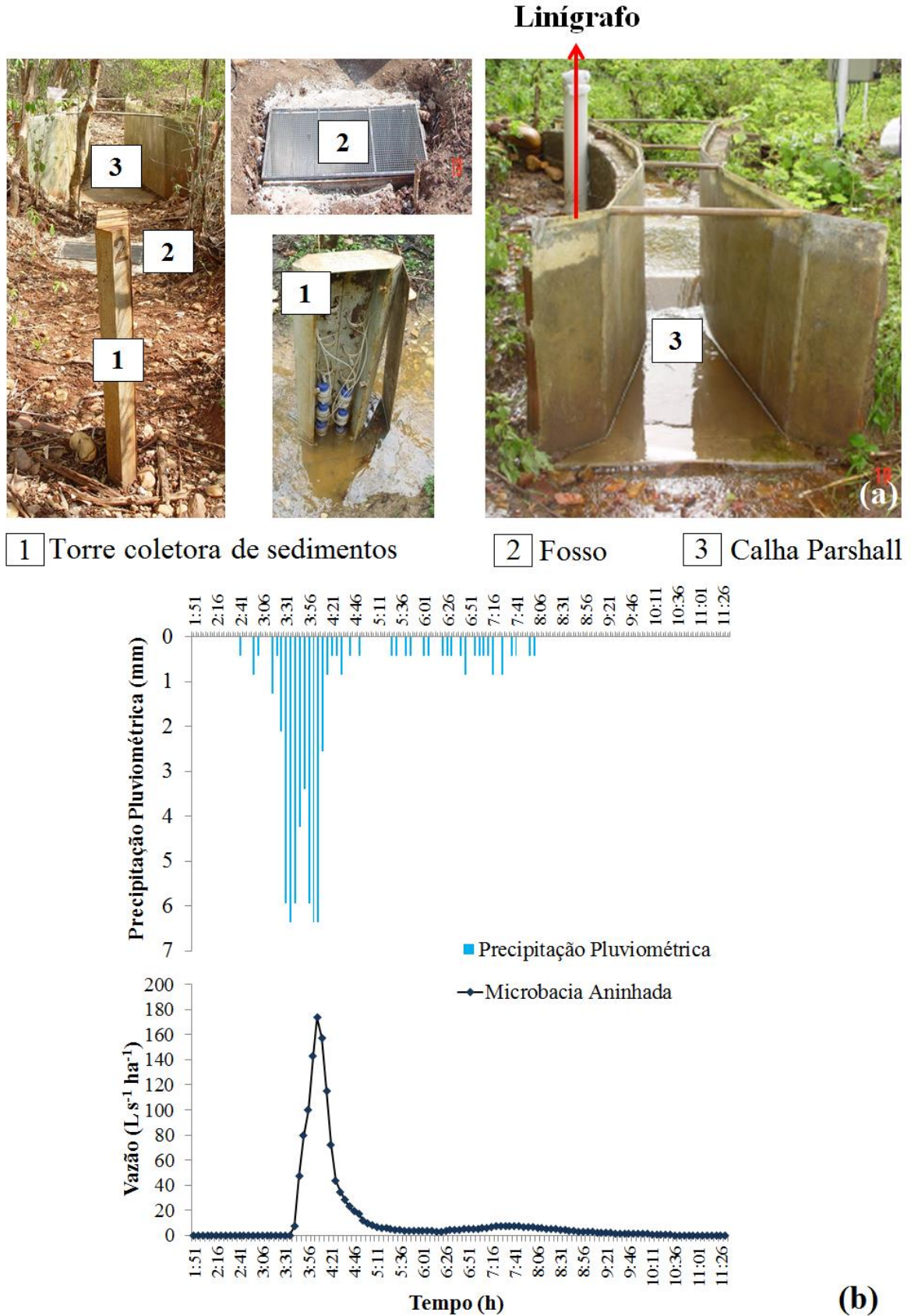
Nas microbacias aninhadas o escoamento superficial apresenta um caráter efêmero. As bacias experimentais aninhadas foram equipadas com estações

hidroclimatológicas, com pluviômetros, calhas Parshall, sensores de temperatura do ar e solo, sensores de umidade relativa do ar, umidade do solo e pluviógrafos automáticos. Todos os dados são coletados por meio de uma plataforma de coleta de dados (PCD) instalada em cada microbacia e programada para obtenção de dados a intervalos de 5 minutos. Este intervalo de tempo foi adotado em função das altas intensidades de chuvas que ocorrem na região, e também pelo baixo tempo de concentração das unidades avaliadas. A instrumentação das microbacias foi instalada em 2008-2009 (ALVES, 2008; RODRIGUES, 2009).

Os sensores de temperatura e umidade relativa do ar foram instalados em abrigo meteorológico, e o sensor de precipitação (pluviógrafo) tipo balança e sensores de umidade do solo, tipo capacitivo. Além do pluviógrafo, a precipitação pluviométrica é quantificada por três pluviômetros “Ville de Paris”. O escoamento superficial nas microbacias experimentais é quantificado através de calhas Parshall, uma para cada microbacia, sendo essas confeccionadas em fibra de vidro. A altura da água que passa pelas calhas é mensurada por meio de sensores medidor de nível automático modelo U20-001- 01 da HOBO que funcionam como linígrafo. As elevações de nível de água, que são coletadas continuamente em intervalos de 5 minutos, são convertidas posteriormente em vazão mediante equação específica de cada calha. Os dados de vazão correlacionados com o tempo proporcionaram a geração de hidrógrafas para cada evento de chuva correspondente.

Para quantificação da descarga sólida em suspensão em cada microbacia, foram instaladas torres coletoras de sedimentos em suspensão a montante das calhas Parshall. Essas possuem garrafas de 100 mL dispostas equidistantes a 7,5 cm, sendo a primeira a 15 cm do solo. As coletas das amostras são realizadas sempre após os eventos geradores de escoamento superficial suficiente para que a água atinja a altura da(s) abertura(s), e em seguida encaminhadas ao laboratório para quantificação da concentração de sólidos totais. Também foram instalados fossos a montante de cada calha, com capacidade total de 185 L, para retenção de todo o volume de solo em arraste. Após cada evento gerador de escoamento, é realizada a homogeneização da água com sedimentos no fosso e coletada uma amostra para quantificação do total de sólidos. Uma síntese dos principais componentes da estação hidrossedimentológica instalada em cada microbacia é apresentada na Figura 5.

Figura 5 – (a) Visão geral dos principais componentes das estações hidrosedimentológicas instaladas em cada uma das microbacias experimentais na BEI e (b) exemplo de um hidrograma para a bacia hidrográfica representativa

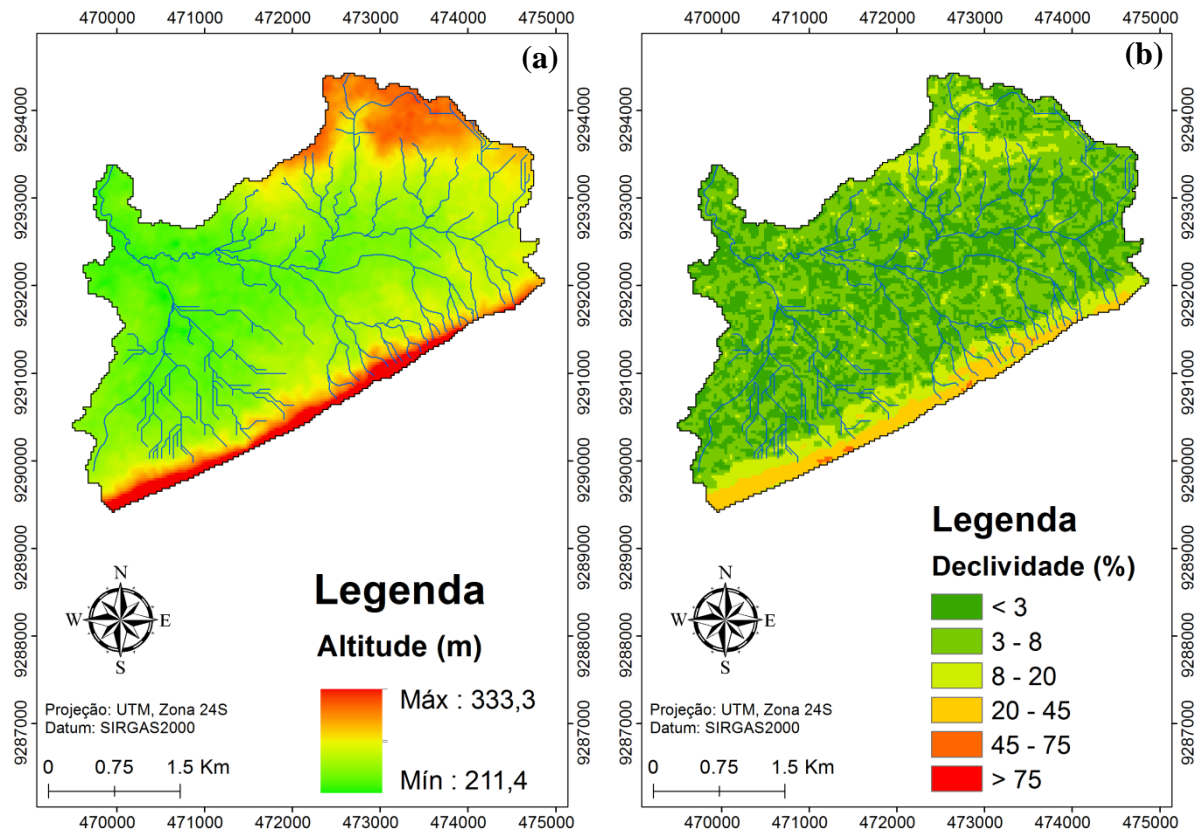


4.3 Caracterização do meio físico e base cartográfica da bacia experimental de Iguatu

A Bacia experimental de Iguatu – BEI possui uma área de drenagem 14,72 km² (1.472,49 ha) e o perímetro 25,98 km. O rio principal apresenta 6,43 km sendo o comprimento total da rede de drenagem 70,74 km. Uma bacia com rede de drenagem de ordem cinco, densidade de drenagem igual a 4,80 km km⁻² e tempo de concentração uma hora.

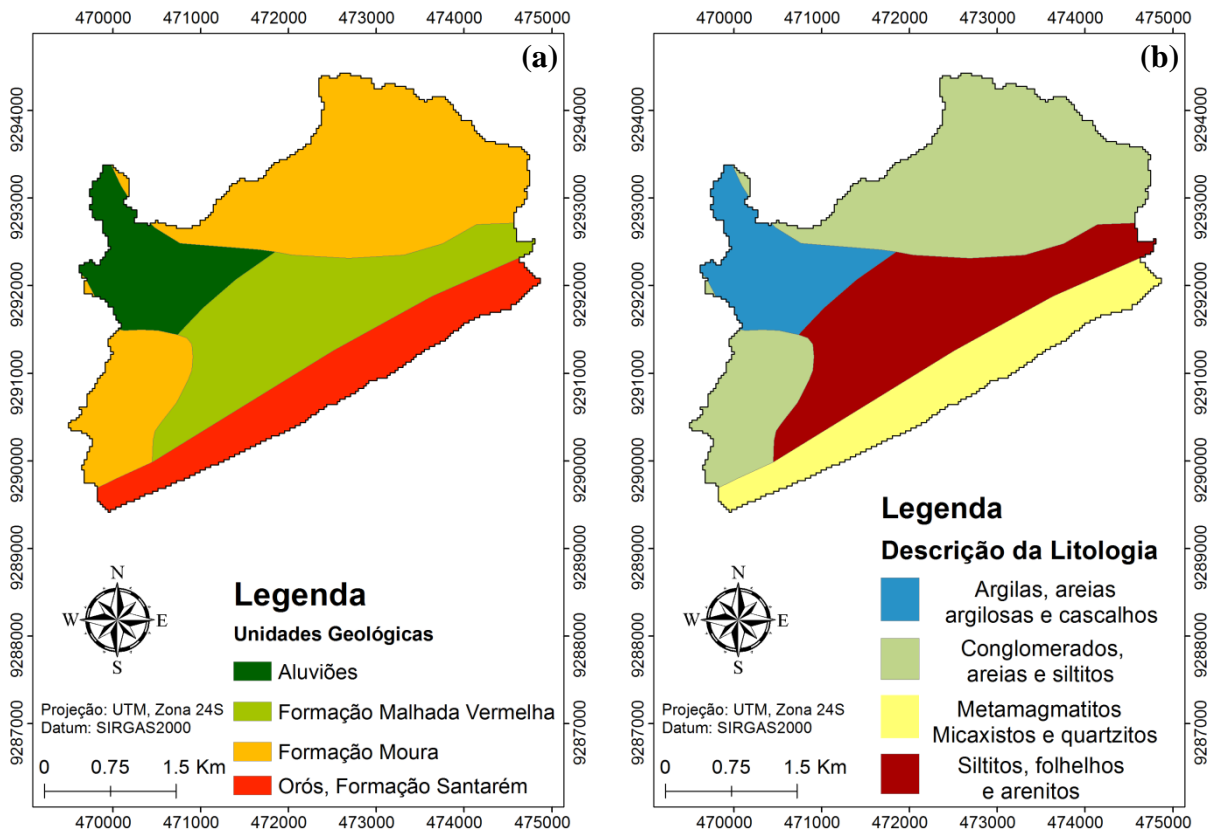
Na Figura 6 é apresentado o mapa hipsométrico e de declividade da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, verificando a predominância de maiores altitudes nos divisores nordeste, e na parte de sul a leste da bacia, com valores sempre inferiores a 333,3 m e superiores a 211,4 m. Na parte mais central da bacia, há uma predominância de um relevo menos abrupto, sem elevações consideráveis apresentando os menores valores de altitudes. Pela distribuição das classes de declividade na Bacia Experimental de Iguatu – BEI, observa-se a predominância das classes de relevo plano (<3%) a relevo suavemente ondulado (3%-8%) representando essas duas classes juntamente 82,3% da área da bacia.

Figura 6 – (a) Mapa de altitudes e (b) das classes de declividade da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil



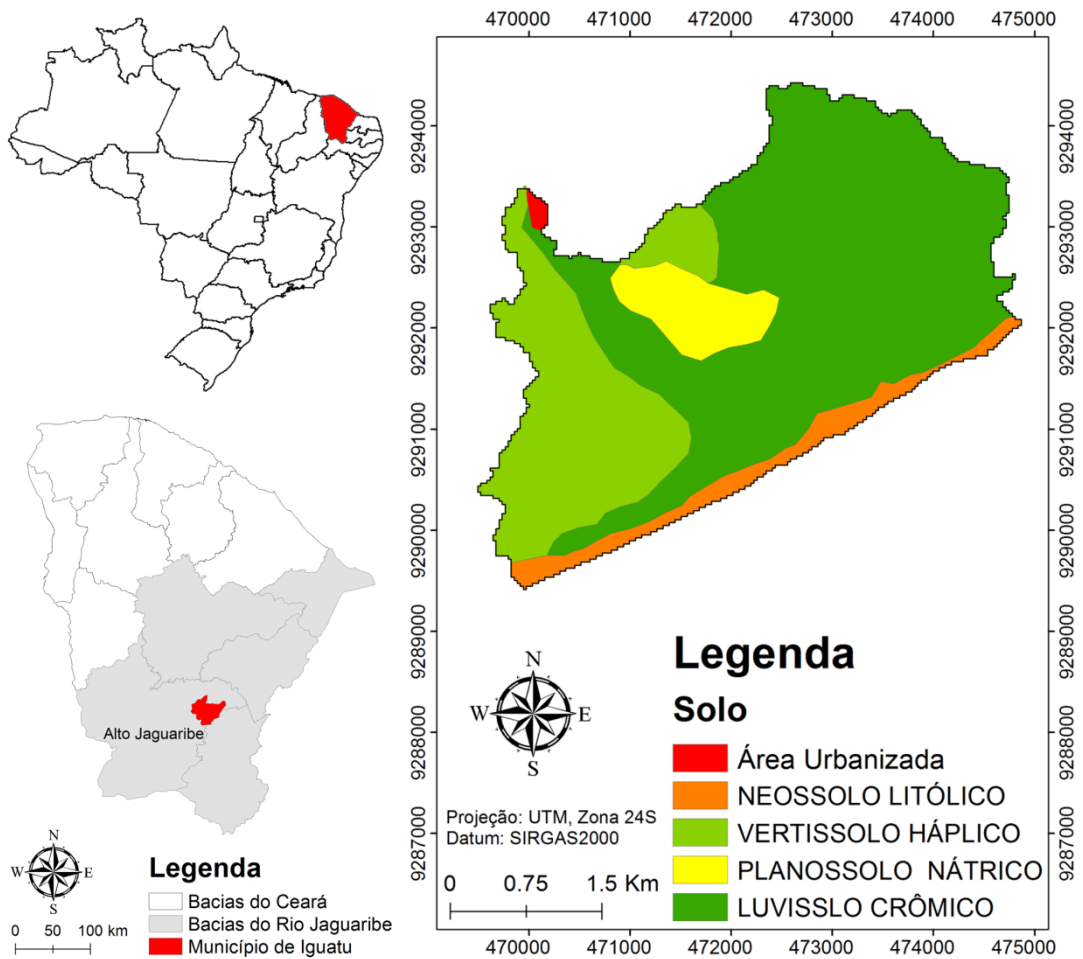
As informações referentes a geologia e litologia da área experimental foram extraídas a partir do mapa geológico e geomorfológico do Ceará (Figura 7), elaborado pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM na escala 1:500.000 (CPRM, 2003). No contexto regional, a Bacia Experimental de Iguatu – BEI insere-se em termos geológicos na Bacia Sedimentar de Iguatu. Estruturalmente a Bacia de Iguatu está compartimentada em quatro sub-bacias sedimentar (Iguatu, Malhada Vermelha, Lima Campos e Icó) separadas por altos internos do embasamento.

Figura 7 – (a) Mapa das unidades geológicas e (b) Mapa das unidades litológicas da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil



Na Figura 8 é apresentado o mapa de solos e a distribuição dos tipos de solo da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil, elaborado tendo por base os dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2017b).

Figura 8 – Mapa de solos da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil



Verifica-se a predominância de LUVISSOLO CRÔMICO pálido planossólico ocupando 61,6% da área da bacia. Esses solos caracterizam-se por serem rasos e apresentar usualmente mudança textural abrupta, as limitações de uso relacionam-se à quantidade moderada de pedras no horizonte superficial e a suscetibilidade à compactação, devido à mudança textural abrupta, são suscetíveis à erosão.

Em segundo nível de predominância na BEI tem-se o VERTISSOLO HÁPLICO Órtico solódico que representa 25,9% do total da área. Caracterizam-se por serem muito duros quando secos, formando torrões compactos, e muito plásticos e muito pegajosos quando molhados. Esses solos são pouco permeáveis, o que restringe a sua drenagem e percolação de água, com 30% ou mais de argila ao longo do perfil, apresentam pronunciada mudança de volume de acordo com a variação do teor de umidade do solo. Têm como feições morfológicas características a presença de fendas de retração largas e profundas que se abrem desde o topo do perfil nos períodos secos.

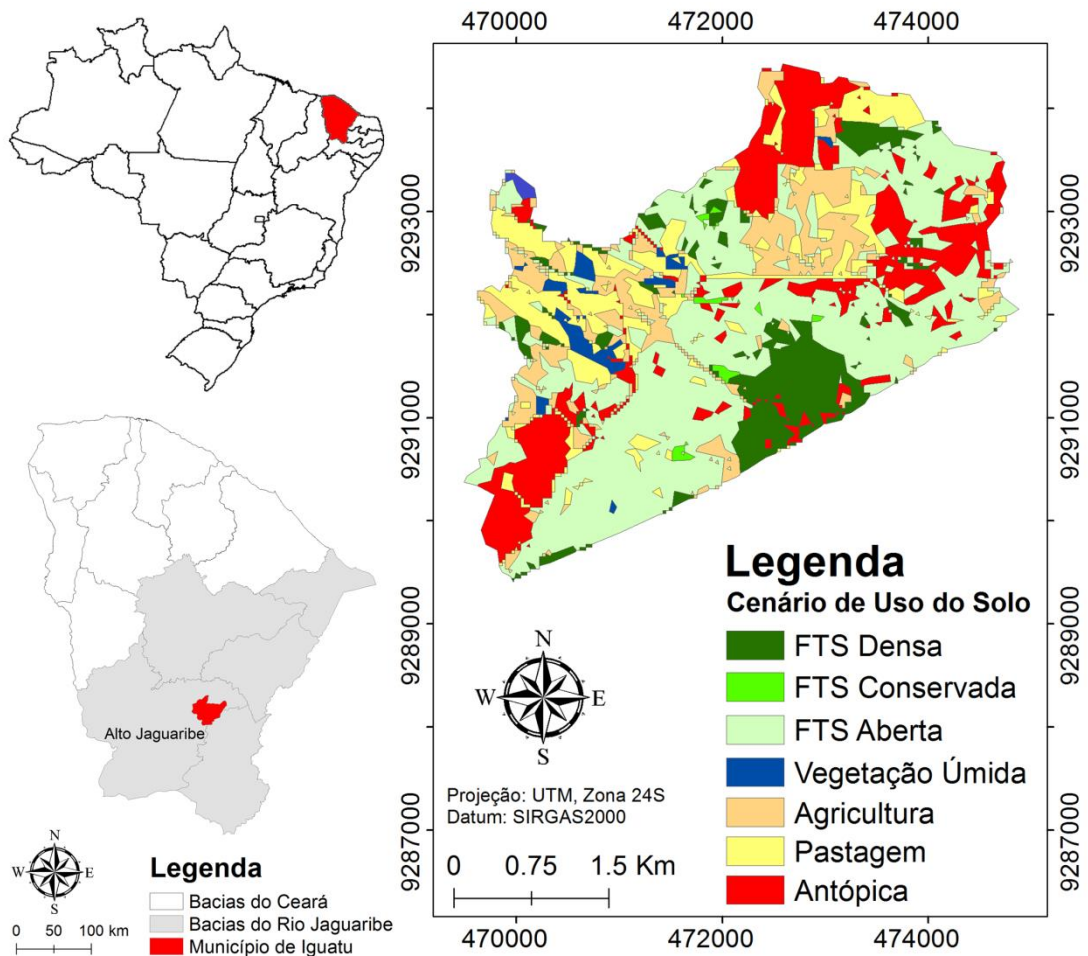
Em terceira predominância os solos PLANOSSOLO NÁTRICO Órtico típico representam 6,4% da área da BEI, sua ocorrência está relacionada geralmente nos terraços de rios e riachos e em áreas de topografia suave. Esses solos apresentam gradiente textural elevados o que causa grande suscetibilidade à erosão, também favorecida pela baixa permeabilidade do horizonte B, devido à alta concentração de sódio.

Em menor predominância na BEI tem-se o NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário ocupando 5,7% da área da bacia. Esses solos estão associados normalmente a relevos mais declivosos e apresentam pouca profundidade, estes fatores limitam o crescimento radicular e elevam o risco de erosão.

De acordo com o procedimento realizado por Costa et al. (2012), para a classificação e geração do mapa de cobertura e uso do solo utilizou-se o sistema RapidEye, que consiste em uma constelação de 5 satélites lançada no dia 29 de Agosto de 2008 (RapidEye, 2010). As imagens foram adquiridas para o ano de 2010 no fim da estação das chuvas, estas imagens foram atmosféricamente e topograficamente corrigidos usando a ferramenta ATCOR3 no ERDAS Imagem 2010 (ver <http://www.geosystems.de/atcor/>).

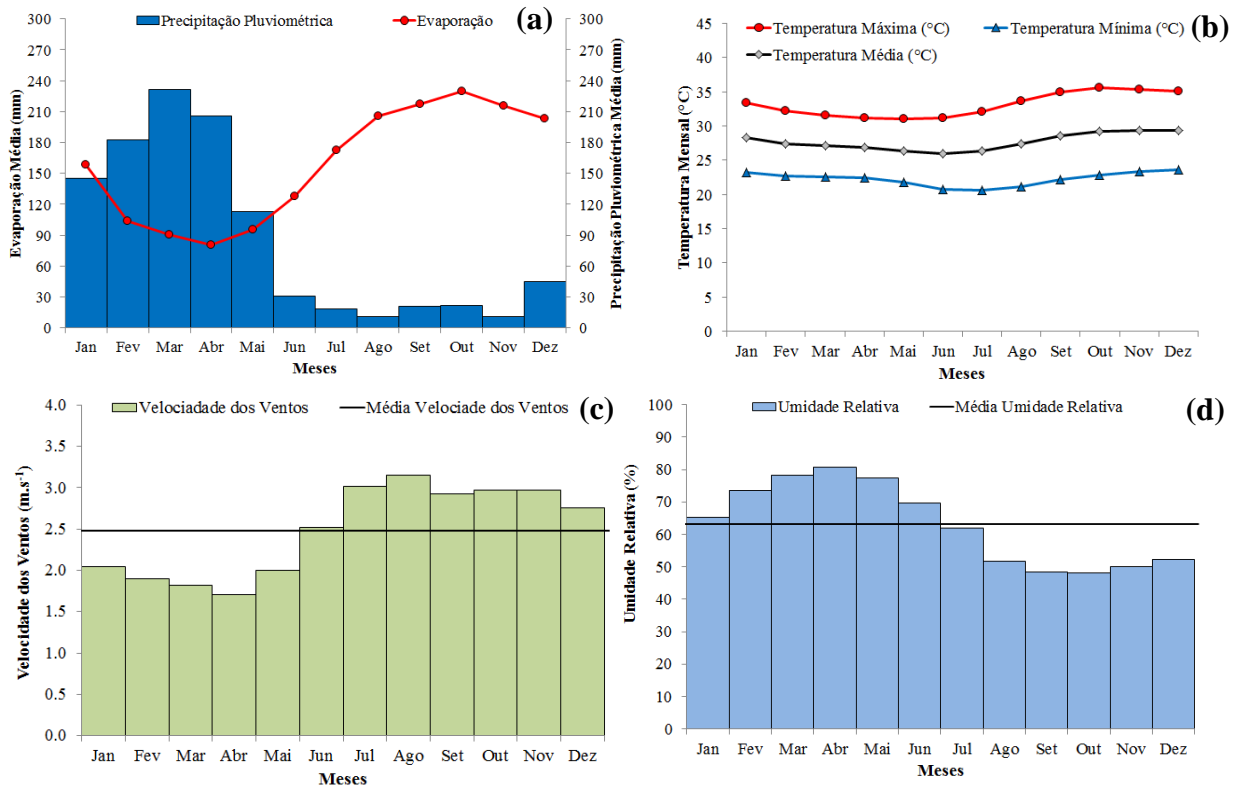
Para classificação do uso e cobertura do solo foram definidas sete classes dentro da bacia, a saber: Floresta Tropical Seca – FTS densa correspondendo a Caatinga densa, Floresta Tropical Seca – FTS conservada correspondendo a Caatinga conservada, Floresta Tropical Seca – FTS aberta correspondendo a Caatinga aberta mais degradada, Pastagem, Agricultura, Antrópica e Vegetação úmida. De acordo com a Figura 9 observa-se que a bacia apresenta um elevado grau de degradação da sua cobertura vegetal, sendo 42,6% coberta com caatinga degradada, 18,8% antropizada e 25,9% coberta com agricultura + pastagem, totalizando 87,3% de toda a bacia, representando uma área de 12,85 km².

Figura 9 – Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia Experimental de Iguatu – BEI, Ceará, Brasil



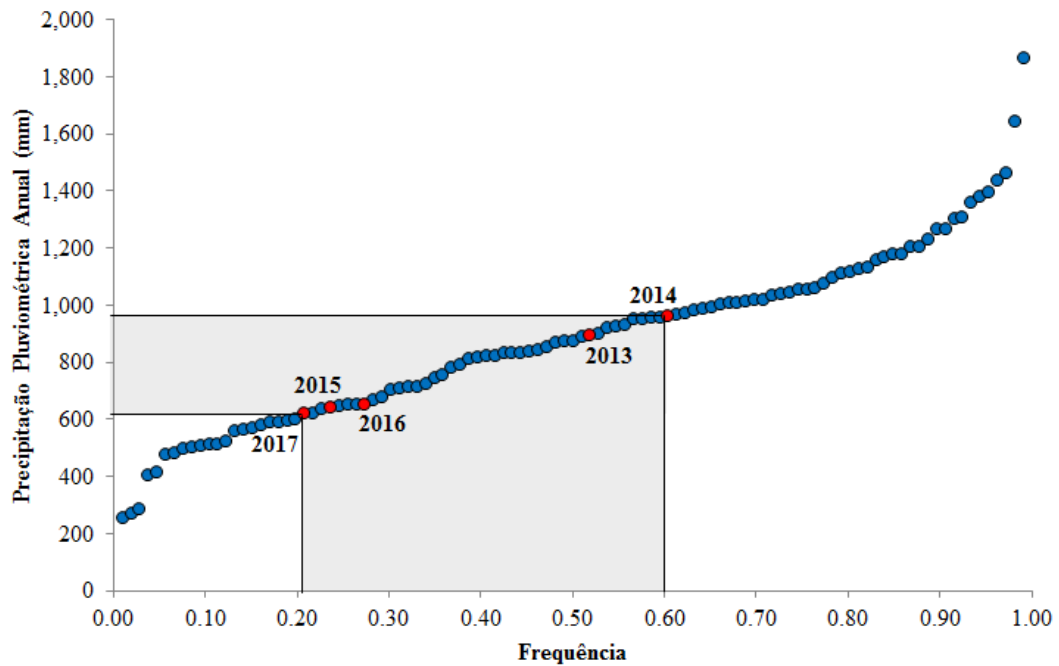
Observa-se na Figura 10 uma síntese mensal das variáveis climáticas a partir da série histórica de 56 anos: precipitações pluviométricas, evaporação, temperaturas mínimas, máximas, médias, velocidade dos ventos e umidade relativa (FUNCEME, 2017a). Através da análise dos dados observa-se uma irregular distribuição das chuvas mensais durante o ano, ocorrendo as maiores precipitações pluviométricas entre os meses de janeiro a maio, com presença de um período de estiagem entre os meses de junho a dezembro.

Figura 10 – Valores médios mensais para o período de 1961 a 2017 no município de Iguatu, Ceará, Brasil das variáveis climáticas: (a) precipitações pluviométricas e evaporação médias, (b) temperaturas máximas, mínimas e média, (c) velocidade dos ventos e (d) umidade relativa



Na Figura 11 verifica-se a distribuição de frequência da precipitação pluviométrica anual para a série histórica relativa ao período 1912 – 2017 no município de Iguatu, Ceará, Brasil região onde se localizam as bacias hidrográficas desse estudo. Situando-se na série histórica os cinco anos de monitoramento hidrossedimentológico utilizado para modelagem nesse trabalho, observa-se as menores precipitações pluviométricas anuais ocorreram no ano de 2017 = 600,9 mm ano⁻¹ e as maiores no ano de 2014 = 959,6 mm ano⁻¹ contemplando nesses limites em torno de 40% da série histórica, abrangendo uma faixa de anos com características hidrológicas entre seco a normal. Considerando a limitação de poucos anos de monitoramento de fluxos de água e solo, essa faixa contemplada caracteriza-se como muito boa para avaliações hidrossedimentológicas nas bacias hidrográficas em estudo.

Figura 11 – Distribuição de frequência da precipitação pluviométrica anual para a série histórica relativa ao período 1912 – 2017 no município de Iguatu, Ceará, Brasil

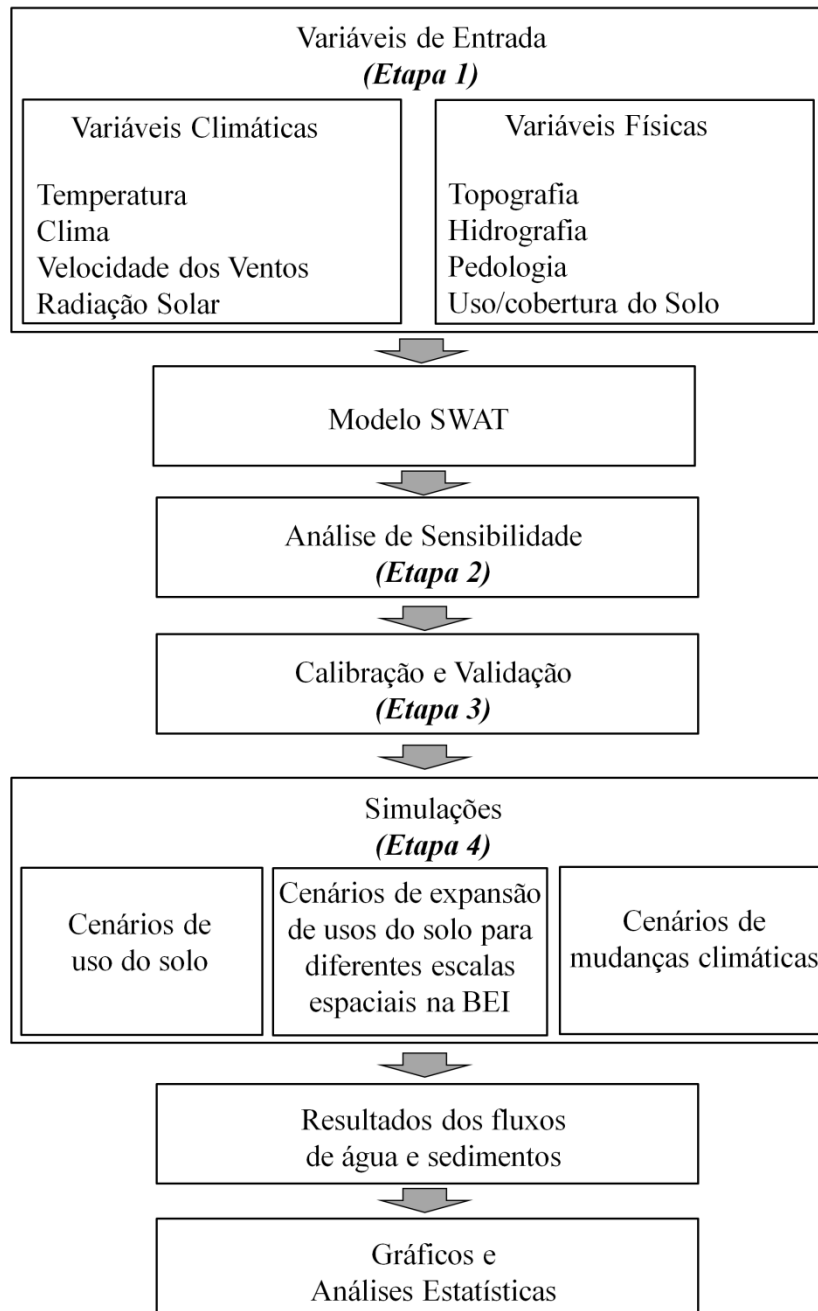


5 METODOLOGIA

5.1 Modelagem do escoamento superficial e produção de sedimentos utilizando o SWAT

Para desenvolvimento da pesquisa e obtenção dos resultados seguiu-se as seguintes etapas (Figura 12):

Figura 12 – Fluxograma das etapas de aplicação do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool



Etapa 1: Parametrização do modelo SWAT, no qual realizou-se uma parametrização inicial associando dados de vegetação a usos do solo presentes no banco de dados do modelo, após para melhorar a parametrização foram utilizados dados medidos em campo para modificação de parte dos parâmetros de vegetação na busca de um melhor refinamento.

Etapa 2: Após realizou-se análises de sensibilidade com o propósito de encontrar

o conjunto mais sensível de parâmetros do modelo para a bacia BEI.

Etapa 3: Depois realizou-se a calibração desses parâmetros e posterior validação do modelo SWAT para a bacia BEI. Então, posteriormente foi realizada a validação do modelo para as bacias FTS e DQP, utilizando a calibração realizada para a bacia BEI sem uma calibração própria para estas bacias aninhadas, na busca de identificar a representatividade dos processos hidrossedimentológicos em diferentes escalas aninhadas a bacia. Por fim nessa etapa ainda avaliou-se o desempenho do modelo para estimativa dos fluxos de água e solo em diferentes classes de chuva ($P < 30$ mm ou $P \geq 30$ mm).

Etapa 4: Com o modelo parametrizado, calibrado e validado em diferentes escalas realizou-se análises de diferentes cenários de uso e ocupação do solo e cenários de mudanças climáticas para todas as bacias, na busca de identificar a influência do manejo do solo e das possíveis alterações climáticas nos processos hidrossedimentológicos das bacias estudadas. Ainda foram realizadas nessa etapa análises de cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI.

Utilizou-se no modelo SWAT o passo de tempo diário para modelagem hidrossedimentológica, na qual foi realizada entre os anos de 2013 e 2017, período de baixas precipitações pluviométrica na área, caracterizado ainda por serem anos consecutivos secos o que agrava ainda mais o problema de estiagem.

Por meio do modelo SWAT gerou-se para a bacia BEI um total de 18 sub-bacias com áreas variando entre 1,26 a 212,76 ha, sendo 2 sub-bacias aninhadas (FTS e DQP) com dados medidos de monitoramento de escoamento superficial e produção de sedimentos.

Essa divisão de bacias associado à base de dados de uso e ocupação do solo, classe de solo e declividade permitiu o modelo gerar 414 unidades de resposta hidrológica (HRU's), indicando, portanto 414 combinações de uso do solo, tipo de solo e classes de declividades distribuídas nas 18 sub-bacias delimitadas.

5.1.1 Descrição do modelo SWAT

O modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool - é um modelo matemático desenvolvido pelo Agricultural Research Service e Texas A&M University (Estados Unidos da América – EUA). Esse modelo tem como um de seus objetivos simular chuva-vazão-erosão-nutrientes, o efeito das ações de uso e manejo do solo, perdas de solo e nutrientes e uso de pesticidas, evapotranspiração, entre outros, requerendo como dados de entrada informações

sobre chuva, temperatura, umidade, solos, relevo e mapas de uso do solo (NEITSCH et al., 2009; MEDEIROS; SILVA et al., 2014).

O SWAT é um modelo hidrossedimentológico, contínuo no tempo, de base física (as equações utilizadas pelo modelo são baseadas em leis da física) e um modelo distribuído (os parâmetros do modelo dependem do espaço e, ou, do tempo, permitindo com isso a representação da sua variabilidade espaço-temporal), e que possibilita o uso de interface com SIG como ferramenta de suporte para a entrada de dados. O SWAT pode realizar a simulação de diversos processos em bacias hidrográficas, como escoamento superficial e subterrâneo, erosão e produção de sedimentos nos planos e nos canais, transportes de nutrientes e de pesticidas e contaminação dos recursos hídricos. Assim, é uma característica da modelagem do SWAT realizar a simulação na escala de bacia e no passo de tempo diário, sob o efeito de alterações no uso e na cobertura do solo e de impactos ambientais provocados pela ação antrópica (ARAGÃO et al., 2013; FAN, SHIBATA; 2015; LAMBDA et al., 2016; HAIYAN, LIYING, 2017).

A simulação hidrológica de uma bacia hidrográfica no modelo SWAT está dividida em dois grandes grupos:

(a) Fase terrestre do ciclo hidrológico: controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e carga de pesticidas que escoam no canal principal.

(b) Fase de propagação da água (routing) no ciclo hidrológico: pode ser definida como o movimento de água, sedimentos e nutrientes através da rede de canais (hidrografia da bacia) para sua saída (exutório ou seção de controle).

O modelo SWAT pode ser descrito ainda em 7 componentes: (a) Hidrologia; (b) Clima; (c) Sedimentos; (d) Crescimento vegetal; (e) Manejo agrícola; (f) Qualidade de água; (g) Pesticidas.

O modelo SWAT trabalha com a divisão da bacia em sub-bacias, divididas ainda em uma determinada quantidade de unidades de resposta hidrológica (HRU's). Os dados gráficos que devem alimentar o modelo correspondem a: mapas de uso do solo, mapas pedológicos, mapas geológicos, hidrografia, modelo numérico do terreno (MNT), e clima (dados diários de temperatura, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa e precipitação).

Para a estimativa da infiltração, do escoamento superficial e da força de desprendimento de sedimentos pelo fluxo da água, é necessária a determinação do balanço hídrico. Utilizando-se o método CN, o modelo admite que a quantidade de água que infiltra é a diferença entre a precipitação e o escoamento superficial. Do total da água que infiltra, parte

evapora ou é destinada ao metabolismo das plantas, enquanto outra porção escoar lateralmente até alcançar o curso de água. A água pode ainda percolar até uma camada profunda e recarregar os aquíferos.

O modelo SWAT considera dois sistemas de águas subterrâneas, denominados aquífero raso e aquífero profundo. O aquífero raso contribui com escoamento para o canal. A água que escoar ao aquífero profundo é eliminada do sistema. A água que alcança o aquífero raso pode ainda retornar à zona não saturada por capilaridade ou através de plantas com raízes profundas.

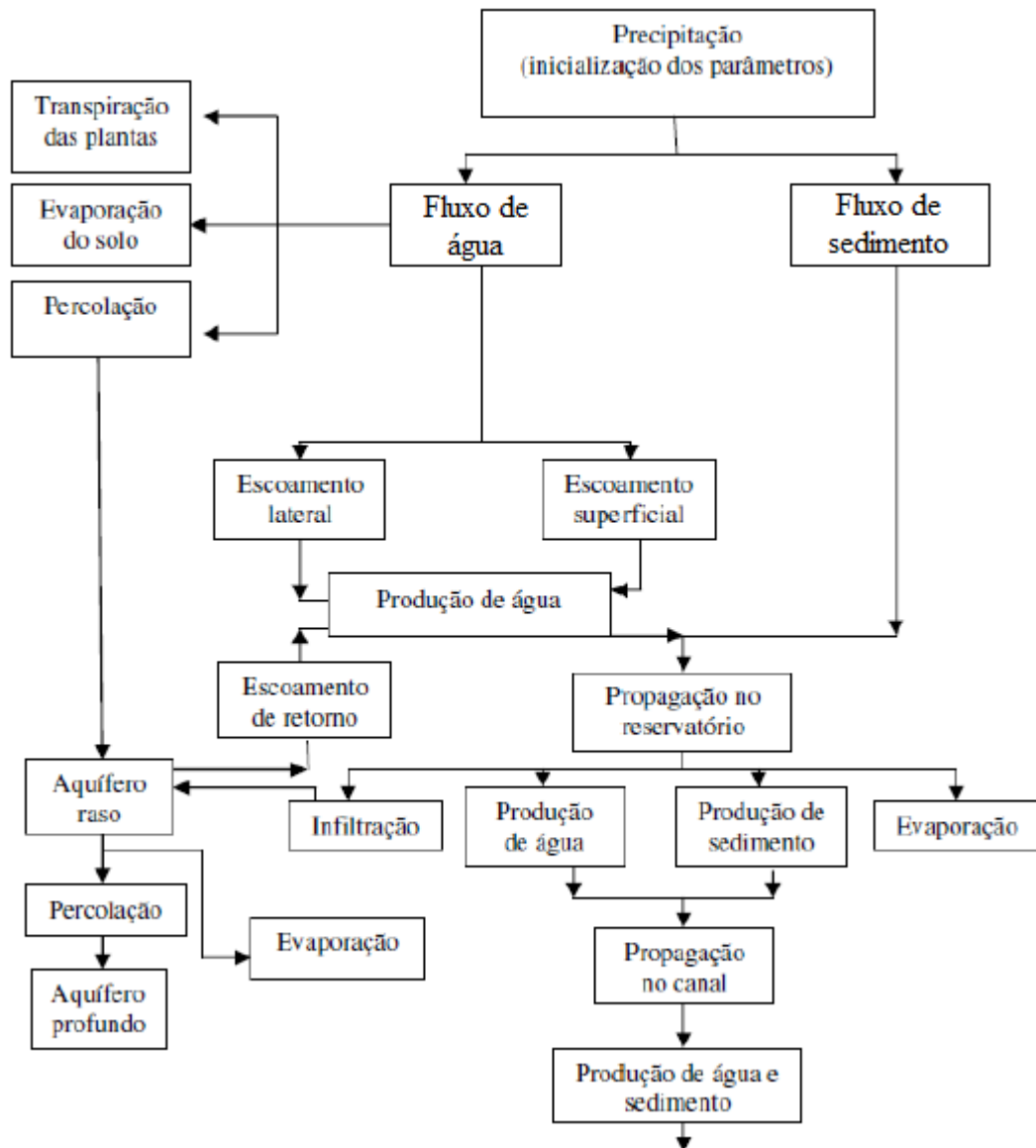
A evapotranspiração é determinada pela soma da evaporação do solo e a transpiração das plantas, ambas determinadas em função da evaporação potencial. O modelo oferece três opções para a estimativa da evaporação potencial: Penman Monteith, Hargreaves e Samani, e Priestley e Taylor. Nesse estudo o método utilizado foi o de Penman Monteith.

Para simular o crescimento vegetal de todos os tipos de plantas, o modelo SWAT utiliza uma versão simplificada do modelo EPIC (*Environmental Policy Integrated Climate Model*), desenvolvido por Williams (1995). A biomassa potencial é calculada pelo método desenvolvido por Monteith, como função do índice de área foliar (LAI). A água contida no solo no ponto de murchamento, bem como a capacidade de campo são definidos pelo modelo como função da densidade do solo em cada sub-bacia.

A erosão dos solos no modelo é simulada por intermédio da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), que é uma versão modificada da Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Enquanto no modelo USLE são utilizados os índices de precipitação como medidas indicativas de energia do impacto das gotas de chuva no solo, a MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial e o pico de vazão para simular a produção de sedimentos. O uso da MUSLE resulta em inúmeros benefícios, entre eles, ganho na precisão do modelo e a necessidade de uma razão de transporte é eliminada, permitindo que a equação seja aplicada para eventos de chuva individuais na escala de bacia hidrográfica.

O fluxograma ilustrado na Figura 13 apresenta os principais processos envolvidos durante a execução do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool.

Figura 13 - Fluxograma dos processos envolvidos na utilização do modelo SWAT - Soil and Water Assessment Tool



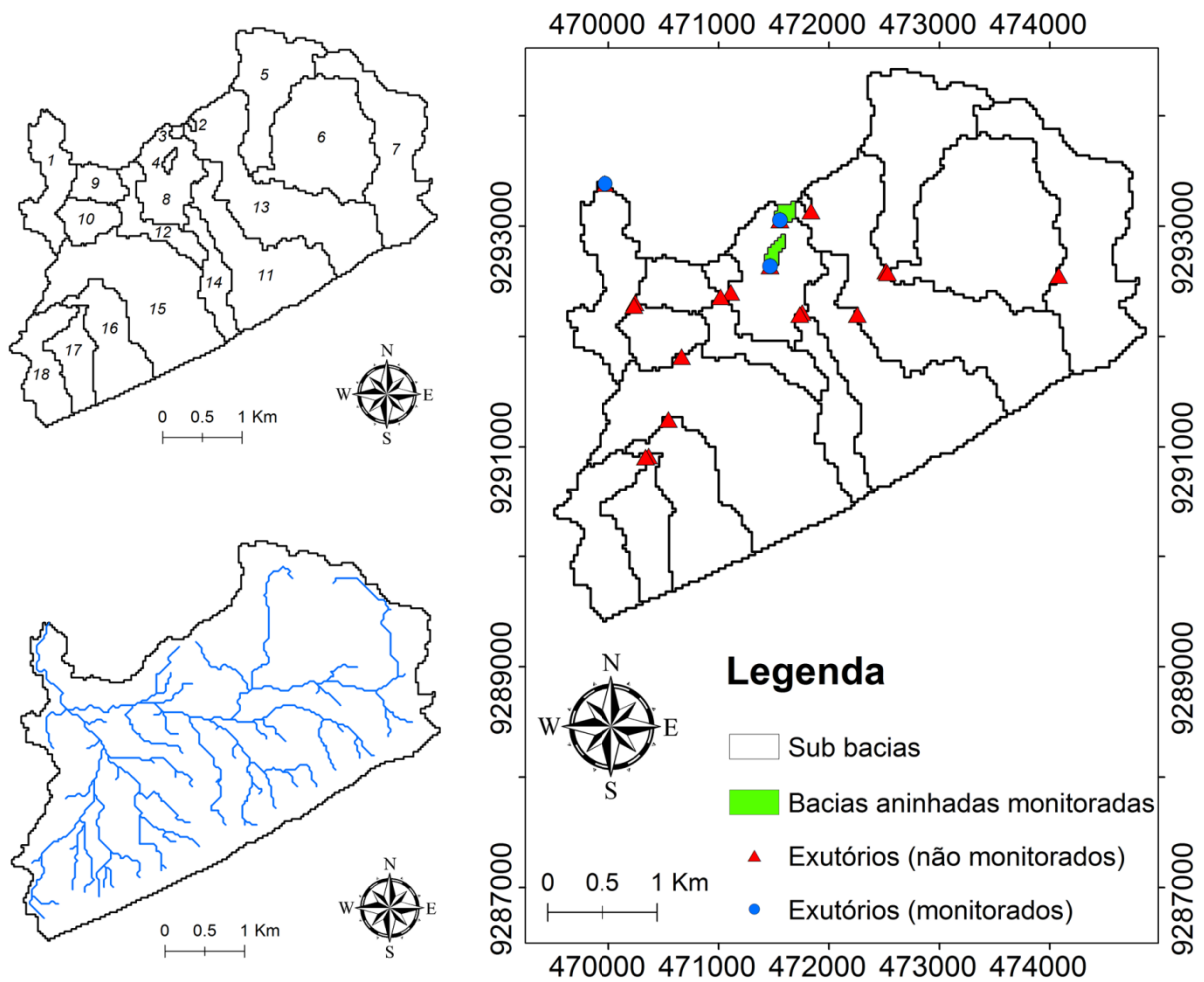
Fonte: Adaptado Pinto (2011)

5.1.2 Delineamento da bacia hidrográfica e definição do número de sub-bacias

A etapa inicial de simulação do SWAT consiste na delimitação da bacia hidrográfica e a divisão em sub-bacias, que podem ser tratadas como unidades independentes no processo de modelagem. Para divisão das sub-bacias o modelo adiciona automaticamente os pontos de confluência de linhas de água que delimitam as sub-bacias, a partir da rede de drenagem e do MDE, sendo possível alterar manualmente o número de sub-bacias de acordo com a necessidade do estudo. De acordo com o pré-conhecimento da Bacia Experimental de

Iguatu – BEI, levando em consideração suas características físicas e hidrológicas, bem como, as unidades de microbacias hidrográficas aninhadas monitoradas, optou-se por definir 18 sub-bacias, sendo 3 exutórios monitorados com dados hidrológicos e sedimentológicos medidos, e 15 exutórios não monitorados (Figura 14).

Figura 14 – Sub-bacias definidas na etapa inicial de simulação do SWAT - Soil and Water Assessment Tool com a representação dos exutórios monitorados e não monitorados



Para o desenvolvimento do trabalho foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) com resolução espacial de 30 m, adquirido no site do United States Geological Survey (USGS).







5.1.3 Dados de uso e ocupação do solo









São 29 parâmetros de cobertura do solo e crescimento da vegetação, necessários para cada tipo de cobertura do solo exigido pelo SWAT (ver Anexo I). Em grande parte por ser atributos de caracterização complexa e dificuldade de obtenção na literatura para cada tipo de cobertura do solo, optou-se inicialmente por utilizar os tipos de coberturas de solo existentes no banco de dados do modelo SWAT, e posteriormente manualmente modificar parte dos parâmetros de vegetação que foram medidos nos sítios de pesquisas.

Utilizando a versão SWAT 2012 em seu banco de dados podem ser verificadas 127 classes de cobertura do solo, relacionados a diversos tipos de usos do solo e de culturas agrícolas, onde estão inseridos em seu default os valores de cada parâmetro supracitado. Para áreas urbanizadas o SWAT 2012 também apresenta um total de 9 diferentes categorias relacionadas ao tipo de urbanização e ao grau de impermeabilização.

Para cada um dos sete usos e ocupações do solo determinados para a Bacia Experimental de Iguatu – BEI, foram associados a categorias ou tipos de cobertura do solo presentes no banco de dados do modelo SWAT. Na Tabela 2 pode-se verificar as associações realizadas, no qual tentou manter o maior nível de similaridade possível em relação a estrutura e fisionomia entre as classes de solo geradas na BEI e as disponíveis no banco de dados do modelo.

Tabela 2 – Associações entre as classes de uso e ocupação do solo da BEI e as categorias de cobertura do solo disponíveis no banco de dados do modelo SWAT

Classes de usos e cobertura do solo na BEI	Classes no banco de dados do SWAT		
Agricultura			Agricultural Land- Generic (AGRL)
Antrópica			Residential-Low Density (URLD)
Floresta Tropical Seca – FTS Densa (Caatinga Densa)			Forest-Mixed (FRST)

Floresta Tropical Seca - FTS Conservada (Caatinga Conservada)			Range-Grasses (RNGE)
Floresta Tropical Seca - FTS Aberta (Caatinga Aberta)			Range-Bush (RNGB)
Pastagem			Pasture (PAST)
Vegetação Úmida			Wetlands-Non- Forested (WETN)

Para melhorar a parametrização do modelo, alguns parâmetros medidos e estimados nas áreas experimentais relacionados à vegetação foram utilizados para modificação da parametrização das coberturas do solo associadas do banco de dados do modelo, pretendendo assim um melhor ajuste e um melhor desempenho do modelo. A cobertura do solo Range-Bush (RNGB) e o uso Pasture (PAST) tiveram os parâmetros que constam na Tabela 3 medidos/estimados e posteriormente modificados dentro do banco de dados do SWAT.

Tabela 3 – Parâmetros modificados para as coberturas do solo RNGB e PAST presentes no banco de dados do modelo SWAT

Cobertura	Parâmetro	Associado SWAT	Modificado
RNGB	CN2 – D	80.0	73.9
RNGB	USLE_C	0.0030	0.0067
RNGB	CHTMX	1.0	4.8
RNGB	BLAI	2.0	3.6
RNGB	BMX_TREES	0.0	42.5
PAST	CN2 – D	84.0	88.5
PAST	USLE_C	0.0030	0.0084

5.1.4 Dados pedológicos

Tendo por base os dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2017b), foram verificados quatro tipos de solo na Bacia Experimental de Iguatu acrescido da área urbana (Figura 8). Para cada tipo de solo são necessários dados tabulares, sendo um total de 20 parâmetros, em que 14 desses são relativos a cada camada do perfil do solo (ver Anexo I). Para diferenciar os parâmetros relativos a cada camada do perfil do solo, dentro da rotina do modelo é adicionado o algarismo referente ao número da camada após a sigla do parâmetro. Assim, por exemplo, para capacidade de água disponível na primeira camada do solo tem-se SOL_AWC1, para a segunda camada SOL_AWC2, e assim sucessivamente até que complete o número de camadas de cada solo.

Determinados parâmetros foram extraídos da classificação e descrição morfológica, de cada um dos quatro tipos de solos, realizada e disponibilizada junto à base os dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2017b). Segundo Neitsch et al. (2009) esses parâmetros refletem as características físico-hídricas dos solos, os quais governam o movimento da água e ar através do perfil do solo e tem supra importância no impacto da circulação de água dentro de uma sub-bacia.

O albedo do solo varia ao longo do ano principalmente pela variação da radiação solar e também em decorrência de diferentes tipos de solo. Durante a parametrização, adotou-se um valor médio para o ano, visto que a variabilidade do albedo no SWAT é a única sem variação ao longo do ano, sendo o valor utilizado 0,10 para o albedo do solo.

Para o parâmetro HYDGRP, referente ao grupo hidrológico dos solos, de acordo com o U.S. Natural Resource Conservation Service (NRCS, 1986) distingue-se quatro grupos hidrológicos, de acordo com as características hidrológicas dos E.U.A. No entanto, por não representar os diferentes tipos de solos brasileiros e suas respectivas características, visando melhorar a aplicabilidade desse método, Sartori et al. (2005) propuseram a classificação para os solos brasileiros, a qual foi utilizada essa metodologia para o presente trabalho.

O parâmetro fração de porosidade do solo (ANION_EXCL) é representado pela razão entre o volume ocupado pelos poros e volume total do solo. A erodibilidade (fator K) expressa a susceptibilidade do solo à ação dos agentes erosivos (chuva e escoamento superficial) e é reflexo dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos dos solos (PRUSKI, 2006). O fator K foi calculado para cada tipo de solo com base na metodologia de Wischmeier e Smith (1978).

5.1.5 Dados climáticos

Os dados climáticos são de essencial importância na modelagem hidrológica com o SWAT, visto que estes são responsáveis por reger as etapas do balanço hídrico. Foram realizadas coletas de dados climatológicos relativo ao total e intensidade de precipitação pluviométrica, em pluviógrafos instalados nas microbacias aninhadas a BEI. Para os demais dados climáticos diários e mensais, foram utilizados entre os anos de 2007 a 2015 séries históricas oriundas da Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática do Instituto Nacional de Meteorologia-INMET (Latitude -6,396375°; Longitude -39,268954°, Altitude 222 m), bem como, foram usados dados diários e mensais entre os anos de 1961 a 2015 da Estação Convencional da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME (Latitude - 6,3967°, Longitude -39.2703°, Altitude 223 m) ambas situadas dentro da Bacia Experimental de Iguatu – BEI.

Para processo de simulação, o modelo SWAT requer a utilização de dados diários de precipitação pluviométrica (mm), temperatura máxima e mínima (°C), radiação solar ($\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), umidade relativa (%) e velocidade dos ventos (m s^{-1}). Os dados mensais são exigidos pelo modelo SWAT (ver Anexo I) e utilizados pelo gerador WXGEN quando não existir série de dados diários, que permite que esses dados sejam simulados (SHARPLEY; WILLIAMS, 1990).

5.1.6 Definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU)

O SWAT é um modelo que permite a divisão da bacia hidrográficas em sub-bacias, após a delimitação das sub-bacias, a inserção de dados de uso e cobertura do solo, pedológicos e declividade do solo, o próximo passo é a definição das HRUs (Hydrologic Response Units) Unidades de Resposta Hidrológica.

Essas HRUs são parte das sub-bacias no qual passam a possuir uma única combinação uso e cobertura do solo/solo/faixas de declividade formadas por uma operação de superposição de plano de informações (ARNOLD et al., 2012). Subdividir a bacia hidrográfica em áreas contendo combinações únicas, permite ao modelo enfatizar as diferenças na evapotranspiração e nas demais condições hidrológicas. O escoamento superficial é simulado de maneira distinta para cada HRU e propagado para obter o escoamento total para sub-bacia. Isso aumenta a precisão da simulação hidrológica e fornece

uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD et al., 1998; ARNOLD et al., 2012).

Na fase de definição das HRUs o usuário pode escolher entre duas opções de combinações:

(i) HRU dominante: nessa opção para cada sub-bacia o uso e ocupação do solo, o tipo de solo e a classe de declividade que apresentarem maior extensão, foram predominantes, serão consideradas para a toda área da sub-bacia, os demais tipos serão descartados.

(ii) Múltiplas HRUs: De acordo com o nível de sensibilidade escolhido pelo usuário, serão formadas varias combinações de uso e ocupação do solo, tipo de solo e classe de declividade para cada sub-bacia.

Optou-se por utilizar múltiplas HRUs por sub-bacia, buscando um maior detalhamento e evitando as perdas ou alteração das informações de entrada. Ao trabalhar com múltiplas HRUs o usuário pode definir limites para exclusão de classes de uso e ocupação de solo, tipos de solo e faixas de declividade. Essa exclusão dar-se em relação a percentagem da classe ou em relação a sua área na sub-bacia. Esse procedimento permite definir o nível de detalhamento de representação das sub-bacias, por exemplo, excluir usos do solo cuja extensão seja menor que determinada percentagem da sub-bacia (ARNOLD et al., 1998; ARNOLD et al., 2012). Aplicou-se a esse trabalho um limiar de exclusão de 1% para uso e ocupação do solo, tipo de solo e faixas de declividade.

Após essa etapa de definição das HRUs, o modelo SWAT gera automaticamente um relatório com o número de HRUs combinadas e a extensão das áreas referentes ao uso e ocupação do solo, tipo de solo e faixas de declividade. O modelo apresenta também os percentuais de cada HRU para cada sub-bacia.

5.1.7 Sensibilidade dos parâmetros

O excesso de parâmetros é um problema conhecido modelos hidrossedimentológicos, especialmente em modelos distribuídos e semidistribuídos. Análises de sensibilidade são métodos existentes para reduzir o número de parâmetros destes modelos no processo de calibração (LENHART et al., 2002; BRIGHENTI, 2015; ZADEH et al., 2017).

Para escolha dos parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT, para dados de escoamento superficial e produção de sedimentos, realizou-se diferentes análises de

sensibilidades na bacia BEI. Para isso utilizou-se a ferramenta SWAT CUP (SWAT Calibration and Uncertainty Procedures) disponível para auxiliar os processos de análise de sensibilidade, calibração e validação. Esta ferramenta integra cinco procedimentos semiautomáticos dentre eles o método selecionado neste estudo SUFI2 - Sequential Uncertainty Fitting (ABBASPOUR et al., 2004; ABBASPOUR et al., 2007) bastante difundido entre os usuários do modelo SWAT (ABBASPOUR et al., 2007; FARMAZI et al., 2009; ROUHOLAHNEJAD et al., 2012; BILOND et al., 2012; QIAO et al., 2013; MAMO, JAIN, 2013; RIDWANSYAH et al., 2014; BRIGHENTI, 2015; SHRESTHA et al., 2016; MALIEHE; MULUNGU, 2017; LOTZ et al., 2017).

No SWAT CUP a sensibilidade dos parâmetros do modelo pode ser feita de duas maneiras: análise de sensibilidade global e one-at-a-time. A análise de sensibilidade global é calculada através do sistema de regressão linear múltipla, a qual faz a regressão dos valores gerados pelo hipercubo latino em relação aos da função objetivo, o t-test e o p-value são utilizados para identificar a importância relativa de cada parâmetro (ZADEH et al., 2017). A one-at-a-time mostra a sensibilidade de uma variável se todos os outros parâmetros permanecem constantes (MEAURIO et al., 2015; GRIENSVEN, 2015; ROMAGNOLI et al., 2017). Nesse estudo selecionou-se como métodos a análise de sensibilidade global tendo com função objetivo o p-value.

As análises de sensibilidades para a bacia BEI foram realizadas separadamente entre dados de escoamento superficial e produção de sedimentos. Foram realizadas em blocos divididos em parâmetros gerais, apenas parâmetros de solo e por fim somente parâmetros relacionados às classes de uso e ocupação do solo. Por fim selecionaram-se para calibração os parâmetros mais sensíveis no modelo SWAT relativos aos processos hidrossedimentológicos na bacia.

5.1.8 Parametrização, Calibração e Validação do modelo SWAT

A parametrização do modelo é um ponto de extrema importância na modelagem hidrossedimentológica, visto que nessa etapa deve representar adequadamente a variabilidade das características da bacia hidrográfica (MEDEIROS et al., 2010; ARNOLD et al., 2012). Toda parametrização foi realizada com base nas informações descritas nos itens anteriores.

A calibração dos parâmetros de um modelo hidrossedimentológico é uma etapa fundamental. Essa etapa consiste na modificação dos parâmetros dentro de um intervalo

aceitável, para obtenção de um modelo que replique condições previamente conhecidas do processo natural modelado (ARNOLD et al., 2012; MOLINA-NAVARRO et al., 2017). No período de calibração os parâmetros do modelo são variados até que um ajuste aceitável seja obtido, o modelo então é rodado com os mesmos parâmetros calibrados para o período diferente de validação, evitando com isso a autocorrelação dos dados (ARNOLD et al., 2012). Os resultados da verificação indicam se o modelo foi capaz de reproduzir a série de dados não usados na calibração.

Antes de iniciar a fase de calibração, foi realizada análise de sensibilidade com o propósito de encontrar os parâmetros mais sensíveis na variação do escoamento superficial e da produção de sedimentos, sendo determinados com esse procedimento os parâmetros que influenciariam mais a dinâmica hidrossedimentológica no modelo SWAT.

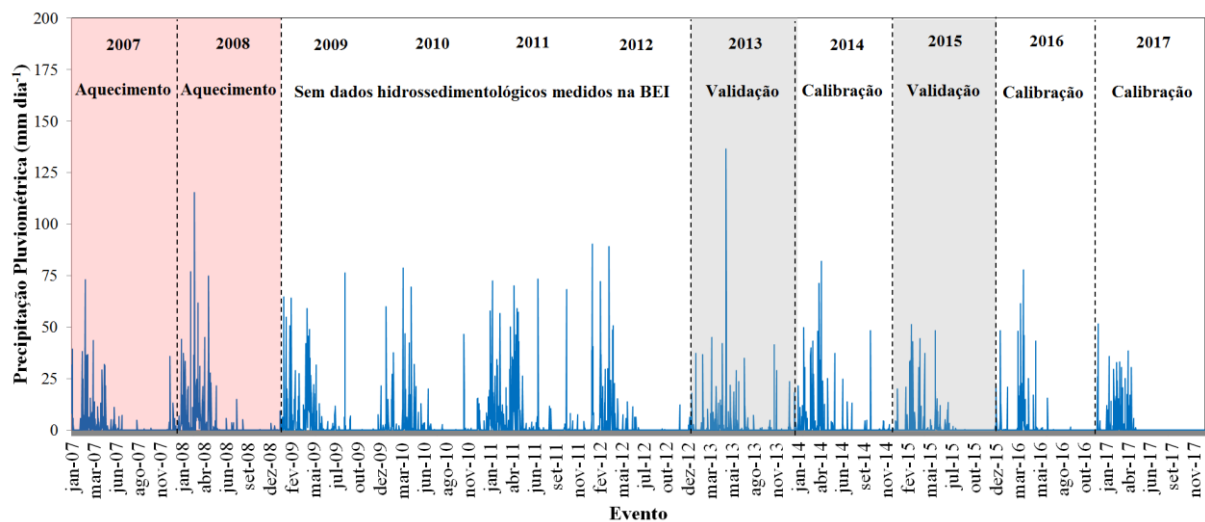
Adotou-se o procedimento de calibração automática no modelo SWAT. Utilizou-se o software de domínio público SWAT-CUP desenvolvido por Abbaspour et al. (2007). O SWAT-CUP possibilitou a realização da análise de sensibilidade, calibração e verificação dos parâmetros do modelo SWAT a partir do algoritmo Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) (ABBASPOUR, 2004; ABBASPOUR, 2007; ABBASPOUR, 2015). Este algoritmo é um dos mais utilizado para a calibração automática do modelo SWAT, já tendo sido utilizados por diversos pesquisadores em diferentes bacias hidrográficas (SANTOS et al., 2014; FUKUNAGA et al., 2015; ABBASPOUR et al., 2015; LOTZ et al., 2017; MOLINA-NAVARRO et al., 2017; ROMAGNOLI et al., 2017). Durante o processo de calibração usando o software SWAT-CUP utilizou-se 500 interações, visto que reconhecidamente esse número obtém um ajuste satisfatório para a série de dados utilizados, não necessitando aumentar ainda mais o número de interações.

Os parâmetros são calibrados pelo SWAT-CUP de forma simultânea, sendo que a cada interação são atribuídos determinados valores aos parâmetros e o algoritmo relaciona os resultados simulados e observados de escoamento superficial e produção de sedimentos em cada interação. Depois de finalizada a calibração para o número de interações estabelecidas, o SWAT-CUP informa à interação que apresentou o melhor ajuste, ou seja, os melhores valores para os parâmetros utilizados e os melhores valores estimados de escoamento superficial e produção de sedimentos.

A série temporal de dados medidos foi separada conforme verificado na Figura 15. Como a disponibilidade de dados hidrossedimentológicos medidos na BEI variam entre os anos de 2013 e 2017, portanto, tem-se apenas 5 anos de dados disponíveis. Sendo utilizados os anos de 2007 e 2008 para aquecimento e com isso eliminar as incertezas existentes no

início da modelagem, particularmente no que diz respeito ao teor de água do solo e a disponibilidade de sedimentos (VON STACKELBERG et al., 2007; VIOLA et al., 2009; ZEIGER, HUBBART, 2016; PEREIRA et al., 2016; ZHANG et al. , 2017). Os anos entre o intervalo 2009 e 2012 não foram utilizados nos procedimentos de modelagem na BEI em decorrência da ausência de dados hidrossedimentológicos medidos.

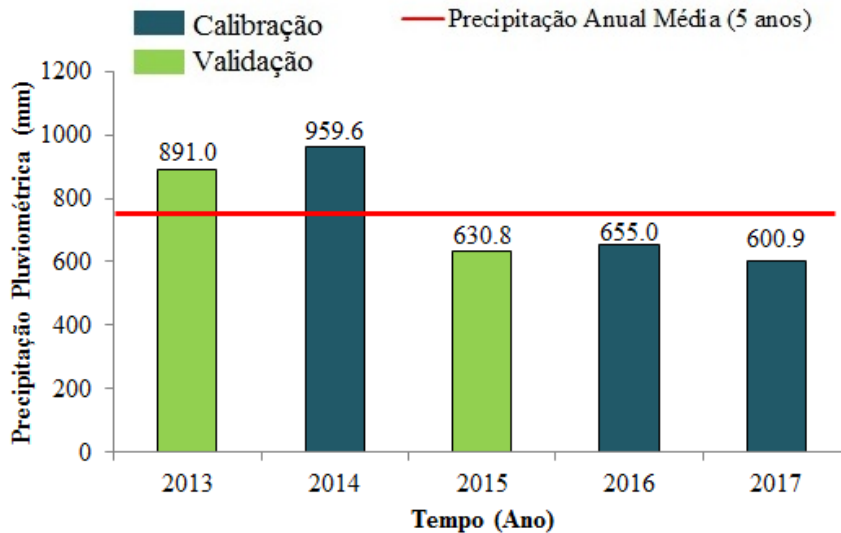
Figura 15 – Divisão da série histórica de dados de precipitação pluviométrica (2007 – 2017) em anos para aquecimento do modelo SWAT, calibração dos parâmetros e validação do modelo



É de extrema importância que os períodos de calibração e validação sejam representativos das variações climáticas que acontecem na bacia (KLEMES, 1986; GAN et al., 1997; ARNOLD et al., 2012; ZHANG et al., 2015; MOLINA-NAVARRO et al., 2017). Para isso, realizou-se uma classificação crescente da precipitação pluviométrica total dos anos de monitoramento, e seleciona-se alternadamente um ano para calibração e outro para validação (Figura 16) tomando por base a escolha final dos anos foi baseada no desvio que os valores de precipitação pluviométrica anual têm em relação à média do período de monitoramento. Desta forma, não cronologicamente, foram selecionados para calibração os eventos relativos aos anos de 2017, 2016 e 2014, apresentando precipitações, respectivamente, 600,9; 655,0 e 959,6 mm ano⁻¹ o que representa uma média de 738,5 mm ano⁻¹. Para validação selecionou-se, não cronologicamente, os eventos relativos aos anos de 2015 e 2013 com precipitações, respectivamente, 630,8 e 891,0 mm ano⁻¹ o que representa uma média de 760,9 mm ano⁻¹. Observa-se que ambas as médias dos anos selecionados para calibração e validação estão próximas entre si, bem como, próxima da média da precipitação

pluviométrica $747,5 \text{ mm ano}^{-1}$ para os 5 anos de monitoramento, o que indica um bom critério para divisão da série de dados.

Figura 16 – Seleção dos períodos para calibração dos parâmetros e validação do modelo SWAT em função da precipitação pluviométrica total para anos de monitoramento 2013-2017



Para avaliar o desempenho do modelo tanto na fase de calibração quanto na de validação foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2).

O coeficiente de confiança definido por Nash e Sutcliffe (1970) pode variar de $-\infty$ até 1, sendo 1 um ajuste perfeito. O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de NSE superar 0,75, e é considerado aceitável se o valor de NSE ficar entre 0,36 e 0,75 (MOTOVILOV et al., 1999). O NSE, além de traduzir a similaridade da variabilidade entre duas variáveis, é um indicador da similaridade de quantificação, o que o torna relevante na avaliação de confiança e eficiência na modelagem. O NSE é um dos mais importantes critérios estatísticos para avaliar a precisão de modelos hidrológicos (MOLINA-NAVARRO et al.; 2017).

O procedimento de validação dividiu-se em duas etapas. A primeira fase foi realizada a validação para a bacia BEI utilizando os dados referentes aos anos de 2015 e 2013. A segunda etapa de validação realizou-se para as bacias aninhadas FTS e DQP, utilizando a calibração referente à BEI, ou seja, sem uma calibração própria para as bacias aninhadas, para isso utilizou-se os 5 anos de monitoramento (2013 a 2017) tendo em vista que não existe nesse caso autocorrelação de dados.

Por fim nessa etapa de validação ainda avaliou-se para as três bacias estudadas o

desempenho do modelo para estimativa dos fluxos de água e sedimentos em diferentes magnitudes de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm. A avaliação hidrossedimentológica em classes de chuvas já é um procedimento adotado por outros estudos nas bacias hidrográficas monitoradas nessa pesquisa (ANDRADE et al., 2013a; PALÁCIO et al. 2016; SANTOS et al., 2017a).

5.1.9 Simulação de cenários

5.1.9.1 Cenários de uso e ocupação do solo

A simulação de cenários teve como objetivo avaliar os impactos causados no escoamento superficial e na produção de sedimentos em decorrência de alterações no uso e ocupação do solo para as bacias avaliadas nesse estudo BEI, FTS e DQP.

Para a bacia BEI foram propostos 9 diferentes cenários de uso e ocupação do solo, de modo que esses cenários representassem possíveis configurações da bacia hidrográfica (Tabela 4). Utilizaram-se os mesmos dados de altitude, tipos de solo e clima em todos os cenários, com o objetivo de isolar unicamente os efeitos da mudança da cobertura terrestre na resposta hidrossedimentológica da bacia.

Tabela 4 – Descrição dos 9 cenários de uso e ocupação do solo propostos para avaliação das simulações hidrossedimentológicas na bacia BEI

Cenário	Descrição dos cenários de uso e ocupação do solo para bacia BEI
Uso atual	Cenário atual de uso e ocupação do solo na bacia BEI.
FTS densa em toda bacia	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que toda bacia apresenta cobertura vegetal com floresta densa.
FTS densa + expansão antrópica	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a parte alta da bacia apresenta cobertura vegetal floresta densa e a parte baixa da bacia está ocupada por expansão antrópica.
Uso atual + FTS densa na mata ciliar	Cenário atual adicionado com a recuperação hipotética da área de preservação permanente – APP relativo à mata ciliar em torno dos rios com cobertura vegetal floresta densa.
Uso atual + FTS aberta na mata ciliar	Cenário atual adicionado com a recuperação hipotética da área de preservação permanente – APP relativo à mata ciliar em torno dos rios com cobertura vegetal floresta tropical seca aberta.

Substituição por agricultura	FTS aberta	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a floresta tropical seca, que ocupa maior parte da bacia, apresenta substituída por a expansão das áreas agrícolas.
Substituição por pastagem	FTS aberta	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a floresta tropical seca, que ocupa maior parte da bacia, apresenta substituída por a expansão das áreas de pastagem.
Substituição por FTS densa	FTS aberta	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a floresta tropical seca, que ocupa maior parte da bacia, apresenta substituída por floresta densa.
Substituição por FTS conservada	FTS aberta	Substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a floresta tropical seca, que ocupa maior parte da bacia, apresenta substituída por floresta tropical conservada (30 anos de conservação).

O cenário um representa a configuração atual do uso e ocupação do solo da bacia BEI (Figura 17). O cenário dois busca representar uma hipotética recuperação total da bacia com cobertura vegetal FTS densa (Figura 18). Para o cenário três propõe uma recuperação parcial com cobertura vegetal FTS densa apenas nas partes de maior altitude na bacia, sendo a parte baixa ocupada por áreas antrópicas com urbanização de baixa densidade (Figura 18). Considerou-se como prognóstico futuro de expansão urbana a parte baixa da bacia BEI, com base no zoneamento municipal do município de Iguatu no qual a bacia está localizada, que considera essa região que apresenta menores altitudes na bacia como zona de expansão urbana do município, regulamentada pela Lei municipal nº 1.659, de 13 de abril de 2012, que dispõe sobre a revisão da lei de uso e ocupação do solo do município e dá outras providências.

Figura 17 – Cenário que considera a atual configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI

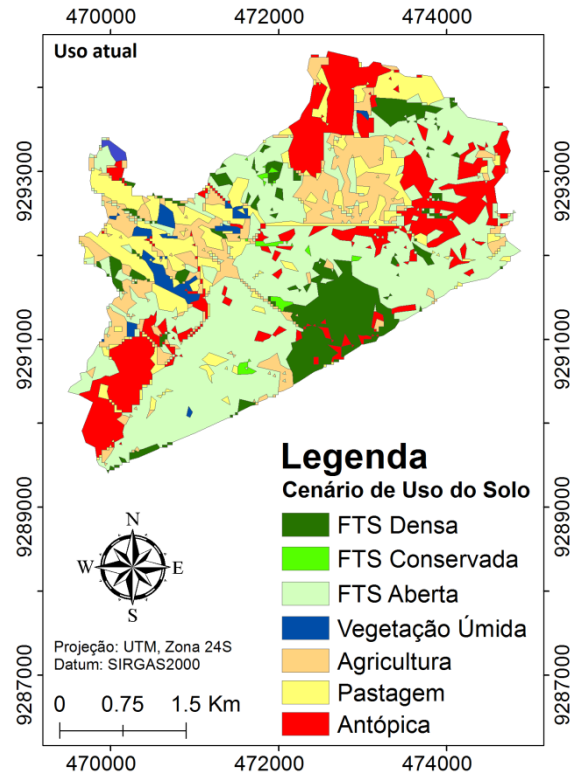
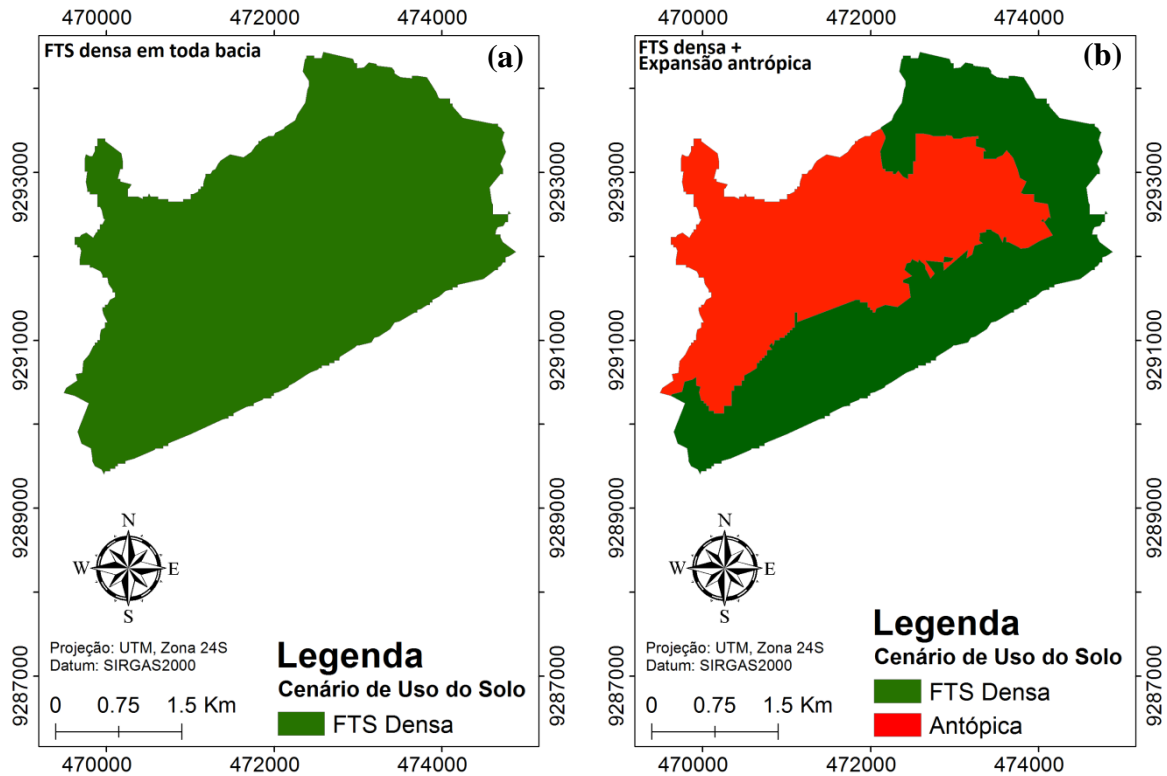
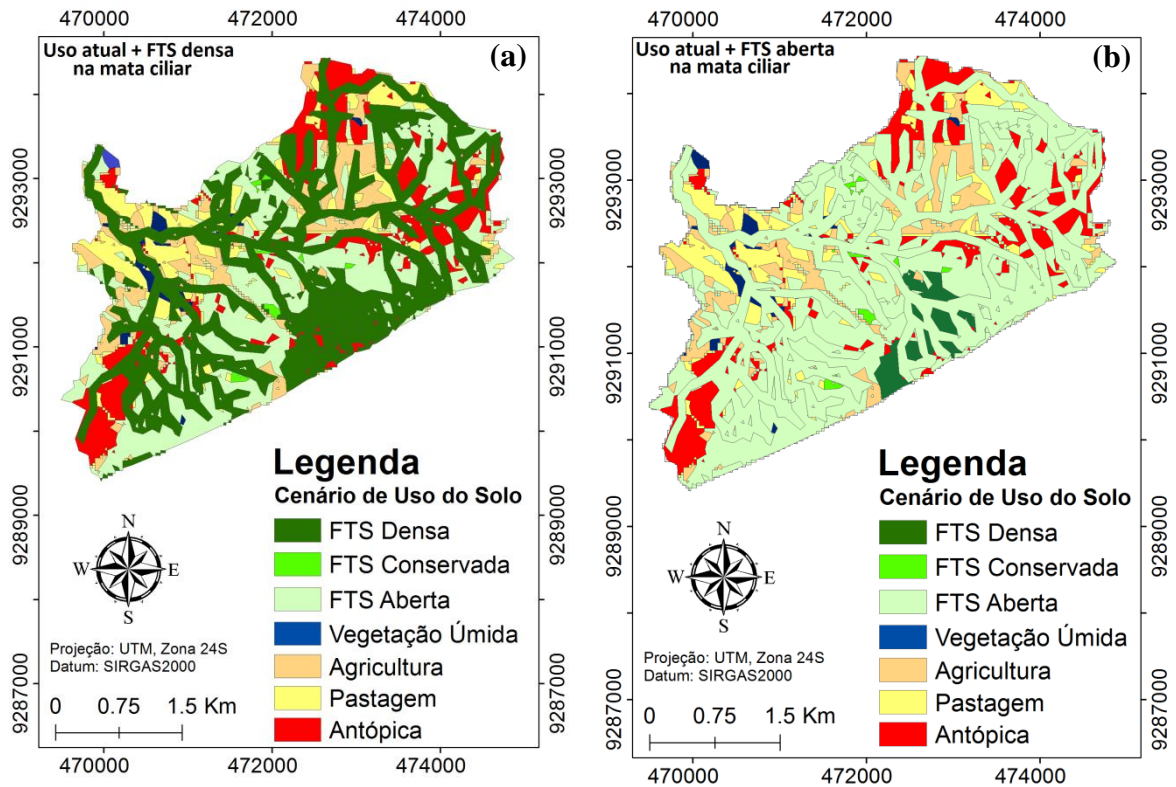


Figura 18 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) FTS densa em toda a bacia e (b) Associação da FTS densa na parte alta e expansão antrópica na parte baixa da bacia



Os cenários quatro e cinco representam o cenário atual propondo uma recuperação hipotética da área de preservação permanente - APP em torno dos rios com cobertura vegetal, respectivamente, FTS densa (Figura 19a) e FTS aberta (Figura 19b), buscando atender uma determinação do código florestal brasileiro, lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 que revoga a lei nº 4771, 15 de setembro de 1965, e estabelece legalmente uma faixa de área que deve ser protegida as margens do leito dos rios e considera mata ciliar como área de preservação permanente. Essa faixa varia de acordo com a largura do rio, sendo adotada uma largura de proteção para os rios da BEI de 30 metros em cada margem esquerda e direita, perfazendo uma área de 5,7 km² representando 38,7% do total da área da bacia. Criou-se a mata ciliar ao longo do sistema de drenagem da bacia com auxílio da ferramenta buffer no software ArcGIS 10.3.

Figura 19 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) uso atual associado a recuperação da mata ciliar com FTS densa e (b) uso atual associado a recuperação da mata ciliar com FTS aberta



Os cenários entre seis e nove propõe substituição do cenário atual por um cenário hipotético em que a FTS aberta, que ocupa maior parte da bacia (42,6 %), apresenta substituída por agricultura (Figura 20a), pastagem (Figura 20b), FTS densa (Figura 21a) e FTS conservada (30 anos de conservação) (Figura 21b). Esses cenários buscam analisar as repostas hidrossedimentológicas da bacia hidrográfica com alternativas possíveis ao uso e ocupação do solo com maior expansão na área.

Figura 20 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) substituição da FTS aberta por agricultura e (b) substituição da FTS aberta por pastagem

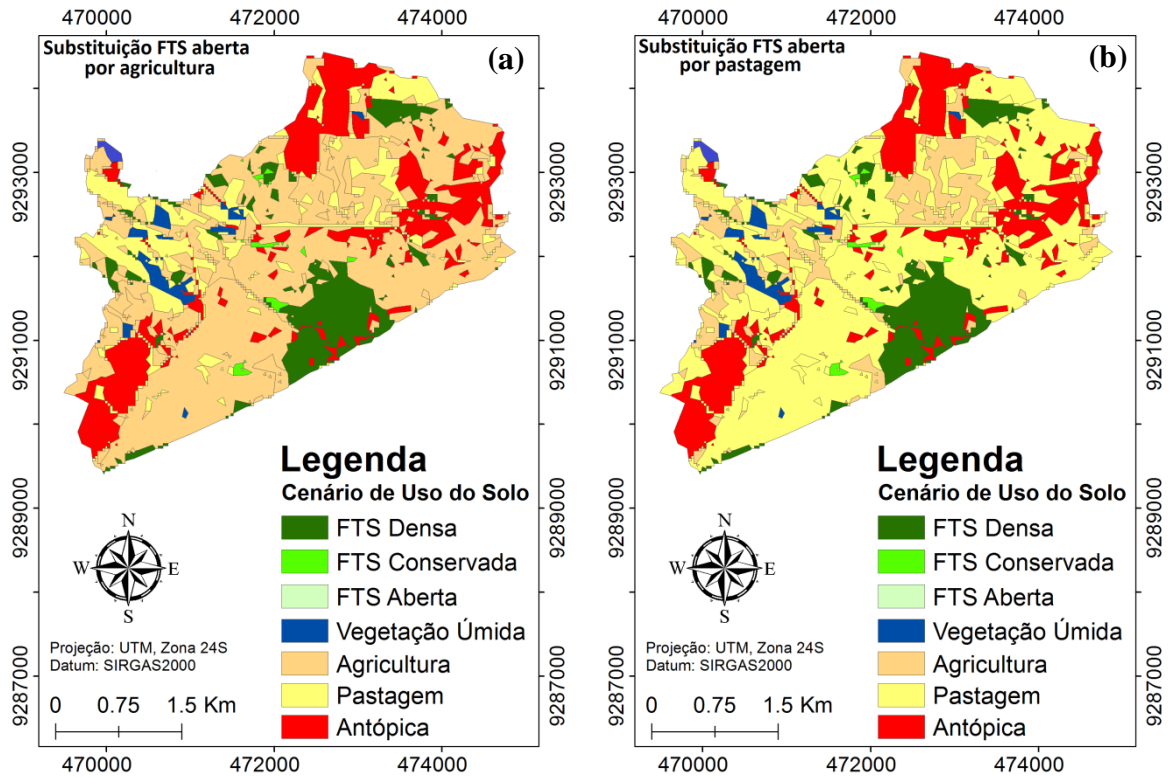
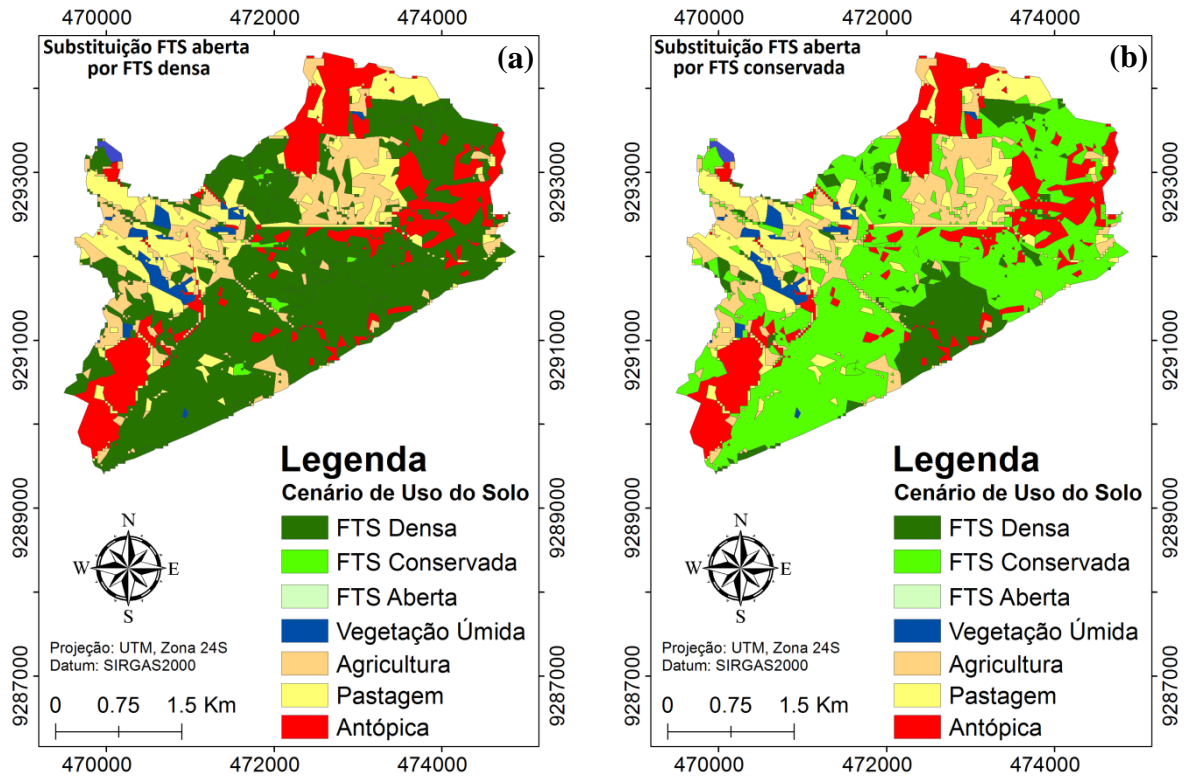


Figura 21 – Cenários propostos de configuração de uso e ocupação do solo para modelação hidrossedimentológica através do SWAT na BEI: (a) substituição da FTS aberta por FTS densa e (b) substituição da FTS aberta por FTS conservada



Para as bacias aninhadas FTS e DQP foram propostos diferentes cenários de uso e ocupação do solo, de modo que esses cenários representassem uma hipotética substituição do uso atual de cada bacia, pelos demais usos do solo presentes na bacia BEI (Tabela 5). Esses cenários buscam analisar e quantificar o impacto hidrossedimentológico causado em bacias de microescala rural em decorrência de diferentes manejos do solo.

Tabela 5 – Descrição dos seis cenários de uso e ocupação do solo propostos para avaliação das simulações hidrossedimentológicas nas bacias aninhadas FTS e DQP

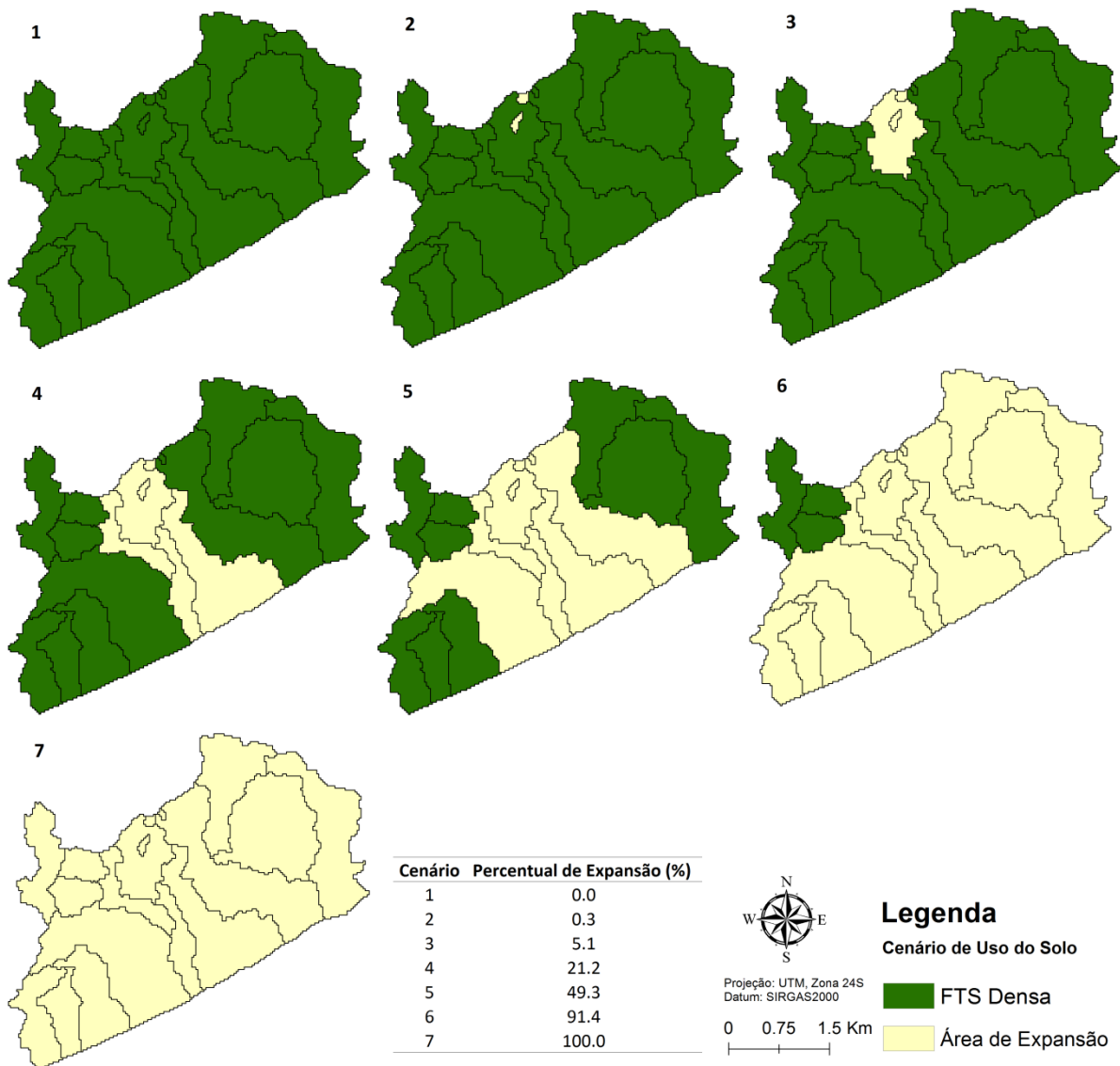
Cenário	Classe	Descrição dos cenários de uso e ocupação do solo para as bacias aninhadas FTS e DQP
FRTS	FST Densa	Floresta tropical seca (Caatinga) Densa
RNGE	FST Conservada	Floresta tropical seca (Caatinga) Conservada (40 anos)
RNGB	FST Aberta	Floresta tropical seca (Caatinga) Aberta
AGRL	Agricultura	Agricultura
PAST	Pastagem	Pastagem
URLD	Antrópica	Urbanização de baixa densidade

5.1.9.2 Cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI

Para avaliação dos impactos de diferentes cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI tomou-se como base a bacia toda coberta com cobertura vegetal FTS densa e utilizou-se para avaliação a expansão de três usos do solo: uso antrópico, pastagem e FTS aberta.

Os percentuais de expansão de uso do solo na bacia BEI utilizados tomaram-se como base as sub-bacias delimitadas no processo de aplicação do SWAT e como ponto de partida as microbacias aninhadas avaliadas no estudo (Figura 22). Os cenários de expansão de usos do solo na BEI variaram de 0%; 0,3%; 5,1%; 21,2%; 49,3%; 91,4% e 100,0%. Foram avaliados os impactos percentuais no escoamento superficial e na produção de sedimentos no exutório da BEI a partir de cada um dos cenários de expansão de uso do solo proposto. Considerando três usos do solo proposto versus sete cenários de expansão foram realizadas 21 análises de fluxo de água e sedimentos na BEI.

Figura 22 - Cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI variando 0%; 0,3%; 5,1%; 21,2%; 49,3%; 91,4% e 100,0% de ocupação da área da bacia



5.1.9.3 Cenários de mudanças climáticas

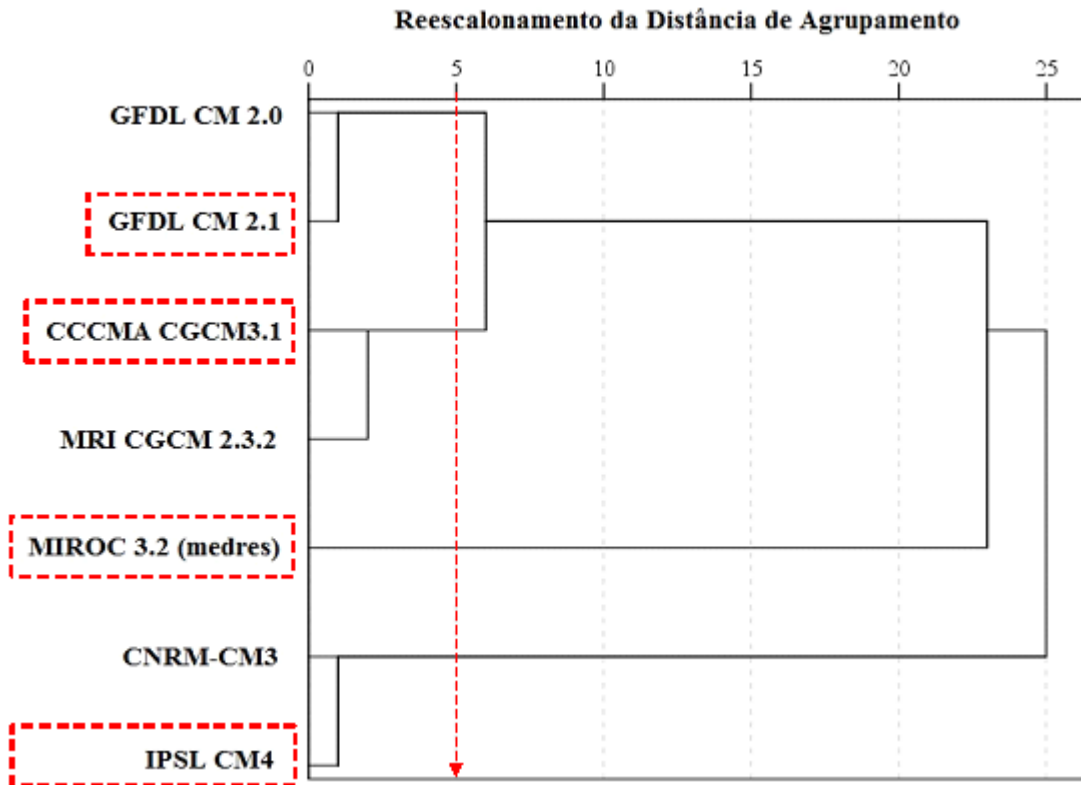
A simulação de cenários de mudanças climáticas teve como objetivo avaliar os impactos causados no escoamento superficial e na produção de sedimentos em decorrência de possíveis alterações no clima global. Foram verificados os impactos causados no escoamento superficial e na produção de sedimentos nas 3 bacias hidrográficas avaliadas nesse estudo BEI, FTS e DQP. Utilizaram-se os mesmos dados de altitude, tipos de solo e considerou a situação hipotética do cenário atual fixo no tempo do uso e ocupação de cada bacia, com o objetivo de isolar unicamente os efeitos das mudanças climáticas na resposta

hidrossedimentológica. Para isso utilizou o intervalo plurianual entre 2046 e 2064 para prognóstico futuro das alterações nas variáveis: precipitação pluviométrica, temperatura máxima e temperatura mínima.

Foi considerado para todos os modelos de mudança climáticas o mesmo cenário de emissão de CO₂ na atmosfera SRES A1B do Relatório Especial sobre Cenários de Emissões (SRES) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). O SRES A1B foi utilizado por possibilitar a simulação da maioria dos modelos de mudanças climáticas. O cenário A1B (emissão média) projeta um futuro em que a tecnologia é compartilhada entre países desenvolvidos e em desenvolvimento, a fim de reduzir as disparidades econômicas regionais (KHOI, SUETSUGI; 2014). Esse considera um futuro mundo de crescimento econômico muito rápido, população global que atinge um pico em meados do século e declina a partir de então, e introdução rápida de tecnologias novas e mais eficientes, com o desenvolvimento equilibrado em todas as fontes de energia. Os principais temas subjacentes são a convergência entre as regiões, a capacitação e o aumento das interações culturais e sociais, com uma redução substancial nas diferenças regionais na renda per capita. O subconjunto A1B para a família A1 de cenários tem uma ênfase equilibrada em todas as fontes de energia (CLCC, 2017).

Os modelos de mudanças climáticas muitas vezes definidos pela sigla GCMs (Global Climate Models) foram selecionados por meio de análises estatísticas. Utilizando a ferramenta Coupled Model Intercomparison Project - Phase 3 (CMIP3) disponível no site oficial do modelo SWAT (<http://swat.tamu.edu/>). Essa ferramenta permite a geração de séries históricas de dados climáticos para 7 modelos diferentes de mudanças climáticas globais, disponibilizando dados diários de variáveis como: precipitação pluviométrica, temperatura máxima e temperatura mínima. A partir desses dados realizou-se uma Análise de Agrupamento Hierárquico – AHH com o objetivo de reduzir o número de modelos de mudanças climáticas globais para simulações (Figura 23).

Figura 23 - Análise de Agrupamento Hierárquico – AHH para os modelos de mudanças climáticas com dados disponíveis na ferramenta Coupled Model Intercomparison Project - Phase 3 (CMIP3) no intervalo plurianual 2046 – 2064 para a bacia BEI



Considerando a similaridade entre alguns modelos de mudança climática um total de 4 foram selecionados, adicionado a estes o cenário que considera não haver alteração na tendência das variáveis climáticas, perfazendo um total de 5 cenários para simulações hidrossedimentológicas nas bacias BEI, FTS e DQP. Os modelos selecionados são descritos a seguir:

- **C1 - WXGEN/SWAT:** Gerador climático WXGEN acoplado a SWAT usando os dados médios de uma estação meteorológica dentro da BEI com uma série histórica entre 1961 a 2017.
- **C2 - IPSL CM4:** Instituto Pierre Simon Laplace (IPSL), France.
- **C3 - CCCMA CGCM 3.1:** Centro Canadense de Modelagem e Análise Climática (CCCma) Modelo de clima global acoplado (CGCM3)
- **C4 - GFDL CM 2.1:** Laboratório de Dinâmica de Fluidos Geofísicos, NOAA. CM2.1 - AOGCM
- **C5 - MIROC 3.2 (medres):** CCSR/NIES/FRCGC, Japão. MIROC3.2 (Modelo de Pesquisa Interdisciplinar sobre o Clima).

A ordem das alterações dos modelos de mudanças climáticas selecionados para avaliação nesses estudos pode ser verificadas na Tabela 6. Verifica-se que para a precipitação pluviométrica apenas o modelo C2 - IPSL CM4 apresenta tendências a aumento quando comparadas com o cenário o C1 - WXGEN/SWAT que considera não ocorrer mudanças climáticas para o período de análises. Os demais modelos de mudanças climáticas C3 - CCCMA CGCM 3.1, C4 - GFDL CM 2.1 e C5 - MIROC 3.2 (medres) apresentaram tendência a redução da precipitação pluviométrica para o período. Para as temperaturas mínima e máxima todos os modelos propostos apresentaram tendências de aumento quando comparadas com o cenário o C1 - WXGEN/SWAT.

Tabela 6 – Ordem das alterações climáticas para as variáveis: precipitação pluviométrica (P), temperatura máxima (T máx) e mínima (T mín) dos modelos de mudanças climáticas utilizados para avaliação das simulações hidrossedimentológicas nas bacias BEI, FTS e DQP

Modelo de mudança climática	P (mm)	T máx (°C)	T mín (°C)
C1 - WXGEN/SWAT	-	-	-
C2 - IPSL CM4	↑	↑	↑
C3 - CCCMA CGCM 3.1	↓	↑	↑
C4 - GFDL CM 2.1	↓	↑	↑
C5 - MIROC 3.2 (medres)	↓	↑	↑

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Parametrização do modelo SWAT

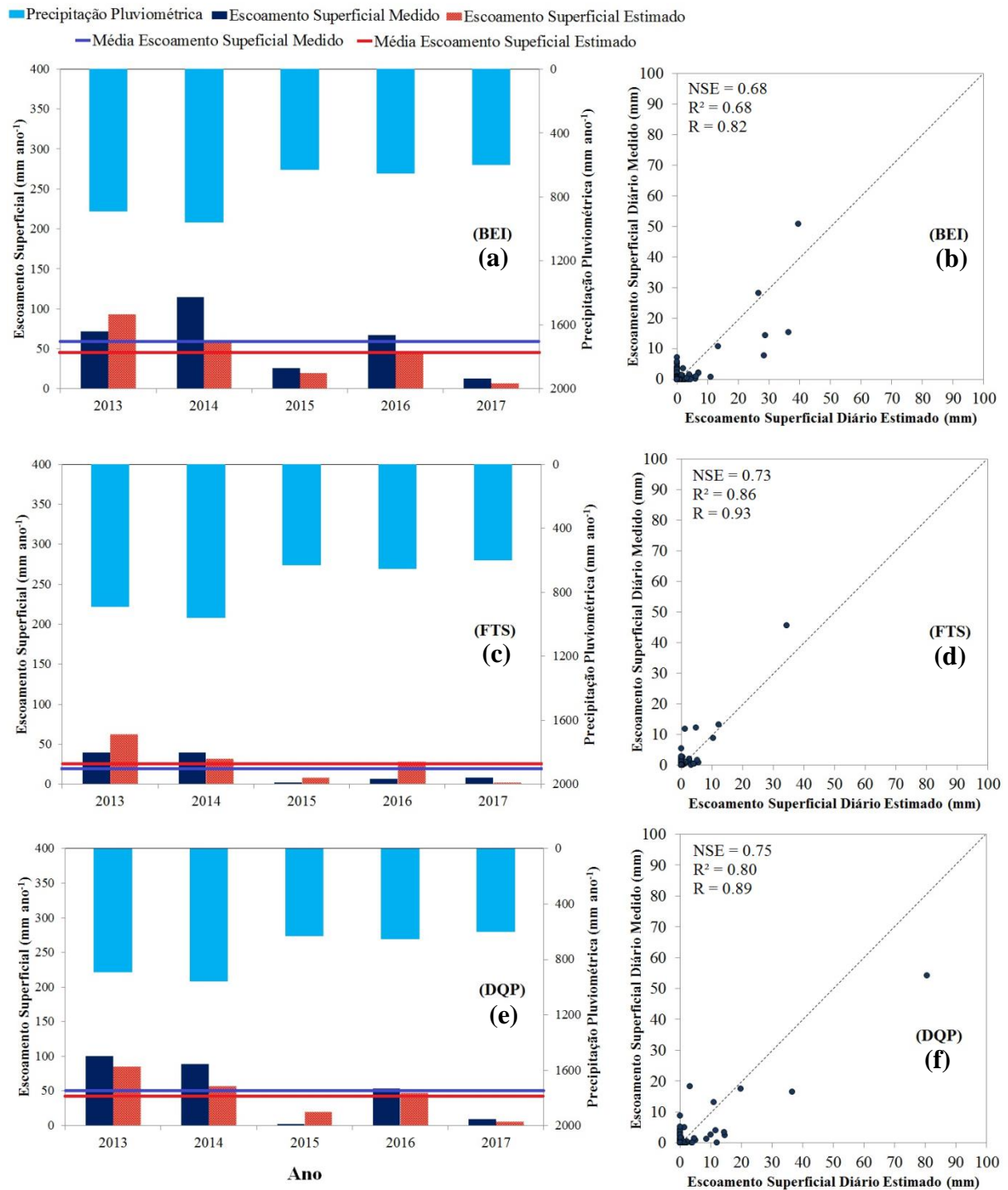
6.1.1 Parametrização do SWAT associando os parâmetros de vegetação ao banco de dados

Após a parametrização inicial do modelo SWAT com a base cartográfica, a altimetria, o conjunto de dados levantados de solo e clima descritos na seção 5.5, realizou-se a simulação do escoamento superficial e da produção de sedimentos nas bacias hidrográficas monitoradas BEI, FTS e DQP. Destaca-se que em primeiro momento a parametrização da vegetação foi realizada com associação ao tipo de cobertura vegetal disponível no banco de dados do SWAT, procedimento comum adotado na aplicação da modelagem na região semiárida brasileira, onde a vegetação típica de floresta tropical seca (FTS) denominada como

caatinga não está caracterizada no modelo SWAT. Alguns pesquisadores ao realizarem a aplicação do modelo na região semiárida associaram o tipo de vegetação caatinga ao range-brush (RNGB) classe de vegetação da região semiárida do Texas, EUA (CARVALHO NETO, 2011; SANTOS et al., 2013; MEDEIROS, SILVA, 2014; SANTOS et al., 2014; SRINIVASAN et al., 2015; SCHOLZ, 2015).

Nesse contexto, ao usar a parametrização da vegetação associando-se a floresta tropical seca (FTS) aberta ao range-brush (RNGB) os resultados do escoamento superficial medido e estimado pelo modelo SWAT para as três bacias monitoradas BEI, FTS e DQP entre os anos de 2013 e 2017 são apresentados na Figura 24. Em uma análise dos resultados diários de escoamento superficial na BEI (Figura 24b) verifica-se que a parametrização inicial apresentou um desempenho satisfatório entre os valores medidos e estimados considerando os coeficientes estatísticos Nash-Sutcliffe (NSE), determinação (R^2) e correlação (R). Pelos índices estatísticos aplicados, o escoamento diário estimado pelo SWAT na BEI apresenta satisfatória correlação, com NSE maior que 0,65 e coeficiente de correlação superior a 0,80. Nota-se que durante o período estudado, os valores de escoamento anual medido na BEI variaram entre 12,6 e 114,2 mm com média de 58,3 mm ano⁻¹, sendo os valores estimados pelo modelo variando entre 6,0 e 92,0 mm com média de 44,4 mm ano⁻¹ (Figura 24a). Esses valores anuais de escoamento superficial foram satisfatoriamente estimados, mesmo com uma parametrização inicial utilizado uma vegetação apenas associada ao banco de dados do modelo.

Figura 24 - Escoamento superficial anual e correlação diária dos dados medidos e estimados pelo modelo SWAT entre os anos de 2013 e 2017 para as bacias estudadas BEI, FTS e DQP

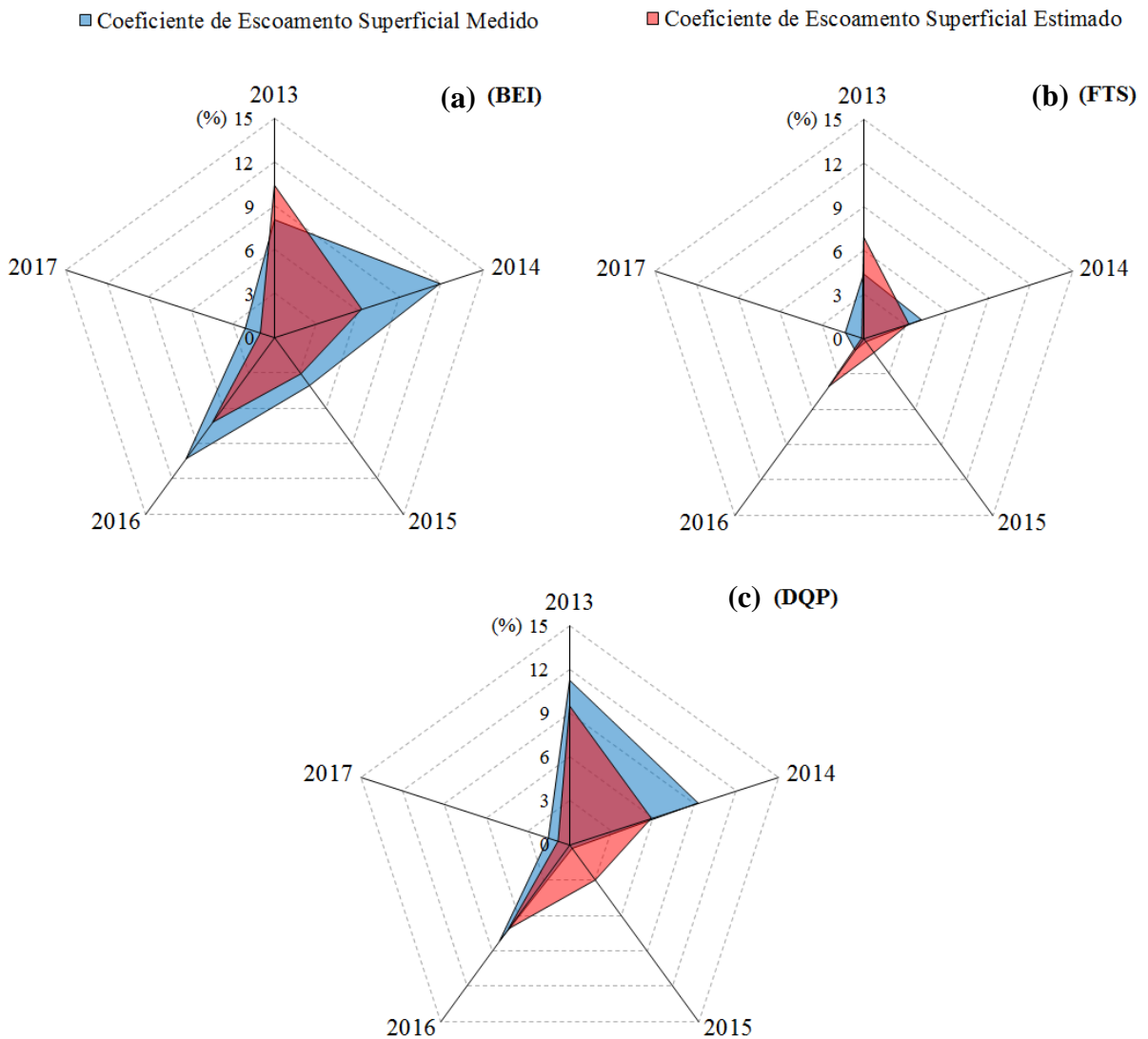


O escoamento superficial nas bacias aninhadas FTS e DQP apresentaram estimativas classificadas como muito bom com coeficientes NSE superior a 0,70 e coeficiente de correlação superior a 0,85 em ambas as bacias (Figura 24d e 24f). Os valores de escoamento anual medido na bacia FTS variaram entre 1,8 e 39,8 mm com média de 19,1 mm

ano⁻¹, sendo os valores estimados pelo modelo variando entre 0,7 e 61,2 mm com média de 25,4 mm ano⁻¹ (Figura 24c). Para a bacia DQP os valores medidos de escoamento superficial variaram entre 1,9 e 100,4 mm com média de 50,7 mm ano⁻¹, sendo os valores estimados pelo modelo variando entre 4,9 e 82,9 mm com média de 41,8 mm ano⁻¹ (Figura 24e). Esses resultados podem ser considerados como um desempenho muito bom do modelo SWAT quando se leva em consideração que as condições de parametrização não foram realizadas para a própria escala das bacias, sendo a parametrização realizada para a bacia BEI da qual as mesmas estão aninhadas, e ainda o fato de que o modelo ainda não passou por um processo de calibração dos parâmetros.

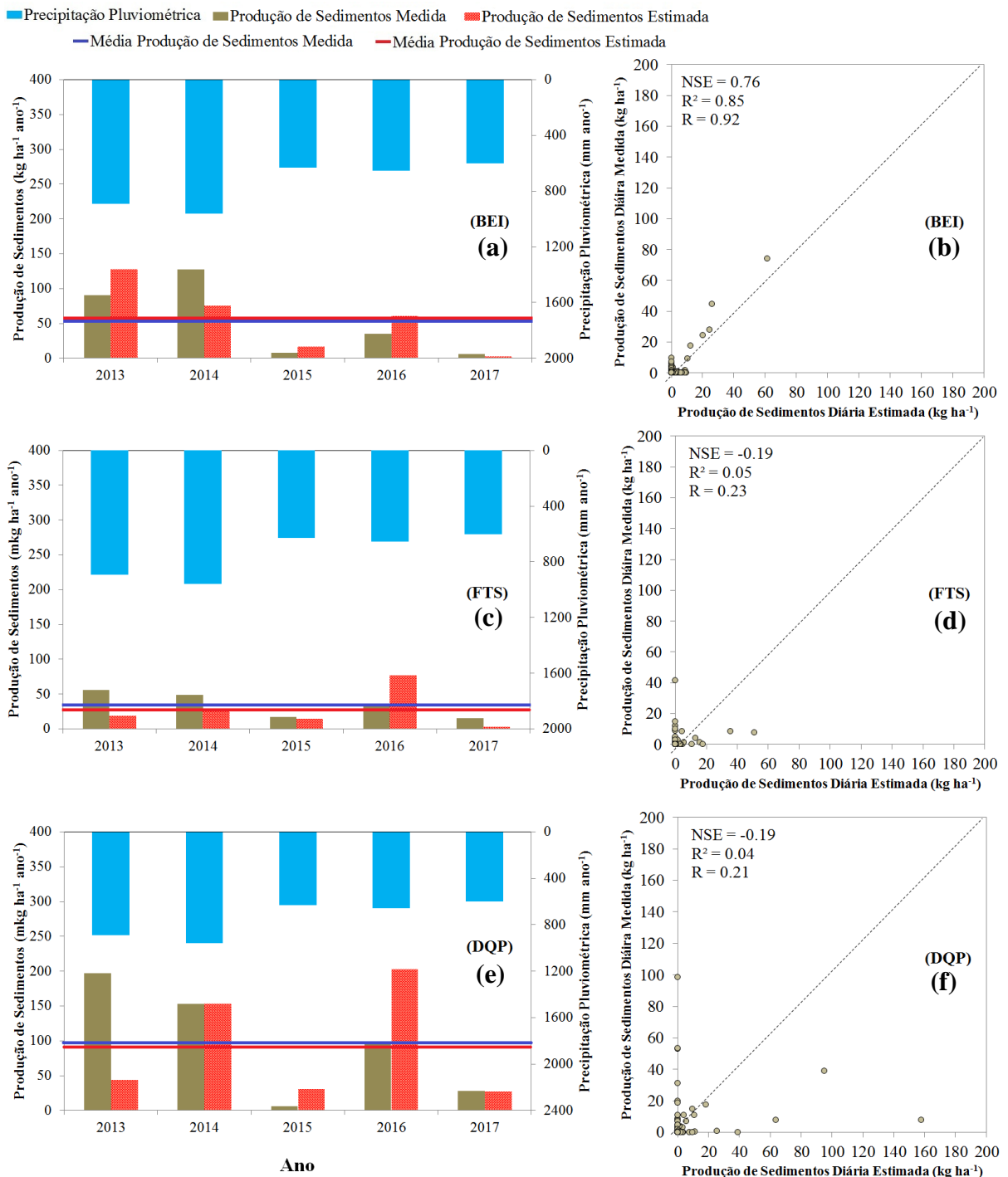
A diferença entre o escoamento superficial medido e estimado para as bacias monitoradas também pode ser observado analisando um parâmetro muito importante, o coeficiente de escoamento superficial anual. Os valores de coeficiente de escoamento anual medido na bacia BEI variaram entre 2,1 e 11,9% com média de 7,3%, sendo os valores estimados pelo modelo variando entre 1,0 e 10,4% com média de 5,6% (Figura 25a). Tendência seguida também nas bacias aninhadas que apresentaram valores medidos e estimados do coeficiente de escoamento anual médio, respectivamente, 2,2 e 3,1% para bacia FTS (Figura 25b) e 6,1 e 5,3% para a DQP (Figura 25c). Valores próximos entre si o que mostra uma boa acurácia do modelo SWAT na estimativa dos fluxos anuais de água nas bacias monitoradas.

Figura 25 – Coeficiente de escoamento superficial anual medido e estimado pelo modelo SWAT para: (a) BEI, (b) FTS e (c) DQP



Verifica-se que os valores anuais de produção de sedimentos apresentam tendência similar dos valores medidos e estimados pelo modelo SWAT para as bacias estudadas BEI, FTS e DQP (Figura 26). Para a BEI o valor de produção de sedimentos anual medido médio foi de $53,6 \text{ kg ha}^{-1}$ e estimado pelo modelo $56,9 \text{ kg ha}^{-1}$, diferenças menor que 10% entre os valores medidos e estimados da produção de sedimentos. Para as bacias FTS e DQP os valores médios medidos e estimados, foram respectivamente, $34,1 - 28,1 \text{ kg ha}^{-1}$ e $96,3 - 91,8 \text{ kg ha}^{-1}$, com diferenças inferiores a 20%. Considerando as dificuldades da modelagem hidrossedimentológica, principalmente em regiões semiárida onde se tem muitas vezes eventos isolados, separados por períodos longos de estiagem, o que influencia na conectividade da produção de sedimentos, esses resultados mostram-se como satisfatórios para estimativas dos fluxos anuais de sedimentos em bacias no semiárido.

Figura 26 – Produção de sedimentos anual e correlação diária dos dados medidos e estimados pelo modelo SWAT entre os anos de 2013 e 2017 para as bacias estudadas BEI, FTS e DQP



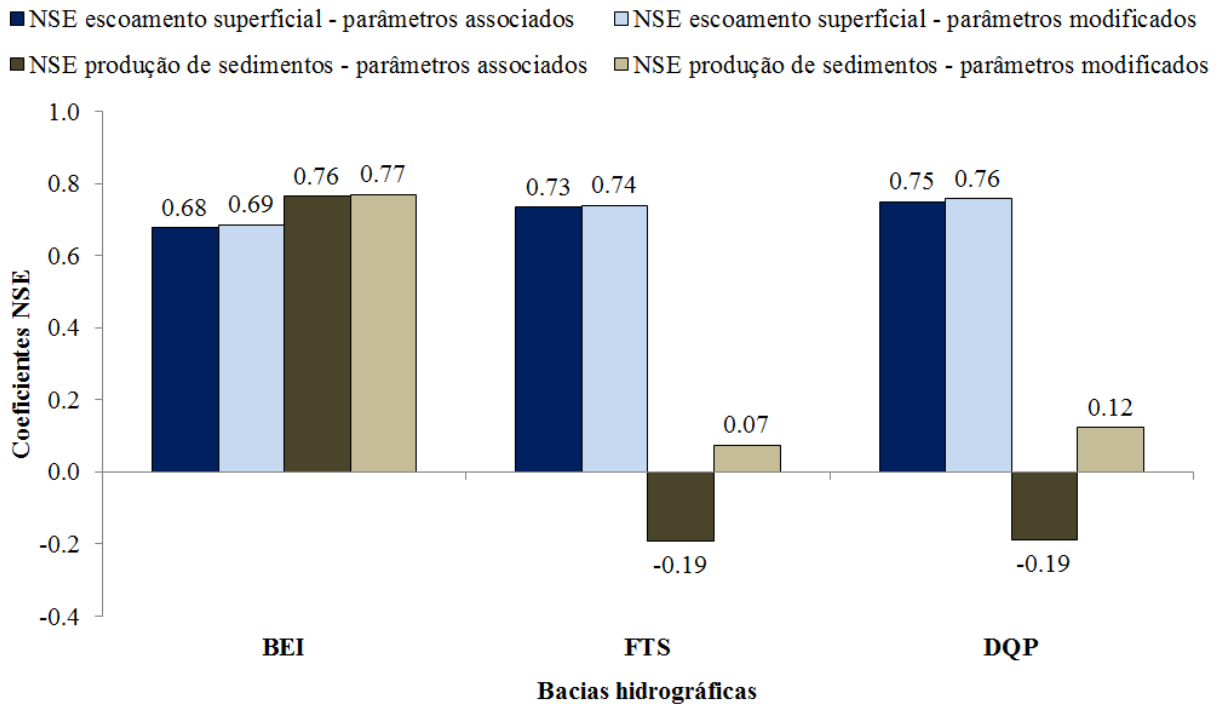
Apesar de apresentar um bom desempenho na estimativa da produção de sedimentos diários na BEI com valor de NSE superior a 0,70 e coeficiente de correlação igual a 0,89 (Figura 26b). Mesmo considerando a parametrização da vegetação realizada apenas associando ao tipo de cobertura vegetal disponível no banco de dados do SWAT. O modelo

ainda não apresenta um bom desempenho na estimativa da produção de sedimentos diários nas bacias aninhas FTS e DQP, com valores de valor de NSE negativos e coeficientes de correlação inferiores a 0,30 (Figura 26d e 26f). Esses resultados indicam que apenas com a parametrização associada ao banco de dados do SWAT o desempenho do modelo ainda é insatisfatório para estimativa da produção de sedimentos em bacias aninhadas.

6.1.2 Parametrização do SWAT modificando os parâmetros de vegetação

Após um refinamento na parametrização do modelo, com a modificação de parte dos parâmetros de vegetação, notadamente relacionados a parâmetros medidos em campo nas próprias bacias aninhadas FTS e DQP, como descrito em detalhes no item x.x.x, verifica-se que a variação dos coeficientes de NSE para o escoamento superficial nas bacias hidrográficas monitoradas não apresentaram modificações significativas, com valores praticamente iguais, antes e após as modificações, em todas as bacias: BEI, FTS e DQP (Figura 27). Esse fato mostra que para o escoamento superficial o refinamento de parte dos parâmetros ou a utilização de uma vegetação com características semelhantes, associada ao banco de dados do SWAT, refletem em estimativas similares.

Figura 27 – Variação do NSE para o escoamento superficial e produção de sedimentos diários nas bacias semiáridas monitoradas BEI, FTS e DQP considerando a modelagem associando a vegetação ao banco de dados do modelo SWAT e posterior modificando parâmetros medidos em campo



Para a produção de sedimentos, após o refinamento da parametrização dos dados de vegetação, os coeficientes NSE não apresentaram diferenças significativas para a BEI com valores de 0,76 e 0,77 para a parametrização associada ao banco de dados do modelo SWAT e após as modificações realizadas, respectivamente (Figura 27). Entretanto, os valores de NSE nas bacias aninhadas FTS e DQP apresentaram modificações consideráveis, sendo a principal diferença os valores de NSE saltar de um patamar negativo para positivo, apesar de ainda considerados baixos. Essa modificação nos valores de NSE nas bacias FTS e DQP, antes e após o refinamento da parametrização da vegetação, mostra a importância do refinamento dos parâmetros do modelo nos processos sedimentológicos, principalmente nas bacias aninhadas de menor escala onde a produção de sedimentos responde mais rapidamente. Meaurio et al. (2015) avaliando a aplicação do modelo SWAT em pequena bacia florestada na Espanha já apontaram que considerar dados de campo na modelagem ajuda substancialmente a tornar a simulação do modelo mais realista. Destaca-se ainda a importância desses resultados quando considera o fator relacionado à escala, há alguns estudos utilizando o modelo SWAT em pequenas escalas como a ordem de grandeza da bacia BEI (14,73 Km²) (PINTO et al., 2013;

ANDRADE et al., 2013b; MEDEIROS, SILVA; 2014; FU et al., 2014; LAMBDA et al., 2016; LAMBA et al., 2016; HAIYAN, LIYING, 2017), porém a aplicação do modelo em escalas de microbacias aninhadas com áreas inferior a 3 ha são escassos (FURL et al., 2015).

Esses resultados dos índices NSE calculados para as bacias aninhadas, classificados como muito bom para escoamento superficial e apesar baixo para produção de sedimentos, podem ser considerados de grande importância, visto que, muitas vezes um modelo pode responder satisfatoriamente aos fluxos de água e sedimentos na saída da bacia da qual foi parametrizada, mas um baixo desempenho pode ser verificado em trechos de sub-bacias a montante (ZHANG et al., 2008; SRINIVASAN et al., 2010; ZEIGER, HUBBART, 2016). Esses resultados são fundamentais tendo em vista o tempo gasto para estimativa dos fluxos de água e solo em diferentes escalas, bem como também muitas vezes a falta de disponibilidade de dados observados em diversas sub-bacias disponíveis com resolução espacial e temporal que permita uma avaliação rigorosa desempenho do modelo para as diferentes escalas espaciais (ZEIGER, HUBBART, 2016).

6.2 Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT

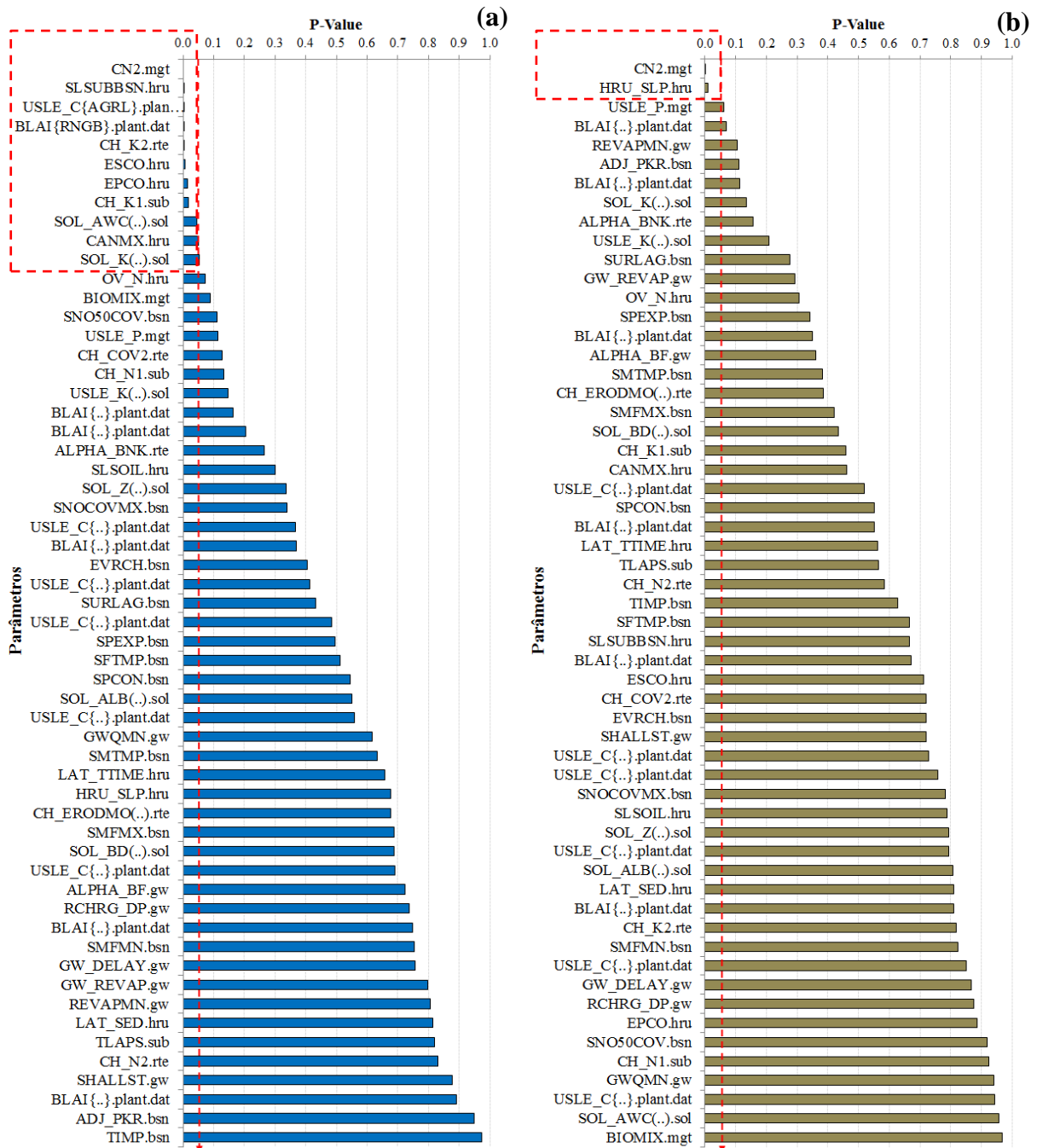
Após a parametrização de um modelo, o procedimento de calibração dos parâmetros muitas vezes torna-se essencial para o refinamento e melhor ajuste. Buscando minimizar as incertezas associadas aos parâmetros para calibração do modelo SWAT, realizaram-se anteriormente algumas análises de sensibilidade. Essa etapa pode ser considerada de grande importância na modelagem, visto que serve para prever os parâmetros em que suas alterações causam maior impacto sobre as respostas hidrossedimentológicas, proporcionando um conhecimento de cada parâmetro sobre o modelo SWAT. Isso possibilita uma maior racionalidade na escolha dos parâmetros para etapa de calibração, podendo reduzir substancialmente o número de parâmetros a ser calibrados (BETRIE et al., 2011; ANDRADE et al., 2013b; PEREIRA et al., 2016; ROMAGNOLI et al., 2017).

Nessa etapa os parâmetros foram divididos em três partes: (1) parâmetros gerais do modelo relacionados as HRU's, sub-bacias, manejo, fluxo subterrâneo, solo, uso e ocupação, etc. (2) apenas parâmetros de solo e (3) apenas parâmetros de uso e ocupação do solo. As análises foram realizadas observando separadamente a sensibilidade dos parâmetros quanto ao escoamento superficial e quanto à produção de sedimentos. O valor p foi utilizado para classificar a sensibilidade dos parâmetros do modelo, quanto menor o valor de p mais

sensível é o parâmetro (ZADEH et al., 2017).

Na análise geral avaliou-se a sensibilidade de 57 parâmetros conforme pode ser visualizado na Figura 28. Utilizando o critério em que os parâmetros com valor $p \leq 0,05$ são considerados de maior sensibilidade no modelo SWAT, verificou-se para o escoamento superficial 11 parâmetros com sensibilidade alta (Figura 28a), sendo estes relacionados com os processos evapotranspiração (CANMX, BLAI{RNGB}, ESCO, EPCO), percolação de água no solo (SOL_K, SLSUBBSN), escoamento superficial (CN2, SOL_AWC, USLE_C{AGRL}), escoamento de base (SOL_K, SLSUBBSN) e escoamento no canal (CANMX, SOL_K, CH_K2, CH_K1). Esses resultados indicam que o fluxo de água na bacia depende principalmente dos parâmetros de escoamento, dos parâmetros do solo e vegetação e parâmetros do canal.

Figura 28 – Sensibilidade dos parâmetros gerais do modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia



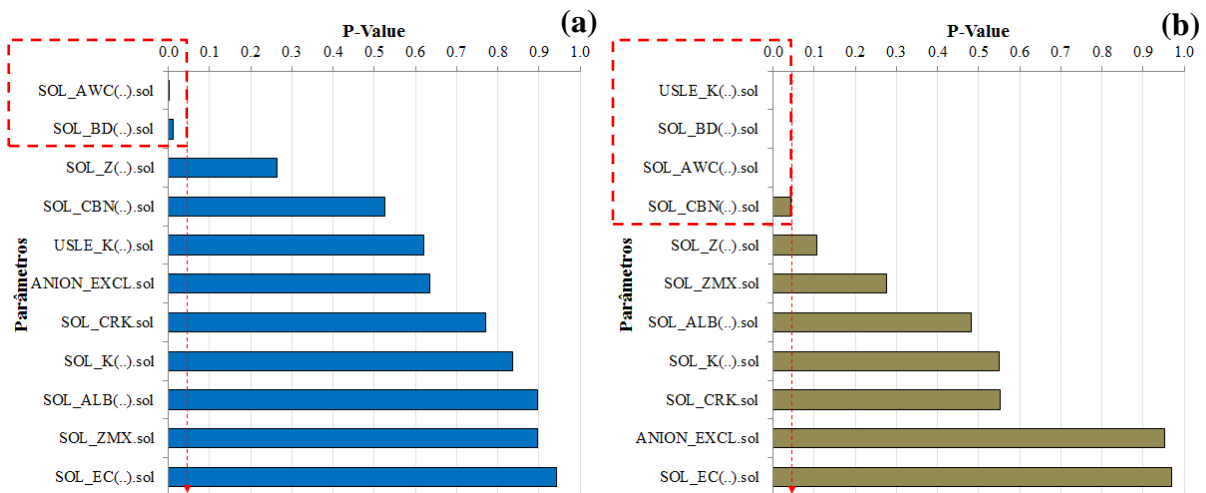
Para a produção de sedimentos apenas 2 parâmetros apresentaram alta sensibilidade CN2 e HRU_SLP (SLOPE) (Figura 28b) relacionados diretamente com a geração de escoamento e a produção de sedimentos calculada pela equação universal de perda

de solos modificada (MUSLE). Nota-se que parâmetros relacionados com o escoamento superficial, como CN2 e a declividade HRU_SLP (SLOPE), também apresentam alta sensibilidade com a produção de sedimentos. Isso ocorre em decorrência do modelo SWAT ser bastante abrangente em simulações e interações de processos; portanto, muitos parâmetros influenciam vários processos, à medida que o escoamento superficial altera, todos os componentes da balança de água mudam também; assim, o transporte de sedimentos também é diretamente afetado pelo escoamento superficial (ARNOLD et al., 2012). Zuo et al. (2016) utilizando o modelo SWAT na bacia do rio Huangfuchuan na China, também observaram que os parâmetros mais sensíveis para produção de sedimentos foram CN2 e HRU_SLP.

Ressalta-se que parte dos parâmetros obtidos pela análise de sensibilidade automática na bacia BEI estão de acordo com o manual descrito por Neitsch et al. (2009) em que dentre os principais parâmetros citados com maior sensibilidade no SWAT estão CN2 e ESCO. Destaca-se ainda a baixa sensibilidade de parâmetros relacionados aos processos de fluxo subterrâneo. Parâmetros do modelo SWAT como GWQMN, ALPHA_BF, RCHRG_DP, GW_DELAY, GW_REVAP, REVAPMN e SHALLST considerados na literatura como sensibilidade alta em outras bacias (BETRIE et al., 2011; STRAUCH et al., 2012; PINTO et al., 2013.; FUKUNAGA et al., 2015; ZHANG et al., 2015; ZUO et al., 2016), não apresentaram sensíveis na BEI, o que pode estar associado à baixa contribuição dos fluxos subterrâneos para essa bacia estudada.

Para análise de sensibilidade isolada dos parâmetros de solo verifica-se que o modelo SWAT apresenta para o escoamento superficial 2 parâmetros com alta sensibilidade (Figura 29a), sendo estes SOL_AWC e SOL_BD relacionados, respectivamente, com o armazenamento de água no solo e a densidade aparente. Lenhart et al. (2002) também observaram que os parâmetros mais sensíveis para hidrologia, relacionados as propriedades do solo, foram a capacidade de água disponível e densidade aparente. Para a produção de sedimentos 4 parâmetros do solo apresentaram sensibilidade SOL_AWC e SOL_BD adicionados do USLE_K e SOL_CBN (Figura 29b), representando, respectivamente, a erodibilidade do solo e o teor de carbono orgânico no solo. Alta sensibilidade da erodibilidade do solo na produção de sedimentos no modelo SWAT foi verificada em outras bacias hidrográficas (YESUF et al., 2015; ZUO et al., 2016).

Figura 29 – Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de solo no modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia.



As análises de sensibilidade para os parâmetros relativos ao uso e ocupação do solo foram divididas entre as 6 classes de cobertura vegetal e a única classe de área urbana. Cada classe de cobertura vegetal apresentou isoladamente diferentes sensibilidades quanto ao escoamento superficial para distintos parâmetros, apenas sendo comum para todas as classes o CN2 como parâmetro de maior sensibilidade (Tabela 7). Poucos parâmetros relacionados à cobertura vegetal apresentaram alta sensibilidade para o escoamento superficial, destacando a classe RNGB (Floresta tropical seca aberta) que apresentou sensibilidade alta para 4 dos 30 parâmetros, sendo: CN2, CPYLD, BIOEHI e GSI, e também a classe RNGE (Floresta tropical seca conservada) que apresentou alta sensibilidade para 5 dos 30 parâmetros, incluindo CN2, CPYLD, BIOEHI, GSI e T_OPT. Destaca-se também que as coberturas AGRL (Agricultura) e FRTS (Floresta tropical seca densa) apresentaram alta sensibilidade para o parâmetro RDMX relacionado com a profundidade das raízes das plantas.

Tabela 7 - Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de cobertura vegetal no modelo SWAT para a bacia BEI relativos ao processo de escoamento superficial. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia

Parâmetro	P-Value (Cobertura Vegetal) - Escoamento Superficial					
	AGRL	FRST	PAST	RNGB	RNGE	WETN
ALAI_MIN	0.69	0.69	0.81	0.32	0.31	0.16
BIO_E	0.15	0.14	0.11	0.82	0.80	0.17
BIO_LEAF	0.41	0.41	0.98	0.73	0.72	0.72
BIOEHI	0.15	0.15	0.36	0.01*	0.01*	0.84
BLAI	0.93	0.93	0.24	0.90	0.89	0.55
BMX_TREES	0.35	0.35	1.00	0.15	0.14	0.51
CHTMX	0.21	0.21	0.45	0.38	0.36	0.24
CN2	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
CNYLD	0.60	0.59	0.49	0.07	0.08	0.59
CO2HI	0.86	0.86	0.98	0.46	0.45	0.95
CPYLD	0.19	0.19	0.14	0.00*	0.00*	0.41
DLAI	0.70	0.70	0.78	0.26	0.27	0.67
EXT_COEF	0.49	0.49	0.93	0.06	0.06	0.87
FRGMAX	0.51	0.50	0.11	0.76	0.80	0.26
FRGRW1	0.26	0.26	0.78	0.10	0.11	0.62
FRGRW2	0.38	0.38	0.07	0.89	0.85	0.49
GSI	0.92	0.91	0.45	0.05*	0.05*	0.44
HVSTI	0.31	0.32	0.67	0.60	0.59	0.74
LAIMX1	0.11	0.11	0.92	0.97	0.98	0.99
LAIMX2	0.23	0.22	0.43	0.71	0.66	0.95
MAT_YRS	0.97	0.97	0.99	0.29	0.30	0.59
OV_N	0.31	0.31	0.82	0.61	0.61	0.31
RDMX	0.01*	0.01*	0.51	0.09	0.08	0.42
RSDCO_PL	0.38	0.38	0.71	0.52	0.54	0.35
T_BASE	0.74	0.73	0.75	0.13	0.14	0.27
T_OPT	0.29	0.28	0.60	0.06	0.05*	0.32
USLE_C	0.26	0.25	0.47	0.48	0.49	0.41
VPDFR	0.80	0.81	0.76	0.63	0.63	0.21
WAVP	0.35	0.35	0.97	0.28	0.30	0.19
WSYF	0.33	0.33	0.55	0.68	0.69	0.59

* Parâmetros referentes à cobertura vegetal com alta no modelo SWAT para a bacia BEI.

Para produção de sedimentos, a análise de sensibilidade relacionada à cobertura vegetal apresentou em comum para todas as classes o CN2 como parâmetro mais sensível (Tabela 8). Sendo as classes RNGB (Floresta tropical seca aberta) e RNGE (Floresta tropical seca conservada) com maior número de parâmetros com alta sensibilidade em relação à produção de sedimentos, apresentando 4 parâmetros dos 30 com sensibilidade elevada. Verificou-se para produção de sedimentos uma elevada sensibilidade do parâmetro RDMX para as coberturas AGRL (Agricultura) e FRTS (Floresta tropical seca densa).

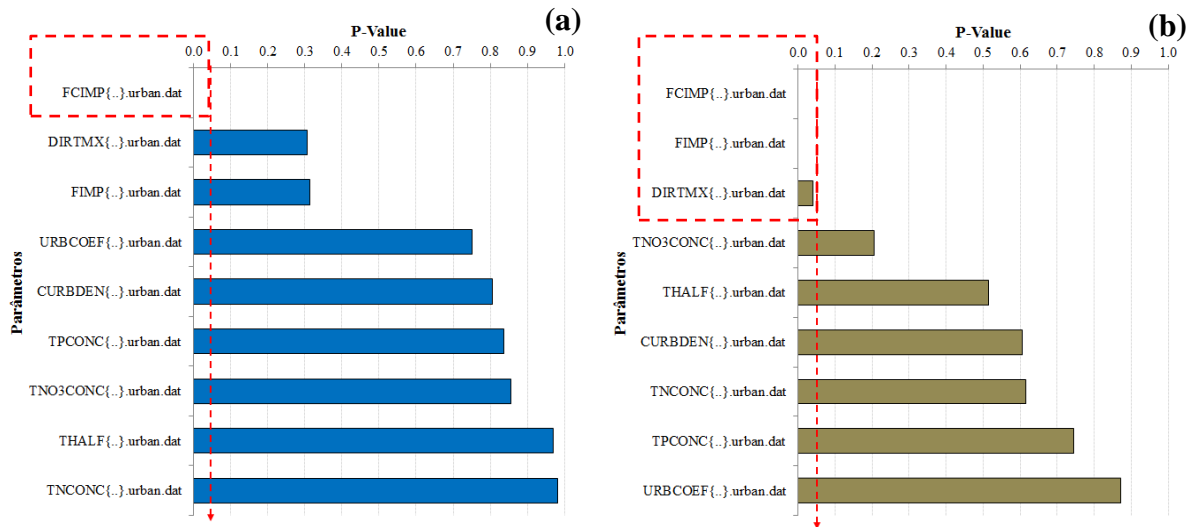
Tabela 8 – Sensibilidade dos parâmetros referentes às classes de cobertura vegetal no modelo SWAT para a bacia BEI relativos ao processo de produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia

Parâmetro	P-Value (Cobertura Vegetal) - Produção de Sedimentos					
	AGRL	FRST	PAST	RNGB	RNGE	WETN
ALAI_MIN	0.69	0.69	0.81	0.31	0.32	0.16
BIO_E	0.15	0.14	0.11	0.80	0.82	0.17
BIO_LEAF	0.41	0.41	0.98	0.72	0.73	0.72
BIOEHI	0.15	0.15	0.36	0.01*	0.01*	0.84
BLAI	0.93	0.93	0.24	0.89	0.90	0.55
BMX_TREES	0.35	0.35	1.00	0.14	0.15	0.51
CHTMX	0.21	0.21	0.45	0.36	0.38	0.24
CN2	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
CNYLD	0.60	0.59	0.49	0.08	0.07	0.59
CO2HI	0.86	0.86	0.98	0.45	0.46	0.95
CPYLD	0.19	0.19	0.14	0.00*	0.00*	0.41
DLAI	0.70	0.70	0.78	0.27	0.26	0.67
EXT_COEF	0.49	0.49	0.93	0.06	0.06	0.87
FRGMAX	0.51	0.50	0.11	0.80	0.76	0.26
FRGRW1	0.26	0.26	0.78	0.11	0.10	0.62
FRGRW2	0.38	0.38	0.07	0.85	0.89	0.49
GSI	0.92	0.91	0.45	0.05	0.05*	0.44
HVSTI	0.31	0.32	0.67	0.59	0.60	0.74
LAIMX1	0.11	0.11	0.92	0.98	0.97	0.99
LAIMX2	0.23	0.22	0.43	0.66	0.71	0.95
MAT_YRS	0.97	0.97	0.99	0.30	0.29	0.59
OV_N	0.31	0.31	0.82	0.61	0.61	0.31
RDMX	0.01*	0.01*	0.51	0.08	0.09	0.42
RSDCO_PL	0.38	0.38	0.71	0.54	0.52	0.35
T_BASE	0.74	0.73	0.75	0.14	0.13	0.27
T_OPT	0.29	0.28	0.60	0.05*	0.06	0.32
USLE_C	0.26	0.25	0.47	0.49	0.48	0.41
VPDFR	0.80	0.81	0.76	0.63	0.63	0.21
WAVP	0.35	0.35	0.97	0.30	0.28	0.19
WSYF	0.33	0.33	0.55	0.69	0.68	0.59

* Parâmetros referentes à cobertura vegetal com alta no modelo SWAT para a bacia BEI.

Para a classe de uso e ocupação do solo com área urbana o modelo SWAT apresenta para o escoamento superficial apenas 1 parâmetro com alta sensibilidade (Figura 30a), sendo este o FCIMP relacionado diretamente com as áreas impermeáveis da bacia. Relativo à produção de sedimentos 3 parâmetros apresentaram sensibilidade elevada FCIMP, FIMP e DIRTMX (Figura 30b) relacionados direta e indiretamente com as áreas impermeáveis da bacia e com a quantidade máxima de sólidos permitidos para construir em área impermeável.

Figura 30 – Sensibilidade dos parâmetros referentes a classe de uso e ocupação do solo com área urbana no modelo SWAT para a bacia BEI: (a) sensibilidade dos parâmetros relativos ao escoamento superficial e (b) sensibilidade dos parâmetros relativos à produção de sedimentos. Utiliza-se o limite de valor $p \leq 0,05$ para delimitar os parâmetros com maior sensibilidade no modelo SWAT para a bacia



6.3 Calibração e validação

6.3.1 Calibração dos parâmetros e validação do modelo SWAT para a bacia BEI

Com base nas análises de sensibilidades realizadas, foram selecionados 27 parâmetros do modelo SWAT, identificados como os mais sensíveis para estimativa do escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia BEI. Com a definição dos parâmetros, foi efetuado o processo de calibração, na Tabela 9 verificam-se os parâmetros utilizados, suas respectivas faixas de variação e os valores calibrados para o modelo.

Tabela 9 – Descrição, limites mínimos e máximos e valores dos parâmetros calibrados no modelo SWAT para a bacia BEI

Símbolo do Parâmetro no SWAT	Descrição dos parâmetros	Unidade	Faixa de variação dos parâmetros		Valor Calibrado
			Mín.	Máx.	
r__CN2.mgt	Valor da curva número (CN)	Adm	-0.25	0.25	0.01
v__CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	mm h ⁻¹	0	150	23.25
v__CH_K1.sub	Condutividade hidráulica efetiva nos canais tributários	mm h ⁻¹	0	150	125.25
v__SLSUBBSN.hru	Comprimento da declividade média	M	5	150	11.53
v__ESCO.hru	Coefficiente de compensação da evaporação do solo	Adm	0	1	0.66
v__EPCO.hru	Coefficiente de compensação de absorção de água pelas plantas	Adm	0	1	0.67
v__CANMX.hru	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo	Mm	0	25	1.88
v__HRU_SLP.hru	Rampa média adotada para todas HRU'S em uma sub-bacia	mm m ⁻¹	0	1	0.01
r__SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água disponível na camada do solo	mm mm ⁻¹	-0.25	0.25	0.17
v__SOL_BD(..).sol	Densidade aparente	g cm ⁻³	1	3	1.23
v__USLE_K(..).sol	Fator K da USLE	ton h MJ ⁻¹ mm ⁻¹	0	1	0.08
v__SOL_CBN(..).sol	Teor de carbono orgânico	%	0	5	2.13
r__USLE_C{..}.plant.dat (AGRL)	Fator C da USLE	Adm	-0.25	0.25	0.05
v__RDMX{..}.plant.dat (AGRL)	Profundidade máxima da raiz	M	0	3	1.01
v__RDMX{..}.plant.dat (FRTS)	Profundidade máxima da raiz	M	0	5	0.68
v__CPYLD{..}.plant.dat (RNGE)	Fração normal de fósforo em produção	kgN kg ⁻¹ ano ⁻¹	0	1	0.70
v__BIOEHI{..}.plant.dat (RNGE)	Taxa biomassa-energia correspondente ao segundo ponto da curva de eficiência do uso da radiação	adm	0	100	94.50
v__T_OPT{..}.plant.dat (RNGE)	Temperatura ótima para crescimento da planta	°C	10	50	31.80
v__GSI{..}.plant.dat (RNGE)	Máxima condutância estomatal à alta radiação solar e baixo déficit de pressão de vapor	m s ⁻¹	0	1	0.94
v__CPYLD{..}.plant.dat (RNGB)	Fração normal de fósforo em produção	kgN kg ⁻¹ ano ⁻¹	0	1	0.04
v__BIOEHI{..}.plant.dat (RNGB)	Taxa biomassa-energia correspondente ao segundo ponto da curva de eficiência do uso da radiação	adm	0	100	80.50
v__GSI{..}.plant.dat (RNGB)	Máxima condutância estomatal à alta radiação solar e baixo déficit de pressão de vapor	m s ⁻¹	0	1	0.78
v__T_BASE{..}.plant.dat (RNGB)	Temperatura mínima (base) para crescimento da planta	°C	0	25	9.63
v__BLAI{..}.plant.dat (RNGB)	Índice de área foliar máximo	m ² m ⁻²	1	4	3.36
v__FCIMP{..}.urban.dat (URLD)	Fração diretamente conectada a área impermeável urbana	adm	0	1	0.82
v__FIMP{..}.urban.dat (URLD)	Fração total de área impermeável urbana		0	1	0.24
v__DIRTMX{..}.urban.dat (URLD)	Quantidade máxima de sólidos para construir em área impermeável	kg km ⁻³	0	2000	510

O parâmetro CN2 apresentou maior sensibilidade na bacia BEI, o SWAT recomenda por padrão uma faixa de variação entre $\pm 25\%$ em relação ao valor fornecido ao modelo. O valor calibrado de $+1\%$ nos valores de CN evidencia que a parametrização inicial com dados medidos em campo apresenta uma boa estimativa dos valores desse parâmetro para a bacia. O valor do CN2 médio inicial após a parametrização para a BEI foi de 79,3 depois de calibrado passou a 80,1.

O parâmetro ESCO corresponde ao coeficiente de compensação da evaporação da água no solo, este surge no modelo SWAT como correção de uma deficiência conceitual. O modelo admite que no primeiro centímetro do solo 50% da demanda evaporativa é atendida e que aos 10 centímetros de profundidade 95 dessa demanda é suprida. Esse conceito provoca uma redução da evapotranspiração real, visto que a demanda de água pela atmosfera não era atendida. Dessa forma, o parâmetro ESCO permite ao modelo retirar água de camadas inferiores para o atendimento da demanda evaporativa. O valor calibrado 0,66 indica que 66% da demanda evaporativa do solo é atendida pela camada superior dos primeiros centímetros do solo, sendo o restante fornecido pelas camadas inferiores do solo. Esse valor do parâmetro ESCO para a BEI foi próximo de outros valores reportados para diferentes bacias hidrográficas brasileiras: Strauch et al. (2012) observaram valor aproximadamente 0,8; Strauch et al. (2013) utilizaram valores ligeiramente inferiores a 0,5; Pinto et al. (2013) relataram valor 0,685 e Fukunaga et al. (2015) verificaram valores na ordem de 0,566 .

A calibração dos parâmetros de transmissão da rede de drenagem na BEI resultou em um valor CH_K2 de $23,25 \text{ mm h}^{-1}$, esse valor calibrado de condutividade hidráulica efetiva no canal principal resultou em valores próximos aos observados por Pinto et al. (2013) que calibrou um valor igual a $24,1 \text{ mm h}^{-1}$, já Strauch et al. (2012) e Fukunaga et al. (2015) utilizaram valores maiores que 30 mm h^{-1} . A calibração condutividade hidráulica efetiva nos canais tributários CH_K1 resultou valores superiores na ordem de $125,25 \text{ mm h}^{-1}$.

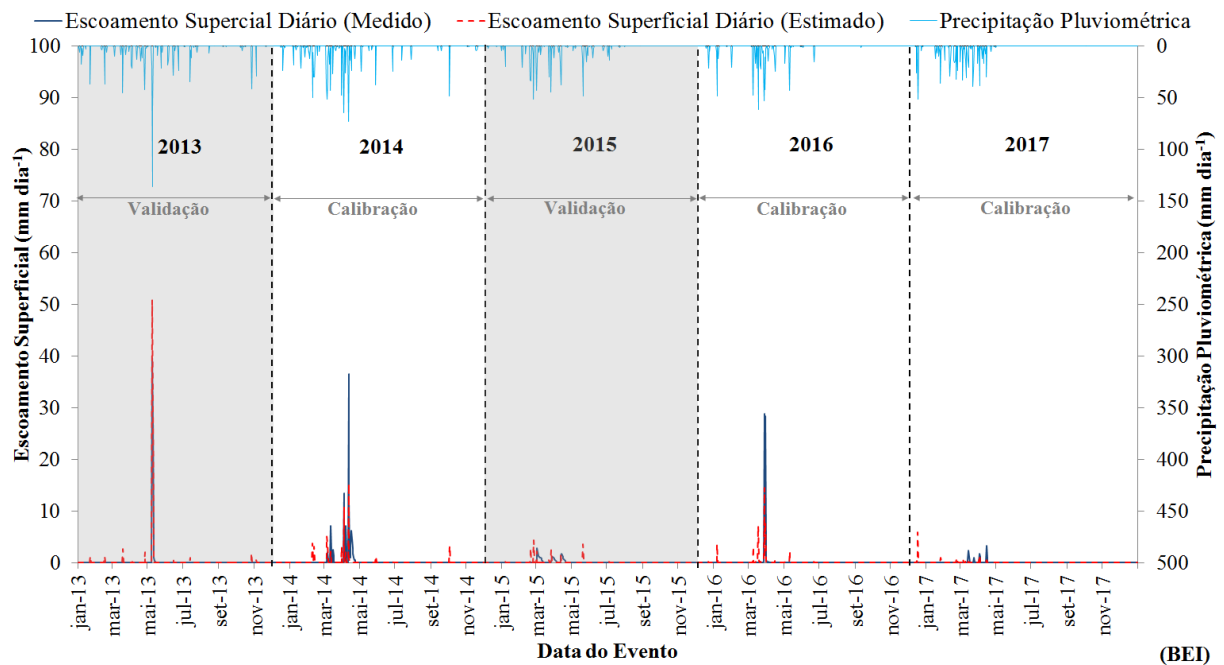
Um ponto que merece destaque é o fato de que apesar do SWAT ser descrito como um modelo distribuído, este não permite que informações associadas principalmente às características do solo sejam inseridas no modelo de forma distribuída, o que afeta substancialmente o balanço hídrico e, por conseguinte, a simulação dos processos hidrossedimentológicos. Isso é comprovado à medida que o modelo indica na calibração automática o aumento ou redução de valores de parâmetros que representam características reais medidas na bacia como declividade (HRU_SLP), armazenamento da água no solo (SOL_AWC), densidade aparente (SOL_BD), carbono orgânico (SOL_CBN) e erodibilidade do solo (USLE_K).

Bastante atenção deve ser dada quando se usa o procedimento de calibração automática do modelo SWAT. Isso porque o algoritmo utilizado busca uma otimização global da variável empregada (Escoamento superficial e/ou produção de sedimentos) com base em uma função objetivo, que avalia o efeito de cada parâmetro no processo de simulação, desta forma, a seleção incoerente de um determinado valor para um parâmetro qualquer pode ser compensada pelo valor de outro parâmetro, provocando assim um efeito cascata de valores inadequados em relação à realidade da bacia.

Outro ponto de destaque está relacionado com calibração dos parâmetros relacionados a cobertura do solo, a modelagem precisa do crescimento das culturas nos modelos hidrossedimentológicos em bacia hidrográfica é essencial, no entanto, as maiorias dos estudos concentram pouca atenção aos parâmetros relacionados ao crescimento das plantas, muitas vezes ignorando sua calibração (SINNATHAMBY et al., 2017). Merece destaque nesse estudo a calibração dos parâmetros BLAI, RDMX, CPYLD, BIOEHI, T_OPT, T_BASE e GSI que apresentaram sensibilidade para diferentes coberturas vegetais na bacia BEI. Parâmetros como profundidade máxima da raiz RDMX apresentaram valor para floresta tropical seca densa na ordem de 0,68 m (Tabela 9). Ordem de grandeza aproximada aos estudos realizados por Pinheiro et al. (2013) que observaram uma profundidade efetiva de raízes (ponto onde se encontra 90% do total do sistema radicular) da floresta tropical seca (Caatinga) localizada no semiárido do Ceará, Brasil variando entre de 0,36 m a 0,73 m, sendo a profundidade das raízes muitas vezes na região semiárida limitada pela profundidade do solo. Para a cobertura vegetal agricultura a profundidade máxima de raiz RDMX foi calibrada com valor 1,01 m, considerando que os principais usos na bacia são banana e milho, esse valor encontra-se na ordem de grandeza próxima ao recomendado pela FAO (1998) adotando variação da profundidade máxima de raiz entre 0,5 – 0,9 m para banana e 1 – 1,7 m para o milho. O fator USLE_C para cobertura vegetal por agricultura apresentou valor calibrado de +5%, o que mostra que coeficientes para cobertura que não foram mensuradas em campo apresenta um ajuste no modelo.

Após a calibração dos parâmetros selecionados no modelo pode-se observar um ajuste adequado do modelo para simulação das lâminas de escoamento superficial na bacia BEI, tanto na fase de calibração como também nos eventos de validação pode-se caracterizar o bom desempenho do modelo para estimativa do fluxo de água na bacia (figura 31). Uma característica percebida no período de validação foi que a aderência do hidrograma simulado ao observado foi melhor quando comparada com a do período de calibração, ajustando-se com maior acurácia principalmente os picos de escoamento superficial.

Figura 31 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os períodos de calibração dos parâmetros e validação do modelo

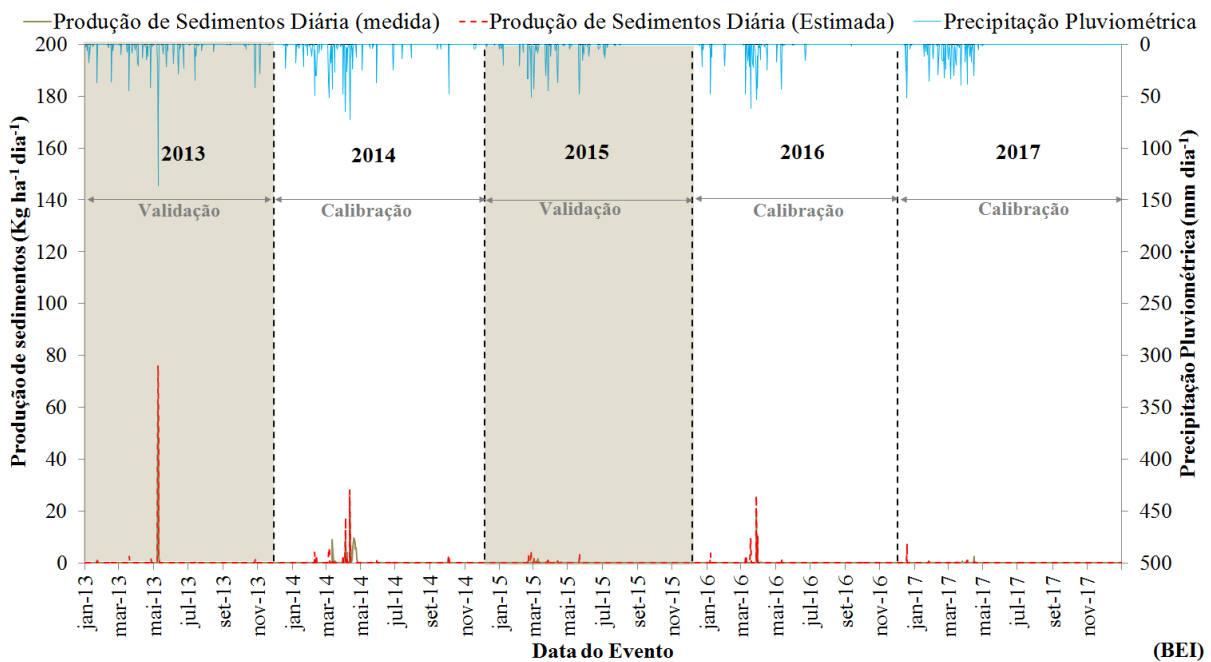


Ao analisar o hidrograma observado e medido ao longo do período de monitoramento, verifica-se que, mesmo após a calibração e validação, o modelo ainda apresenta estimativa de escoamento superficial em eventos em que não ocorreram escoamentos medidos na BEI (Figura 31). Esse fato pode ser verificado em eventos de escoamento superficial estimados no início das estações chuvosas de 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017, bem como, também em eventos isolados de precipitação pluviométrica nas estações secas (agosto a dezembro) de 2013 e 2014. Esse fato de geração de escoamento superficial nas simulações não verificados nos dados reais medidos em campo na BEI pode ser atribuído a não representação ideal pelo modelo de solos com caráter vértico, visto que a bacia apresenta 25,9% de solo do tipo VERTISSOLO HÁPLICO esse fator pode ser determinante para esses resultados.

A relação entre a produção de sedimentos diária medida e estimada também mostrou um bom desempenho (Figura 32), apesar de assim como o escoamento superficial apresentar, em alguns poucos eventos, estimativa de produção de sedimentos em dias em que não ocorreu real produção de sedimentos em campo. Verifica-se um bom ajuste do modelo SWAT para estimativas de produção de sedimentos, tanto na calibração quanto na validação,

caracterizando o bom desempenho do modelo na simulação de processos hidrossedimentológicos em bacias semiáridas de pequena escala. Assim como na variação do escoamento superficial diário, o modelo ajusta-se muito bem aos picos de produção de sedimentos, destacando-se os três principais eventos: 9 de março de 2013, 12 de abril de 2014 e 28 de março de 2016, que apresentaram, respectivamente, picos de produção de sedimentos medida e estimada, $61,5$ e $76,2 \text{ kg ha}^{-1}$; $24,5$ e $27,9 \text{ kg ha}^{-1}$ e $20,1$ e $26,0 \text{ kg ha}^{-1}$. A produção de sedimentos desses 3 eventos somada representam em torno de 40% do total da produção de sedimentos dos 5 anos de monitoramento na BEI, o que mostra a importância do modelo em acertar com uma boa acurácia esses eventos de maior magnitude.

Figura 32 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os períodos de calibração dos parâmetros e validação do modelo



Em uma análise de pares, valores medidos e estimados pelo modelo SWAT, tanto para o escoamento superficial diário e como para a produção de sedimentos diária na bacia BEI os procedimentos de calibração dos parâmetros e validação do modelo apresentaram desempenhos variando de satisfatório a muito bom (Figura 33). Quando a simulação apresenta acuracidade, os pares de pontos (medidos e estimados) apresentam-se em torno da reta 1:1, a qual conecta os valores computados iguais aos observados, ou seja, a igualdade perfeita. Pelos índices aplicados (Tabela 10): o escoamento estimado e a produção de sedimentos estimados

pelo modelo SWAT na BEI apresentaram boa correlação, com coeficientes de Nash-Sutcliffe (NSE) aproximadamente 0,50 para a calibração e superiores a 0,80 para validação. Os valores de NSE relativo à fase de validação foram notadamente superiores aos valores obtidos para calibração, aspecto este indicativo do bom ajuste do modelo à BEI. Sexton et al. (2010) avaliando duas bacias hidrográficas localizadas nos Estados Unidos obtiveram resultados de NSE para a calibração variando entre 0,46 e 0,58 e, durante a validação, entre 0,68 e 0,78, concluindo que os resultados encontrados foram aceitáveis e qualificaram o modelo SWAT para aplicação às bacias hidrográficas estudadas. Coeficientes de NSE inferiores ainda foram encontrados por Du et al. (2005) trabalhando em uma bacia do estado de Iowa (EUA) com dois postos fluviométricos diferentes, apresentando NSE para o período de calibração de 0,39 e 0,47 e, na validação, 0,32 e 0,35.

Figura 33 – Relação dos valores diários medidos e estimados pelo modelo SWAT na bacia BEI para o escoamento superficial e a produção de sedimentos entre os anos de 2013 e 2017: (a) dados referentes ao escoamento superficial no período de calibração, (b) dados referentes a produção de sedimentos no período de calibração, (c) dados referentes ao escoamento superficial no período de validação e (d) dados referentes a produção de sedimentos no período de validação

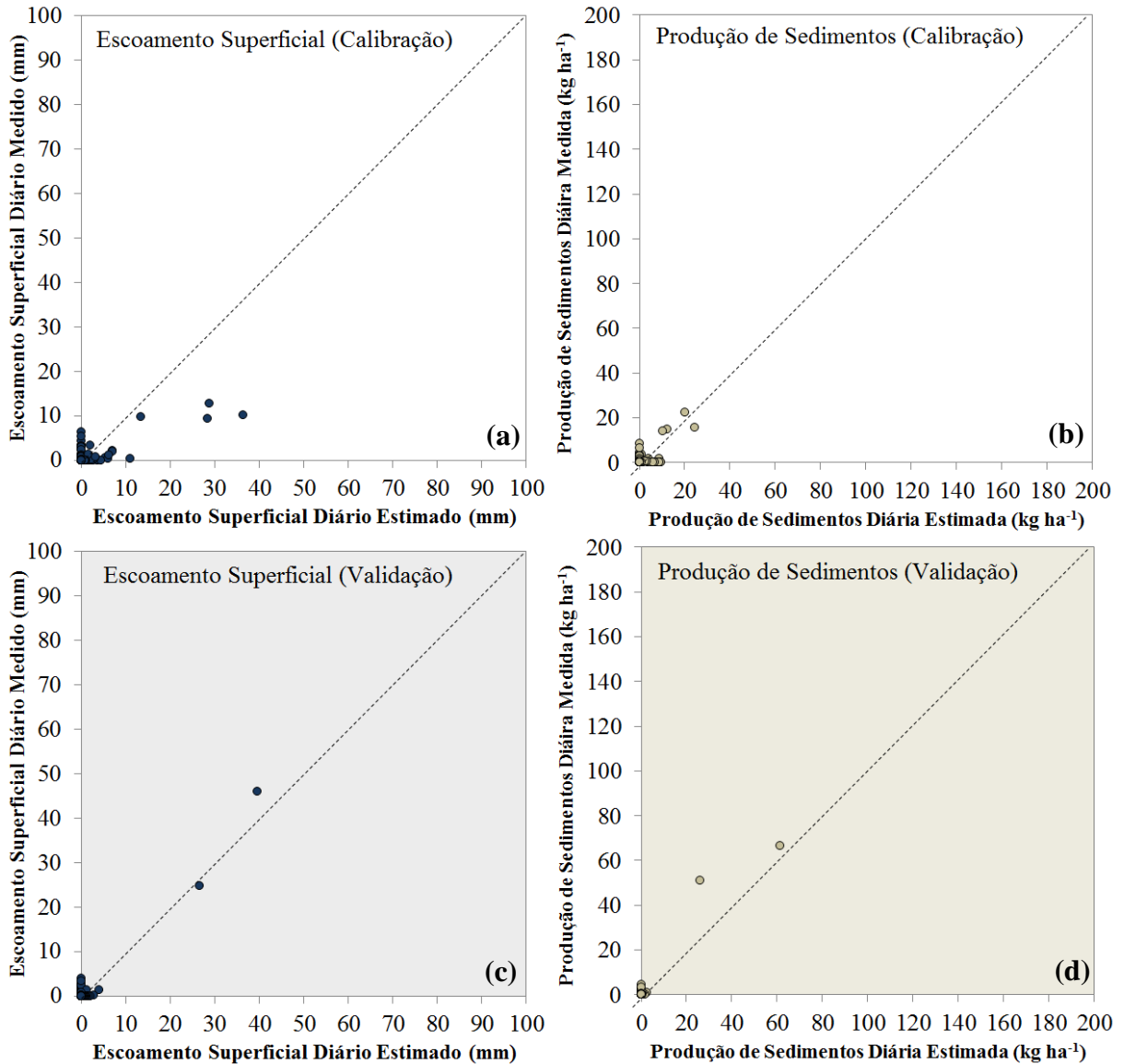


Tabela 10 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) para os períodos de calibração e validação relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para a bacia BEI

Índices	Calibração - BEI (2014, 2016 e 2017)		Validação - BEI (2013 e 2015)	
	Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (kg ha ⁻¹)	Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (kg ha ⁻¹)
NSE	0.49	0.51	0.94	0.84
R	0.73	0.73	0.98	0.96
R^2	0.62	0.53	0.95	0.93

São vastos os trabalhos na literatura que utilizaram o NSE para testar a eficiência do modelo SWAT para simulação dos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas, sendo o coeficiente mais adequado e recomendado por Molina-Navarro et al. (2017) após avaliar o impacto de diferentes funções objetivas na calibração do modelo SWAT. Pinto et al. (2013) aplicou o modelo SWAT a uma bacia hidrográfica de pequena escala na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil com aproximadamente 7 km², obtendo NSE para escoamento superficial com valor na calibração de 0,81 e validação de 0,79 e para produção de sedimentos NSE de 0,68 e 0,75 para os períodos de calibração e validação, respectivamente, sendo esses valores considerados muito bom. Andrade et al. (2013b) também para uma bacia de menor escala 32 km² localizada na região Alto Rio Grande, Minas Gerais, Brasil, observaram coeficientes de NSE para a calibração de 0,66 e para validação de 0,87, sendo esses valores considerados muito bom. Maliehe e Mulungu (2017) utilizando o modelo SWAT em Lesoto na África observou, respectivamente, coeficientes de NSE e R² para o período de calibração de 0,59 e, 0,59 e para validação, 0,52 e 0,66, atribuindo esses valores moderados dos índices a incertezas inerentes da modelagem como: dados de entrada, não singularidade de parâmetros e alguns processos que podem não ser representados adequadamente pelo modelo SWAT.

Assim tomando como base em diversos trabalhos sobre aplicação do modelo SWAT, em várias partes do mundo, pôde-se observar por meio dos coeficientes utilizados nesse estudo, sobre tudo o índice de NSE, e os valores obtidos nos procedimentos de calibração e validação do modelo para BEI, podem ser considerados adequados o suficiente de modo a qualificar o modelo apto à simulação hidrossedimentológica na referida bacia.

6.3.2 Validação do modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP

A variação do escoamento superficial diário medido e estimado nas bacias aninhadas FTS (Figura 34a) e DQP (Figura 34b) mostram um ajuste adequado do modelo SWAT, podendo ser avaliado como um bom desempenho quando se considera que o modelo não foi calibrado para as próprias sub-bacias. Percebe-se que os picos de escoamento dos eventos extremos também são bem representados na escala de bacias aninhadas, principalmente para a bacia FTS, visto que em alguns picos nos anos de 2014 e 2016 para a bacia DQP o modelo subestimou o escoamento superficial. Verifica-se por meio dos coeficientes estatísticos utilizados que o modelo foi validado e classificado como muito bom,

para estimativa dos fluxos diários de escoamento superficial em sub-bacias aninhadas, apresentando coeficientes de eficiência NSE superiores a 0,70 (Figura 35).

Figura 34 – Variabilidade do escoamento superficial diário medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para o período de validação nas bacias aninhadas: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP

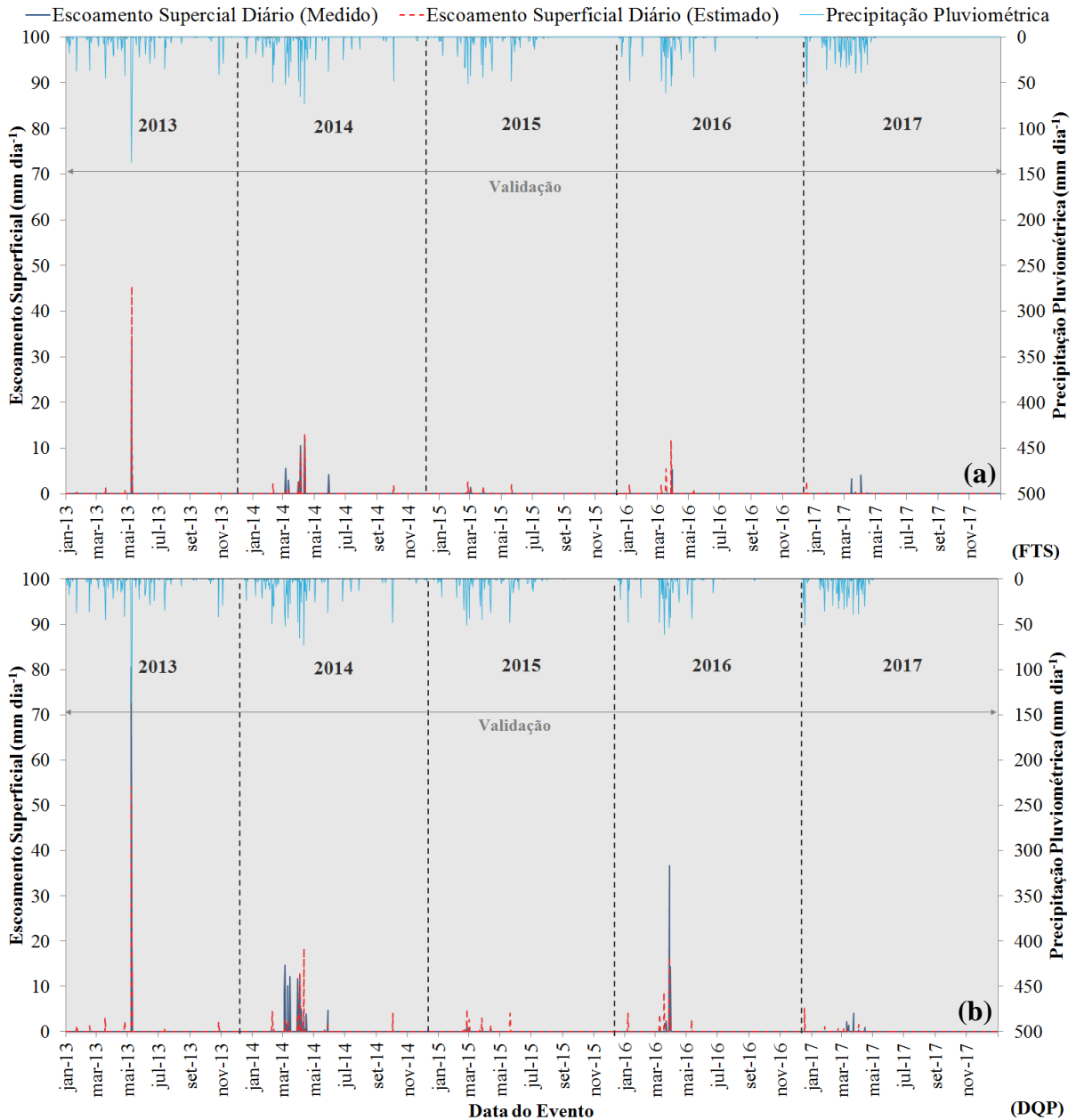
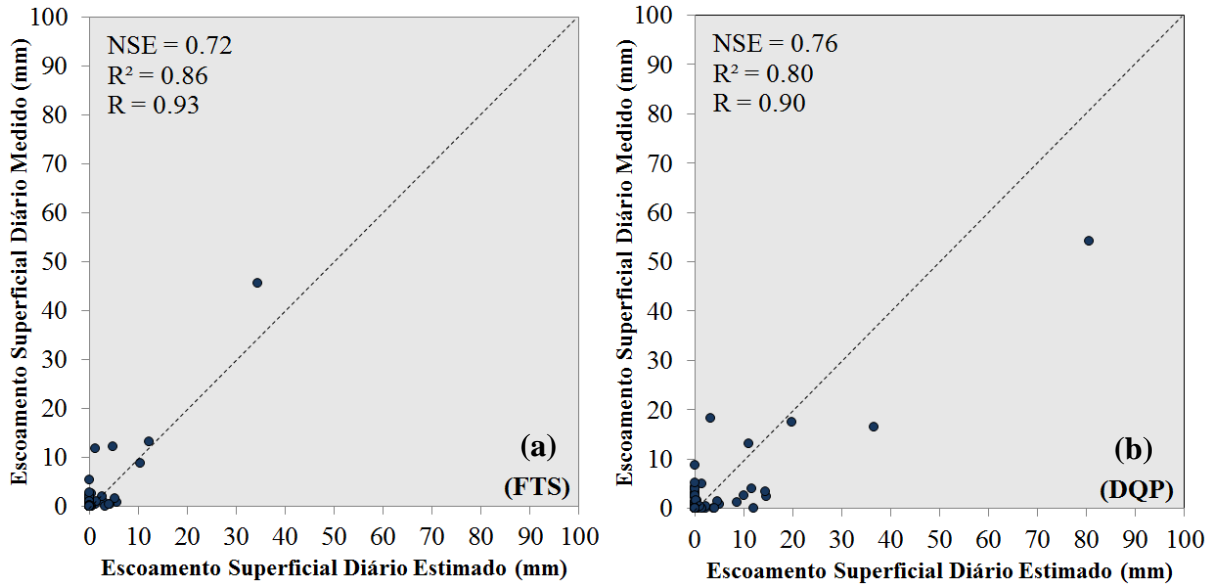


Figura 35 – Índices estatísticos aplicados e relação dos valores diários de escoamento superficial medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017 para: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP



Estudos realizados por Pereira et al. (2016) e Zeiger e Hubbart (2016) utilizando o modelo SWAT, observaram desempenho satisfatório para os fluxos simulados em estações a montante da seção de calibração, indicando que é possível a transferência entre escalas de parâmetros calibrados para bacias menores aninhadas. No entanto, esses autores ressaltam que essa transferência deve ser feita com cautela principalmente em bacias montanhosas, que não é o caso da BEI que apresenta relevo em sua maioria suavemente ondulado e plano. Esses resultados podem ser considerados de grande importância, visto que, um modelo calibrado e validado pode responder satisfatoriamente aos fluxos de água na saída da bacia da qual foi calibrado, e responder com um baixo desempenho em trechos de sub-bacias a montante (ZHANG et al., 2008; SRINIVASAN et al., 2010; SHRESTHA et al., 2016; ZEIGER, HUBBART, 2016). Essa validação do modelo em estações a montante da seção de calibração pode ser considerada fundamental, mostrando que o modelo também representa bem os fluxos de água ao longo das escalas de sub-bacias menores. Para um gestor de recursos hídricos essa possibilidade representa uma redução de dinheiro, tempo e outros recursos desperdiçados, bem como, torna-se mais importante essa análise quando se considera que para estimativa do escoamento superficial em diferentes bacias aninhadas muitas vezes a falta de disponibilidade de dados observados de monitoramento torna-se um grande problema (GASSMAN et al., 2007; HUBBART et al., 2010; ZEIGER, HUBBART, 2016; PEREIRA et al., 2016).

Este resultado particular sugere que por meio de uma calibração do modelo SWAT em uma secção de monitoramento, pode-se usar essa modelagem para calcular o fluxo de água para bacias a montante com pouco ou nenhum dado de descarga, o que é comum a escassez de informações em muitas bacias hidrográfica no semiárido brasileiro, o que torna essa ferramenta valiosa para planejamento e gerenciamento de recursos hídricos (VIOLA et al., 2012; ANDRADE et al., 2013b). Assim, a utilização do modelo SWAT torna-se uma ferramenta útil para o gerenciamento de recursos hídricos, podendo especialmente ser aplicado a dois importantes instrumentos da política nacional de recursos hídricos do Brasil: outorga dos direitos de uso de recursos hídricos e cobrança pelo uso da água (FUKUNAGA et al., 2015).

Para a produção de sedimentos diária medida e estimada nas bacias aninhadas FTS (Figura 36a) e DQP (Figura 36b), o modelo SWAT apresentou um razoável ajuste, porém considerando a não calibração para as próprias sub-bacias, esse resultado ganha importância. Verifica-se ainda uma oscilação na estimativa produção de sedimentos nas bacias aninhadas, sendo que na simulação alguns picos de produção de sedimentos são superestimados outros são subestimados, oscilação essa maior na bacia DQP que apresenta maior magnitude nas perdas por produção de sedimentos. A relação entre a produção de sedimentos diária medida e estimada apresentou um baixo desempenho, o que expressou em baixos valores dos índices aplicados, com valor NSE igual 0,35 para a bacia FTS e 0,24 para a bacia DQP (Figura 37). Em trabalhos com o modelo SWAT alguns autores consideraram coeficientes de NSE variando entre 0,20 a 0,40, apesar de baixos, adequados o suficiente para uso do modelo em simulações hidrossedimentológicas (DU et al., 2005; SEXTON et al., 2010; KIM et al., 2010; MENG et al., 2010).

Figura 36 – Variabilidade da produção de sedimentos diária medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para o período de validação nas bacias aninhadas: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP

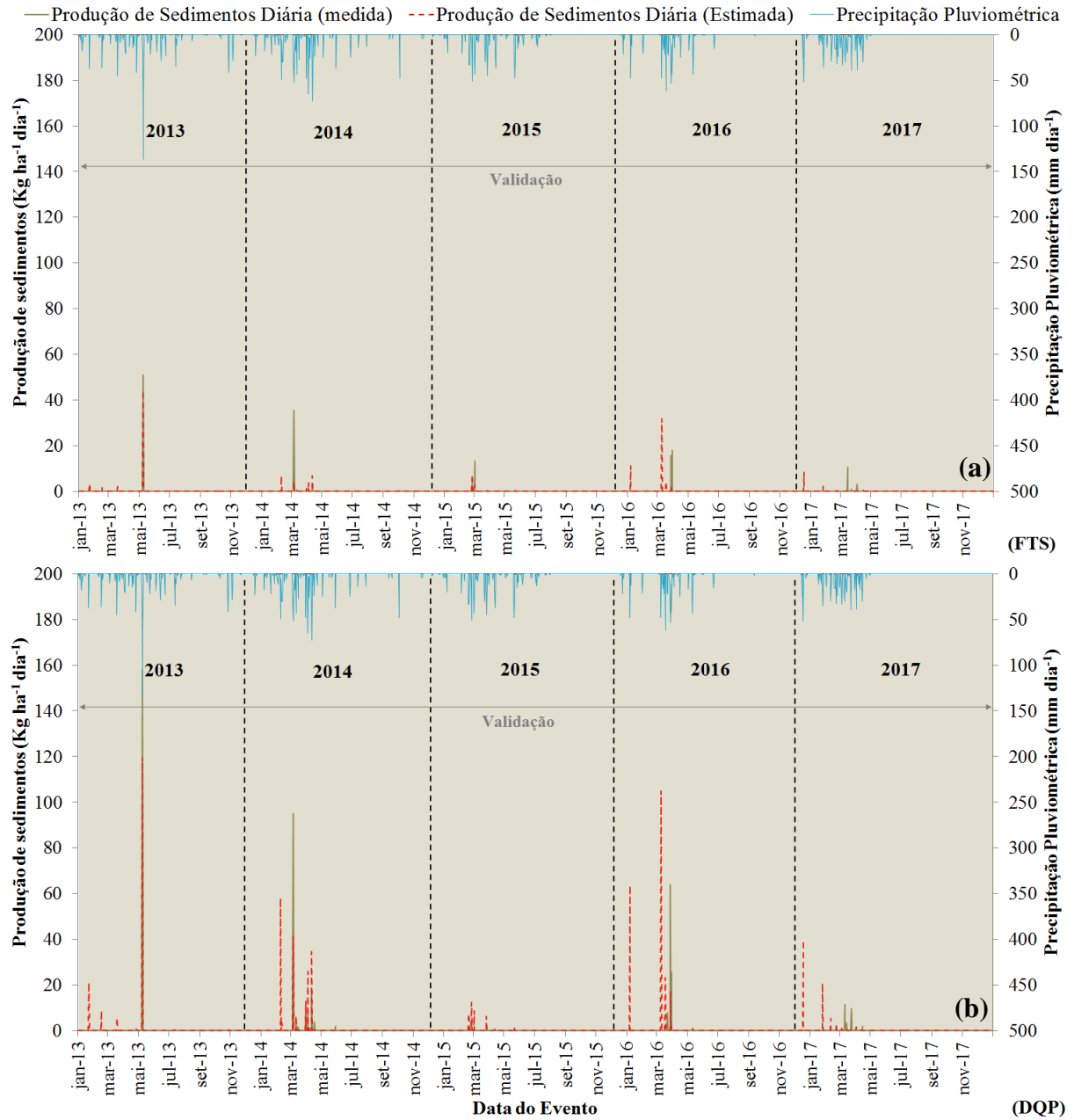
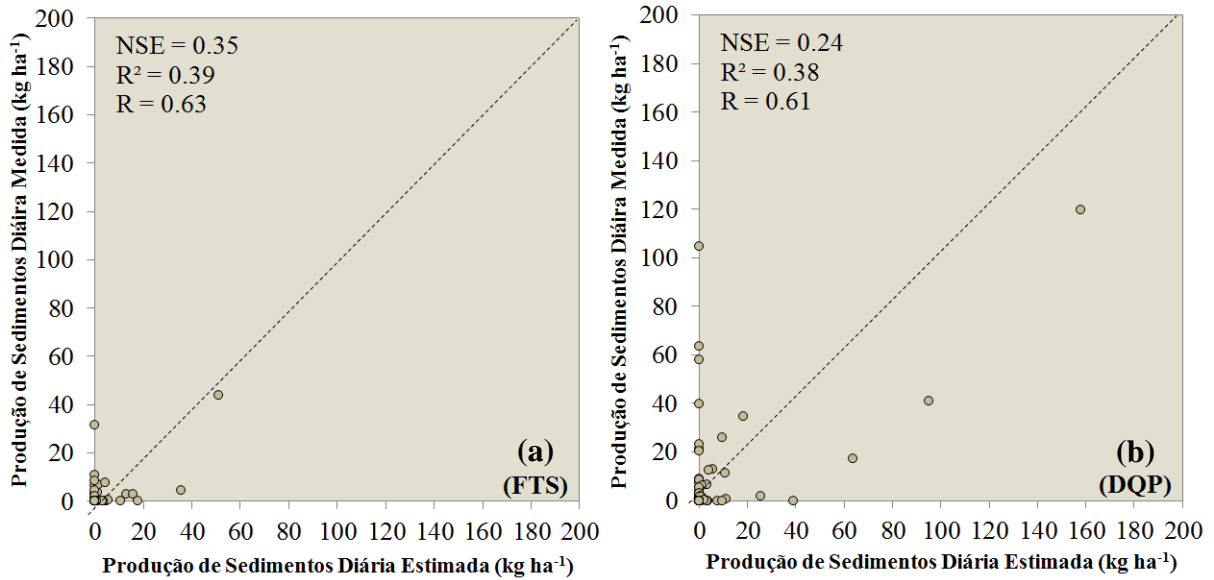


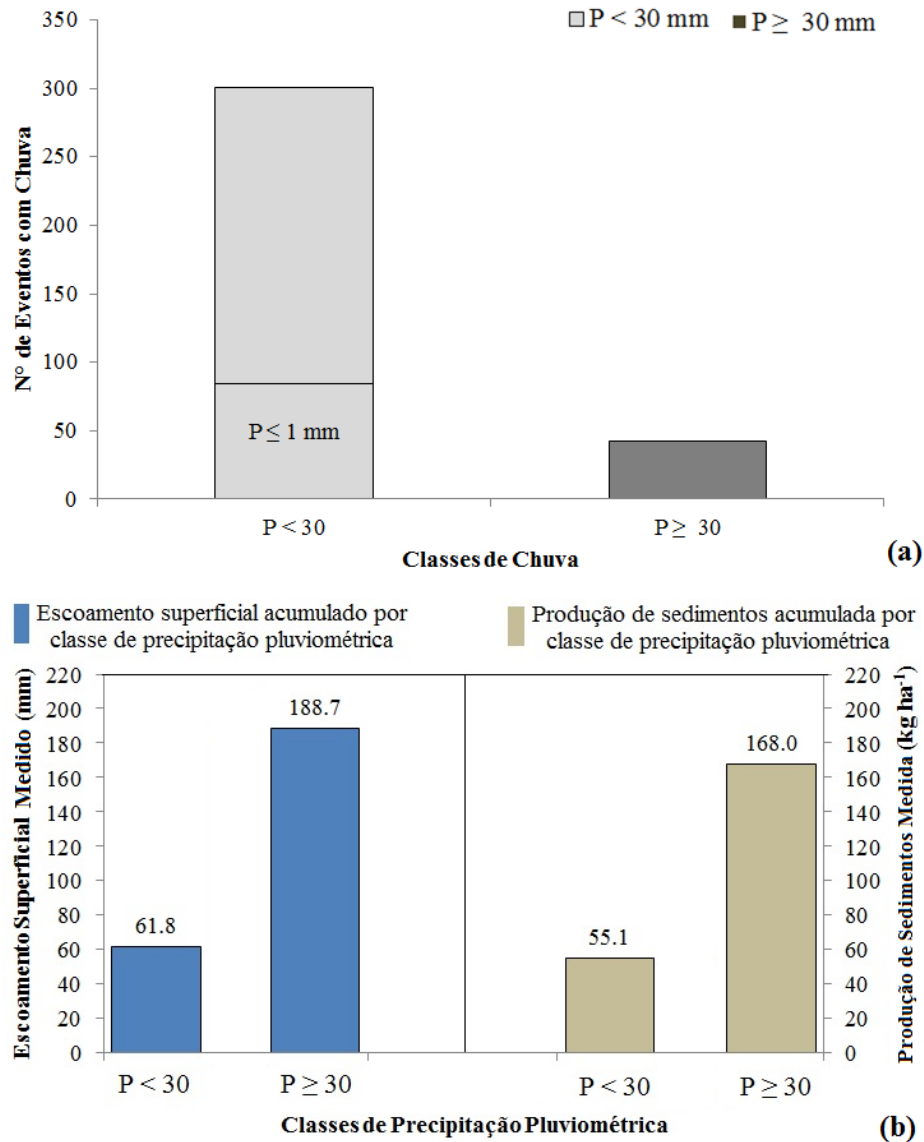
Figura 37 – Índices estatísticos aplicados e relação dos valores diários de produção de sedimentos medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017 para: (a) bacia FTS e (b) bacia DQP.



6.3.3 Desempenho do modelo SWAT para diferentes magnitudes de chuva

Para investigar a resposta hidrossedimentológica do modelo SWAT em função da altura pluviométrica os eventos foram divididos em duas magnitudes: $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm (Figura 38). Verifica-se que em termos quantitativos a maior parte dos eventos pluviométricos foram inferiores a 30 mm de chuva com 301 eventos para os 5 anos de monitoramento, sendo que destes 84 foram inferiores a 1 mm (Figura 38a). Um total de 42 eventos apresentou precipitação pluviométrica igual ou superior a 30 mm de chuva.

Figura 38 – (a) Número de eventos de precipitação pluviométrica na bacia BEI para as duas magnitudes de precipitação pluviométrica avaliadas nesse estudo: $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm, e, (b) valores medidos acumulados de escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia BEI, para cada magnitude de precipitação pluviométrica avaliada nesse estudo: $P < 30$ mm e $P \geq 30$ mm



Apesar de maior número de eventos de precipitação pluviométrica na classe $P < 30$ mm, verifica-se que em termos de escoamento superficial e produção de sedimentos, essa classe apresenta para os 5 anos de monitoramento na BEI, respectivamente, um total de 61,8 mm e 188,7 kg ha^{-1} representando apenas um percentual de 24,7% das perdas de água e sedimentos na bacia (Figura 38b). Para a classe $P \geq 30$ mm observa-se que em termos de

escoamento superficial e produção de sedimentos, embora em menor quantidade de eventos, esses representaram um total de 75,3% dos fluxos hidrossedimentológicos na bacia. O que mostra a importância da modelagem representar com uma boa acurácia esses eventos de maior magnitude na bacia. Medeiros e Araújo (2014), em estudo com bacias aninhadas também na região semiárida na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, Brasil, mostraram que 10% dos eventos pluviométricos mais críticos na região foram responsáveis por 88 e 98% da produção de sedimentos para as bacias de Aiuaba (12 km²) e Benguê (900 km²), respectivamente. Furl et al. (2015) utilizando o SWAT em 5 bacias hidrográficas na região semiárida do Texas, EUA, também observaram que os 10% dos eventos pluviométricos maiores, representaram cerca de metade da soma de produção de sedimentos em longo prazo nas bacias.

Para os menores eventos na classe de precipitação pluviométrica menor que 30 mm o modelo apresenta para a bacia BEI um desempenho considerado fraco, tanto para estimativa do escoamento superficial (Figura 39) como para produção de sedimentos (Figura 40). O modelo SWAT estima, para alguns eventos de precipitação pluviométrica na classe $P < 30$ mm, escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia quando no real em campo não há escoamento, fato que acontece em 21% dos eventos nesta classe de chuva. Esse comportamento deve-se em grande parte a não representação adequada do modelo em solos com caráter vértico, o que gera escoamento superficial durante o processo de modelagem, enquanto que em campo a presença de fendas funciona absorvendo a água não permitindo a existência de escoamento superficial até que as mesas sejam vedadas completamente. Esse descompasso faz com que os coeficientes NSE entre o escoamento superficial e a produção de sedimentos medidos e estimados pelo modelo SWAT na classe de chuva menor que 30 mm, apresentem valores baixos, respectivamente, valores de $NSE = 0,15$ para escoamento superficial e $NSE = 0,03$ para produção de sedimentos na bacia BEI (Tabela 11).

Figura 39 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm

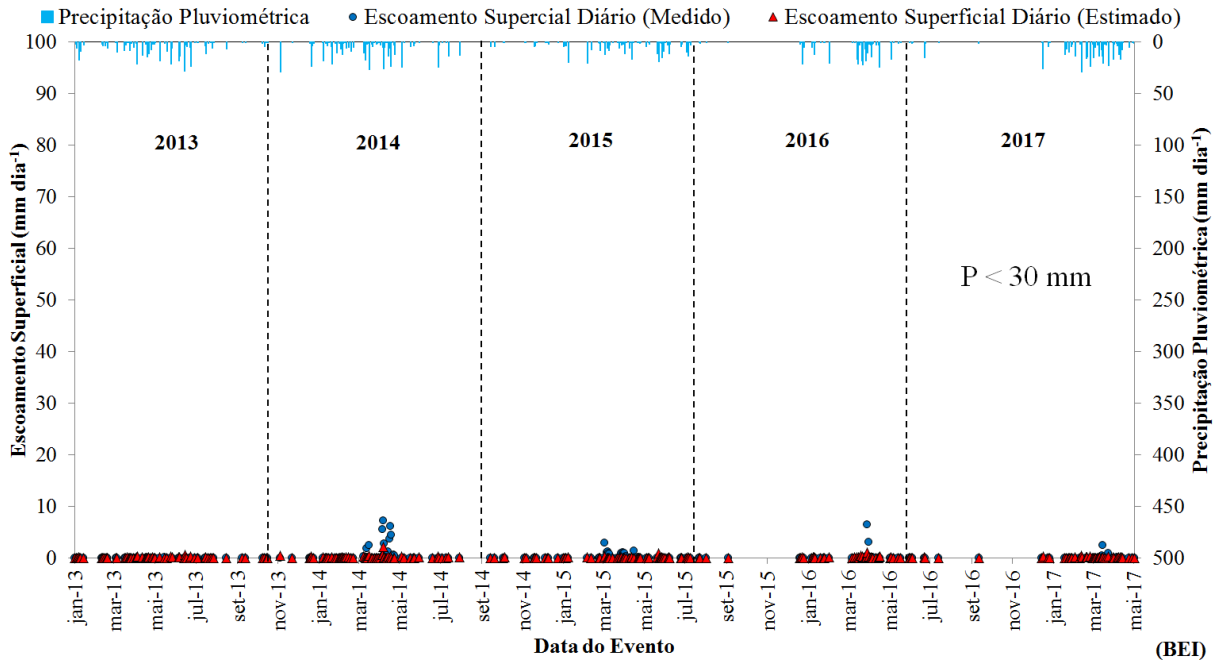


Figura 40 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm

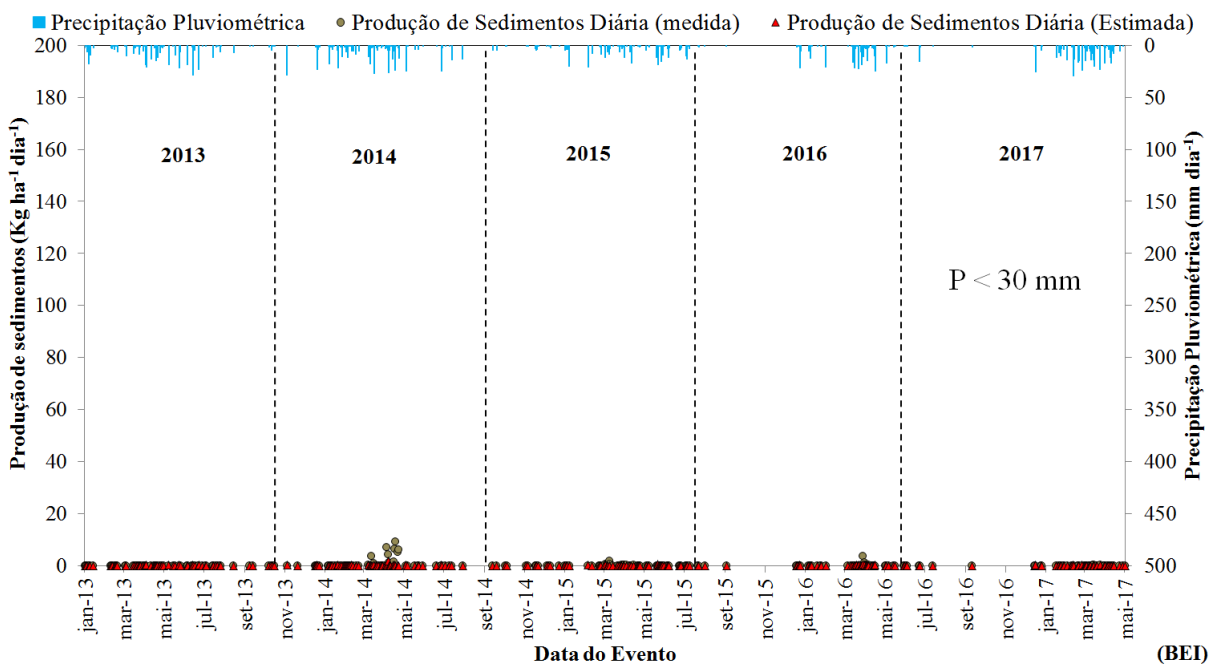


Tabela 11 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT na bacia BEI, para os eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm

Índices ($P < 30$ mm)	BEI (2013 a 2017)	
	Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (kg ha ⁻¹)
NSE	0.15	0.03
R	0.61	0.33
R^2	0.37	0.11

Já os eventos na classe de precipitação pluviométrica igual ou maior que 30 mm apresentaram para a bacia BEI um desempenho considerado entre bom a muito bom, tanto para estimativa do escoamento superficial (Figura 41) como para produção de sedimentos (Figura 42). Avaliando as lâminas de escoamento superficial e a produção de sedimentos medida e estimada no passo diário, verifica-se uma tendência similar na estimativa dos picos de produção de água e de sedimentos e uma equivalência bastante satisfatória para esses eventos de maior magnitude em termos de precipitação pluviométrica ($P \geq 30$ mm). Essa tendência similar nos picos de escoamento superficial e produção de sedimentos diária refletem nos índices aplicados, com valores de NSE = 0,68 e NSE = 0,80, respectivamente (Tabela 12). Uma boa simulação com o modelo SWAT para estimativa dos picos de produção de sedimentos também foi observado por Betrie et al. (2011) no rio Blue Nilo na Etiópia.

Figura 41 – Variabilidade do escoamento superficial diário na bacia BEI medido e estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm

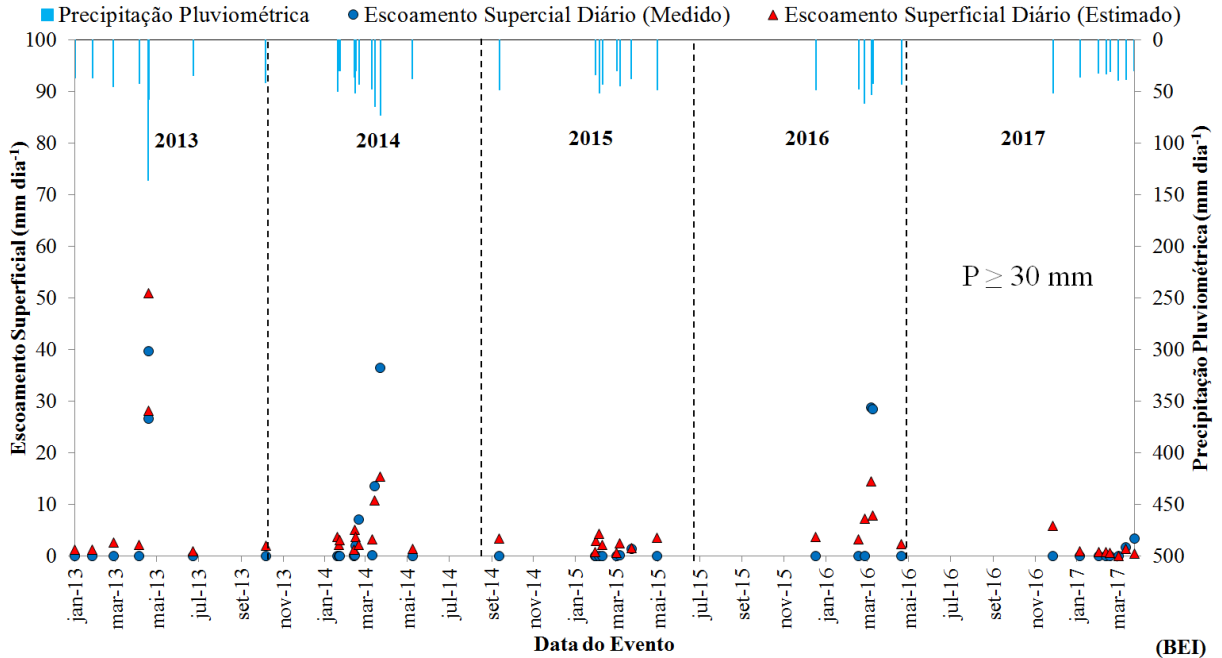


Figura 42 – Variabilidade da produção de sedimentos diária na bacia BEI medida e estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm

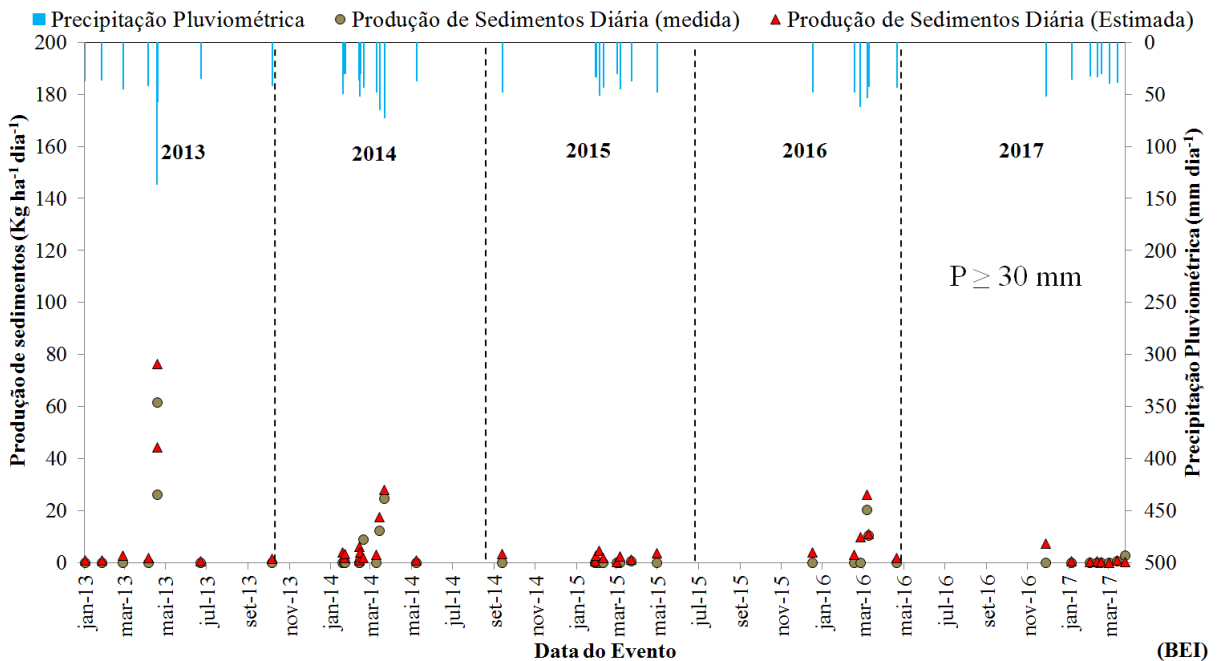


Tabela 12 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT na bacia BEI, para os eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm

Índices ($P \geq 30$ mm)	BEI (2013 a 2017)	
	Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (Kg ha^{-1})
NSE	0.68	0.80
R	0.82	0.97
R^2	0.68	0.94

Nas bacias aninhadas FTS e DQP tendência similar a BEI foi verificada para o desempenho do modelo nas classes de precipitação pluviométrica. Os menores eventos $P < 30$ mm apresentaram um desempenho considerado fraco, tanto para estimativa do escoamento superficial como para produção de sedimentos, com índices de NSE apresentando baixos valores variando entre -0,14 e 0,02 (Tabela 13). Para os maiores eventos com precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm os valores de índices aplicados apresentaram variação entre baixo (NSE = 0,14) para produção de sedimentos e muito bom (NSE = 0,74) para estimativa do escoamento superficial (Tabela 14).

Tabela 13 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP, referentes aos eventos de menor magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P < 30$ mm

Bacia	Índices Classe ($P < 30$ mm)	Bacias Aninhadas (2013 a 2017)	
		Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (kg ha^{-1})
FTS	NSE	0.00	0.00
	R	0.01	0.00
	R^2	0.00	0.00
DQP	NSE	0.02	-0.14
	R	0.20	0.03
	R^2	0.04	0.00

Tabela 14 – Índices estatísticos aplicados: coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de correção (R) e coeficiente de determinação (R^2) relativos ao escoamento superficial e a produção de sedimentos estimados pelo modelo SWAT para as bacias aninhadas FTS e DQP, referentes aos eventos de maior magnitude na classe de precipitação pluviométrica $P \geq 30$ mm

Bacia	Índices Classe ($P \geq 30$ mm)	Bacias Aninhadas (2013 a 2017)	
		Escoamento Superficial (mm)	Produção de Sedimentos (Kg ha ⁻¹)
FTS	NSE	0.69	0.27
	R	0.92	0.58
	R^2	0.85	0.33
DQP	NSE	0.74	0.14
	R	0.90	0.55
	R^2	0.81	0.30

Portanto, de um modo geral, para o escoamento superficial diário o ajuste do modelo SWAT mostrou uma correspondência significativa entre valores simulados e medidos tanto para a bacia BEI como para as bacias aninhadas FTS e DQP. Para a produção de sedimentos diária o modelo apresentou uma correlação muito boa na BEI e aceitável correlação para as bacias aninhadas FTS e DQP. Deste modo, o modelo SWAT previu adequadamente o funcionamento hidrossedimentológico das bacias monitoradas, com um desempenho muito bom principalmente na estimativa dos valores de pico em eventos extremos, que são responsáveis pela maior parte das produções de água e sedimentos. A partir de um funcionamento adequado do modelo SWAT realizou-se as simulações de cenários para avaliar a resposta hidrossedimentológica das bacias a diferentes arranjos de uso e ocupação do solo, bem como, aos possíveis impactos de alterações climáticas globais.

6.4 Análises dos cenários de uso e ocupação do solo

6.4.1 Escoamento superficial na bacia BEI para os cenários de uso e ocupação do solo

A comparação entre as simulações dos cenários de uso ocupação do solo propostos para a BEI, revela que o cenário de recuperação total da bacia hidrográfica com cobertura vegetal FTS densa e o cenário de recuperação parcial com cobertura vegetal FTS

densa nas áreas de maior altitude e expansão da área antropizada nas áreas mais baixas da bacia, ambos ocasionam um aumento gradual nos fluxos de água da bacia (Figura 43). Esses resultados correspondem a um incremento no escoamento superficial acumulado na BEI ordem de 8,8% e 13,1%, respectivamente, quando comparados com o cenário de configuração atual da bacia.

Figura 43 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, FTS densa em toda bacia e FTS densa + expansão antrópica



O aumento de áreas com florestas reconhecidamente tendem a aumentar a infiltração da água no solo, aumentando o fluxo subterrâneo e com isso reduzir o escoamento superficial (ZUO et al., 2016; LOTZ et al., 2017), o que torna esse resultado de aumento no escoamento superficial simulado na BEI a partir de uma recuperação total da bacia hidrográfica com floresta densa (FTS densa) contra intuitivo. Entretanto, esse comportamento pode ser explicado pela reestruturação da cobertura vegetal no que diz respeito ao estrato vegetal arbóreo e herbáceo. A FTS aberta, que representa maior parte da cobertura vegetal da bacia BEI, apresenta estrato arbóreo menos denso, o que aumenta a penetração de luz solar através do dossel das árvores, com uma resultante maior germinação do banco de sementes herbáceas presentes no solo da área aberta. Este fenômeno é reduzido, quando a vegetação apresenta maior densidade de estrato arbóreo, em decorrência do sombreamento do solo causado pelo dossel das árvores. Assim, o maior desenvolvimento da vegetação herbácea nas

áreas de floresta tropical seca aberta promove um aumento da taxa de infiltração da água no solo e conseqüente redução das perdas de água por escoamento superficial, como já verificado em outros trabalhos no semiárido brasileiro (RODRIGUES et al., 2013; SANTOS et al., 2017a). Dessa forma, o desenvolvimento da cobertura vegetal herbácea atenua o impacto direto das gotas da chuva, promove uma maior resistência ao fluxo superficial da água e reduz o escoamento superficial, fenômeno esse reduzido quando a bacia apresenta cobertura vegetal com floresta densa.

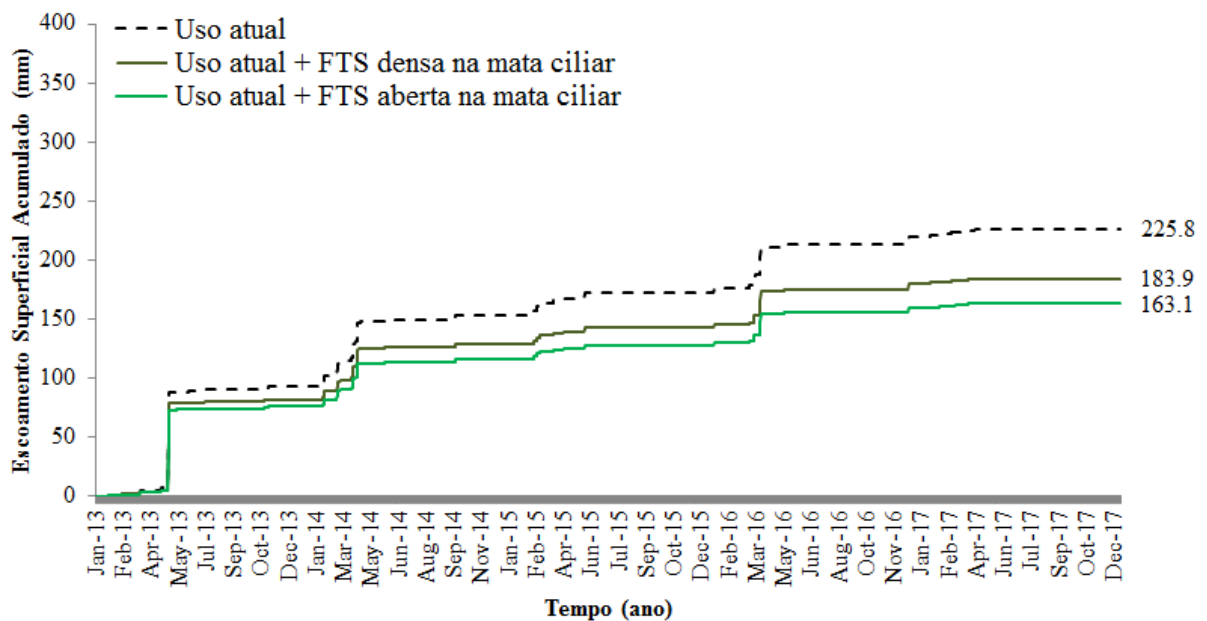
Aumentos correspondentes no escoamento superficial considerando o cenário FTS densa + expansão antrópica, além da influência da redução do estrato herbáceo nas áreas de FTS densa, também sofre a interferência em decorrência de expansão de áreas com antropização do uso do solo. Reconhecidamente o maior desenvolvimento de áreas antropizadas aumenta a impermeabilização do solo reduzindo a infiltração da água e conseqüentemente maiores perdas por escoamentos superficiais (OLIVEIRA, 1999; BAKER, MILLER; 2013; ZHOU et al., 2013; LIN et al., 2015; ZHANG et al., 2017a), o que sugere para esse cenário uma atenção maior para ações de mitigação de enchentes e atuações para uma melhor gestão de recursos hídricos no planejamento futuro da bacia hidrográfica, caso o desenvolvimento urbano na região continue em expansão, tendo em vista que essas áreas de menor altitude são consideradas pelo poder público municipal de Iguatu zona de expansão urbana.

Do ponto de vista estrutural da modelagem com o SWAT, quando alterado o uso do solo e a cobertura vegetal da bacia alguns parâmetros do modelo são modificados, influenciando substancialmente nos resultados das simulações. A alteração de parâmetros como o CN2 de 73,8 na FTS aberta, que ocupa maior parte da bacia, passando para um valor 79,0 na FTS densa pode ser, considerando a estrutura do modelo, responsável por proporcionar esse aumento no escoamento superficial no cenário de recuperação total da bacia C2, o que também se reflete no cenário FTS densa + expansão antrópica em que a FTS densa ocupa grande parte da bacia na região de maior altitude, acrescido de expansão de áreas urbanas na parte baixa da bacia, em que podem atingir valores de CN2 = 98.

Avaliando a recuperação das áreas de preservação permanentes relativas às matas ciliares dos rios da BEI, verifica-se para as simulações desses cenários uma redução do escoamento superficial na bacia em ambos os cenários de recuperação da mata ciliar quando comparados com o cenário atual: uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual + FTS aberta na mata ciliar (Figura 44). Esses resultados de recuperação da mata ciliar correspondem em uma redução no escoamento superficial acumulado na BEI na ordem de

18,5% no cenário uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual e 27,8% no cenário uso atual + FTS aberta na mata ciliar e uso atual. Merece destaque uma comparação entre si dos cenários de recuperação da mata ciliar, percebe-se que a recuperação com FTS densa apresenta maior escoamento superficial acumulado do que a recuperação com FTS aberta, fato esse associado à proporção do estrato herbáceo presentes nos dois tipos de florestas, visto que as áreas com cobertura florestal aberta tem um maior desenvolvimento da cobertura vegetal herbácea o que provoca uma maior retenção da água diminuindo o escoamento superficial. Tornando com isso, em termos de redução de escoamento superficial, o cenário de recuperação da mata ciliar com FTS aberta mais eficiente hidrologicamente do que o cenário com FTS densa na simulação para estimativa de escoamento superficial na bacia BEI.

Figura 44 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual + FTS aberta na mata ciliar

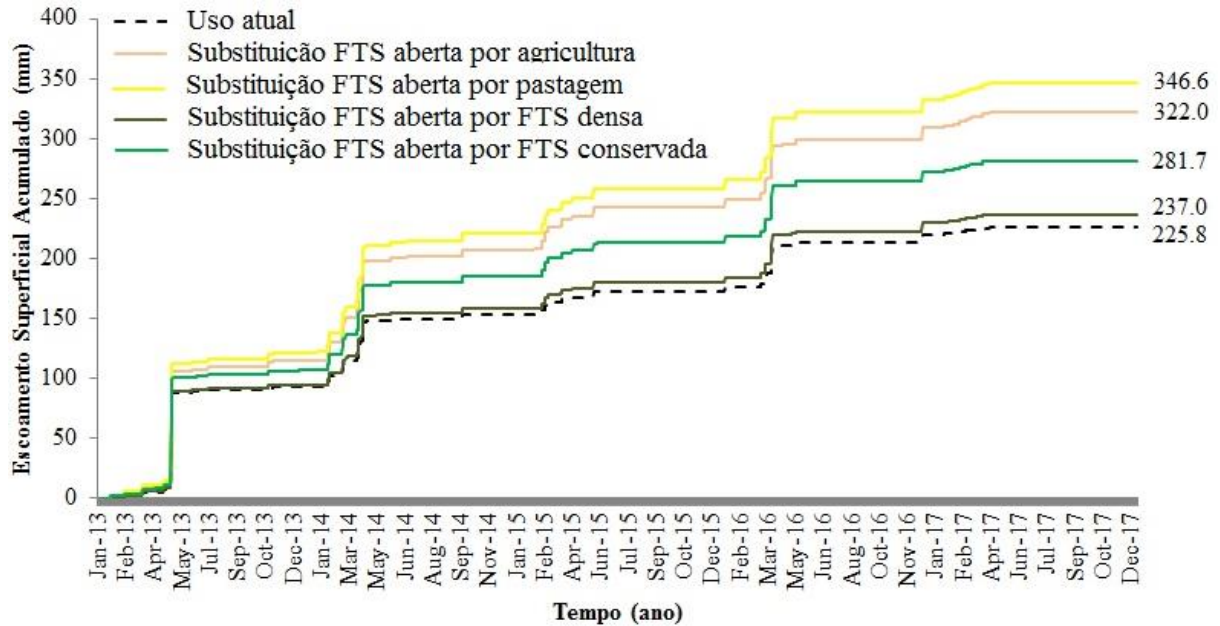


Quando comparados os cenários até aqui discutidos, observa-se com esses cenários de recuperação da cobertura vegetal, que o sistema da bacia hidrográfica quando submetido a uma recuperação total com cobertura vegetal FTS densa, apresenta maiores perdas de água por escoamento superficial do que quando submetido ao cenário de recuperação somente da mata ciliar dos rios, apresentando uma diferença na ordem de 33,5% no escoamento superficial acumulado entre esses dois cenários. Esse fato mostra que o sistema de recuperação da mata ciliar absorver os impactos causados pelos diferentes usos do

solo na bacia BEI, indicando que uma recuperação dessas áreas de preservação permanentes, fornecem mais benefícios hidrológicos em termos de retenção de água na bacia do que uma recuperação total, em que se potencializa o efeito da relação estrato herbáceo-arbóreo e consequente produz maiores perdas de água por escoamento superficial. Corroborando esse cenário de recuperação e preservação da mata ciliar dos rios com o que decreta o código florestal brasileiro.

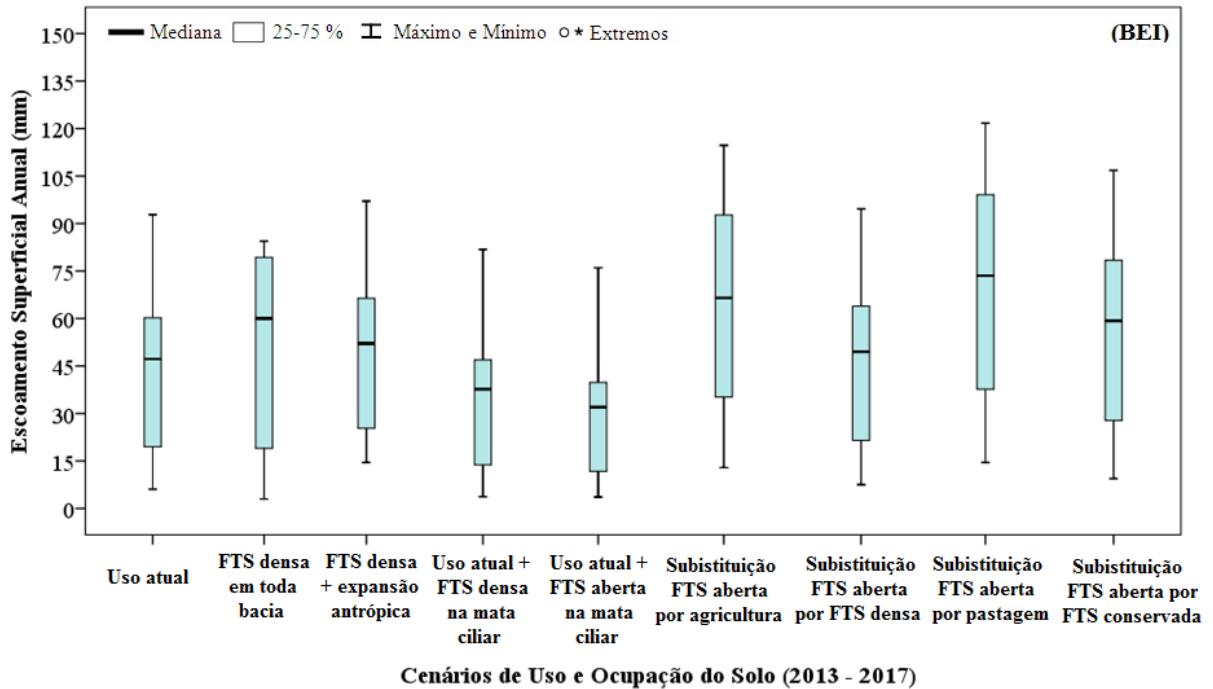
A comparação entre os cenários de substituição das áreas com FTS aberta, que ocupa maior parte da área da bacia BEI, por as coberturas vegetais: agricultura, pastagem, FTS densa e FTS conservada, mostra um aumento nos fluxos de água da bacia em todos os cenários propostos, chegando a atingir 53,5% de incremento durante os cinco anos de simulação no cenário de substituição por pastagem em comparação com o cenário atual (Figura 45). O uso agrícola também provocou um aumento considerável no escoamento superficial na ordem de 42,6% no cenário atual da bacia, como observados por outros pesquisadores (BAKER, MILLER; 2013). Welde e Gebremariam (2017) utilizando o modelo SWAT também observou em uma pequena bacia semiárida 29,4 km² no noroeste da Etiópia, que o aumento das áreas agrícolas sobre cobertura de florestas resultou em uma maior produção de água e sedimentos, aumentando em 6,02% o escoamento superficial e 17,39 % a produção de sedimentos. Quando comparados os cenários de substituição da FTS aberta por FTS densa ou FTS conservada, verifica-se que ambas apresentam um incremento no escoamento superficial na bacia, respectivamente na ordem de 5,0% e 24,8%, fato esse relacionado a característica da floresta aberta em reter mais água em decorrência do maior desenvolvimento do estrato herbáceo, fenômeno esse reduzido nas áreas de floresta densa e conservada.

Figura 45 – Escoamento superficial acumulado na bacia BEI estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, substituição da FTS aberta por agricultura, substituição da FTS aberta por pastagem, substituição da FTS aberta por FTS densa e substituição da FTS aberta FTS conservada



Para se conhecer as características e o comportamento dos cenários de uso e ocupação do solo, sua tendência central, quartis e a variabilidade temporal de valores anuais de escoamento superficial desenvolveu-se uma análise exploratória, individualmente, para cada um dos 9 cenários propostos para a bacia BEI pelo emprego da técnica de “Boxplot” (Figura 46). Pode-se notar no intervalo interquartilico (dentro de cada retângulo) que apenas os valores de mediana dos cenários de recuperação da mata ciliar uso atual + FTS densa na mata ciliar = $37,7 \text{ mm ano}^{-1}$ e uso atual + FTS aberta na mata ciliar = $32,0 \text{ mm ano}^{-1}$, foram inferiores a mediana do cenário atual = $47,2 \text{ mm ano}^{-1}$, bem como, os valores anuais mínimos e máximos desses cenários também foram inferiores ao cenário atual. Esses resultados apenas evidenciam que estes cenários de recuperação da mata ciliar da bacia são hidrológicamente os mais eficientes na retenção de água e minimização das perdas por escoamento superficial. Os demais de cenários de recuperação total FTS densa em toda bacia e parcial com FTS densa + expansão antrópica, bem como, os cenários de substituição da FTS aberta por outras coberturas vegetais, apresentaram mediana superiores ao cenário atual, confirmando o aumento no escoamento superficial interanual gerados nos cinco anos de simulação para esses cenários.

Figura 46 – Características, tendência central, quartis e variabilidade temporal dos valores anuais de escoamento superficial, estimados pelo modelo SWAT para os nove cenários propostos de uso e ocupação do solo para a bacia BEI

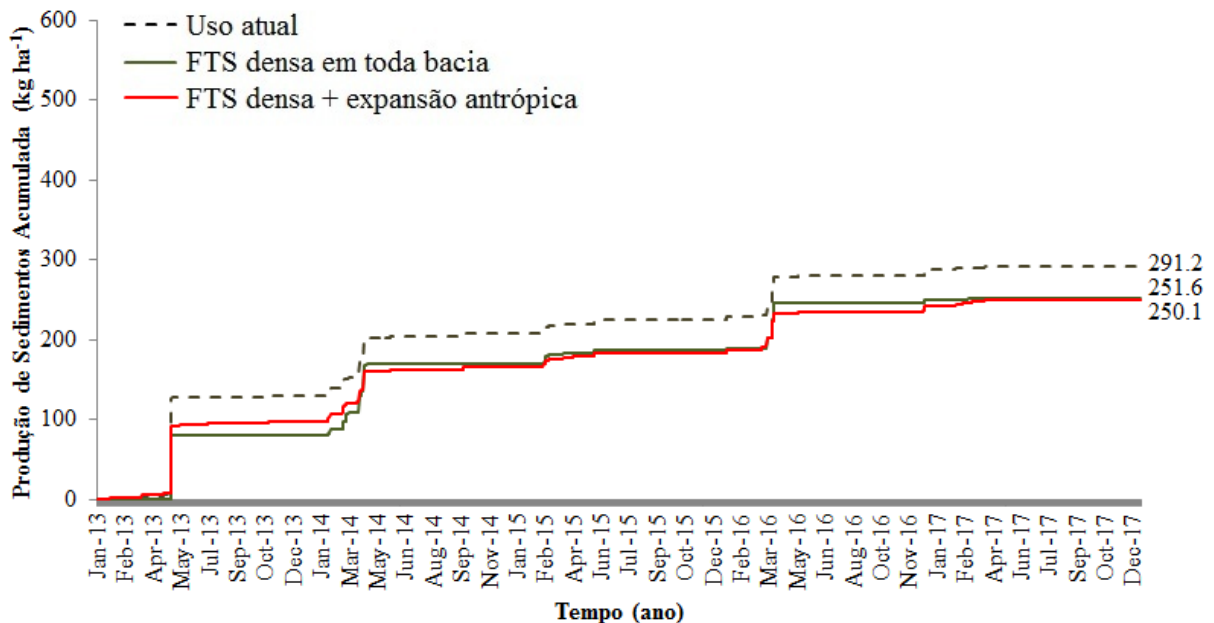


6.4.2 Produção de sedimentos na bacia BEI para os cenários de uso e ocupação do solo

A produção de sedimentos durante o período de simulação mostrou que os cenários de recuperação total da bacia hidrográfica com cobertura vegetal FTS densa e de recuperação parcial com cobertura vegetal FTS densa nas áreas de maior altitude e expansão da área antropizada nas áreas mais baixas da bacia, ambos ocasionam uma redução nos fluxos de sedimentos acumulados na bacia BEI (Figura 47), apesar de anteriormente verificados que estes cenários ocasionam maiores escoamentos superficiais quando comparados com o cenário de uso atual. Essas reduções na produção de sedimentos acumulada na BEI apresentaram-se na ordem de 13,6% e 14,1%, respectivamente. Esse fato pode ser explicado do ponto de vista da modelagem com o SWAT, quando alterado o uso do solo na bacia alguns parâmetros do modelo como o índice de área foliar potencial (BLAI) e parâmetros da equação de perda de solo modificada – MUSLE, como fator C, são modificados, influenciando substancialmente nos resultados das simulações hidrossedimentológicas. As modificações no parâmetro no qual apresenta um valor BLAI = 3,62 para a FTS aberta, passando para um

valor BLAI = 5 na FTS densa, e, a redução do parâmetro USLE_C = 0,0067 na FTS aberta para USLE_C = 0,0001 na FTS densa, podem ser responsáveis por proporcionar essa redução na produção de sedimentos no cenário de recuperação total da bacia, mesmo esse cenário apresentando maiores perdas de água por escoamento superficial. Fato que também pode ser refletido no cenário em que a parte alta da bacia é ocupada por FTS densa, nesse cenário acrescenta-se ainda a redução da disponibilidade de sedimentos em decorrência da urbanização do solo nas áreas mais baixas da bacia.

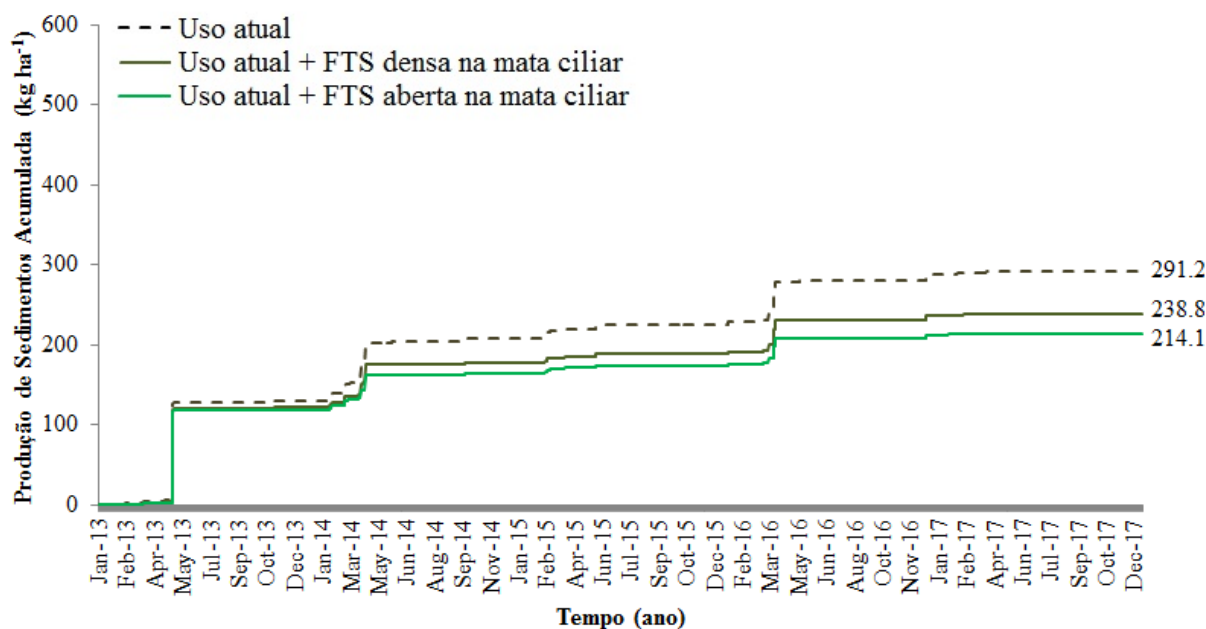
Figura 47 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, FTS densa em toda bacia e FTS densa + expansão antrópica



Assim como para o escoamento superficial, os cenários de recuperação da mata ciliar com FTS densa e FTS aberta, quando comparados com o cenário atual, apresentaram uma redução considerável nos valores de produção de sedimentos nas simulações (Figura 48). Esses resultados de recuperação da mata ciliar correspondem em uma redução na produção de sedimentos para BEI na ordem de 18,0% no cenário uso atual + FTS densa na mata ciliar e 26,5% no cenário uso atual + FTS aberta na mata ciliar. Tanto em termos de redução de escoamento superficial, observado anteriormente, como na diminuição da produção de sedimentos o cenário de recuperação da mata ciliar com FTS aberta mostrou-se como o mais eficiente dentre os cenários propostos na simulação dos processos hidrossedimentológicos para a bacia BEI. Resultando bastante expressivo em termos de gestão ambiental em bacias

hidrográficas de pequena e média escala no semiárido brasileiro, comprovando que esse arranjo da cobertura vegetal, com a recuperação e preservação da mata ciliar dos rios atendendo como descrito pelo código florestal brasileiro, atuam como uma barreira física reduzindo a velocidade de escoamento superficial e agindo como filtro retendo parte dos sedimentos, cujo destino final, muitas vezes, são os reservatórios de abastecimento hídrico da região.

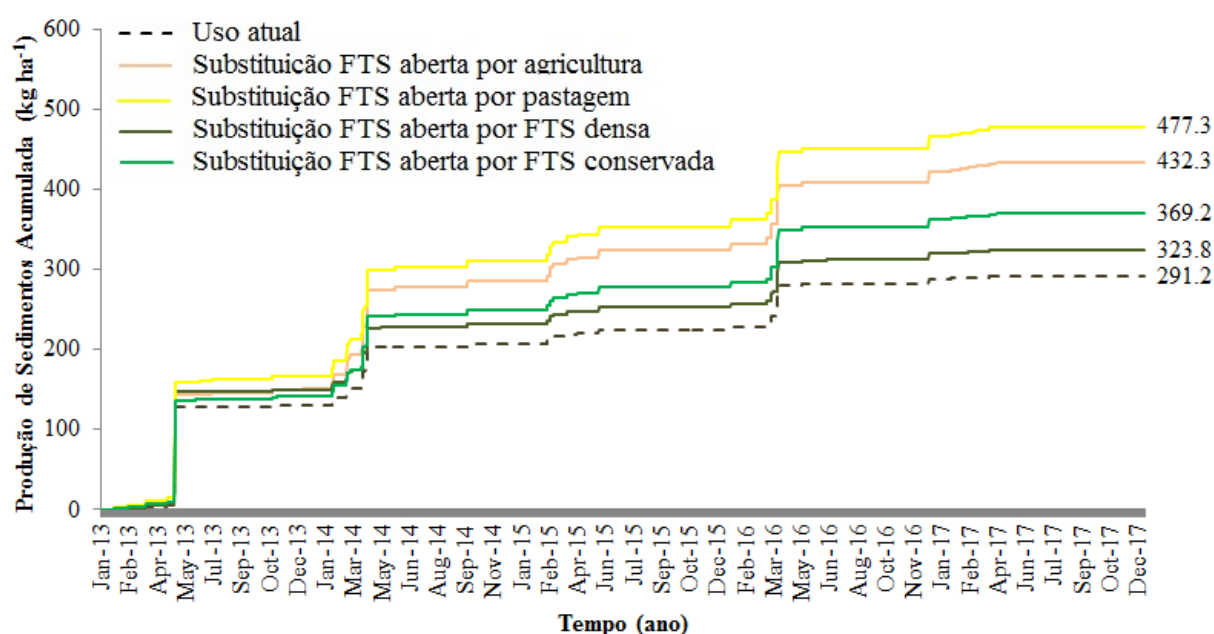
Figura 48 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, uso atual + FTS densa na mata ciliar e uso atual + FTS aberta na mata ciliar



Para os cenários de substituição da FTS aberta, verificou-se tendência similar ao observado na resposta da bacia para as perdas de água por escoamento superficial. Todos os cenários de substituição por agricultura, pastagem, FTS densa, e FTS conservada, mostraram um aumento na produção de sedimentos acumulada na bacia, variando na ordem de 11,2% a 63,9% para respectivamente os cenários de substituição por pastagem e FTS densa (Figura 49). Mesmo a substituição das áreas de FTS aberta por cenários com FTS densa ou FTS conservada, apresentam um incremento positivo na produção de sedimentos, fato relacionado com a capacidade do sistema com maior presença do estrato herbáceo em reter sedimentos. Nota-se que os cenários de expansão do uso na agricultura e de áreas com pastagem sobre a FTS aberta elevam substancialmente a produção de sedimentos na bacia, ilustrando claramente que a expansão do uso e manejo do solo por práticas agropecuárias podem

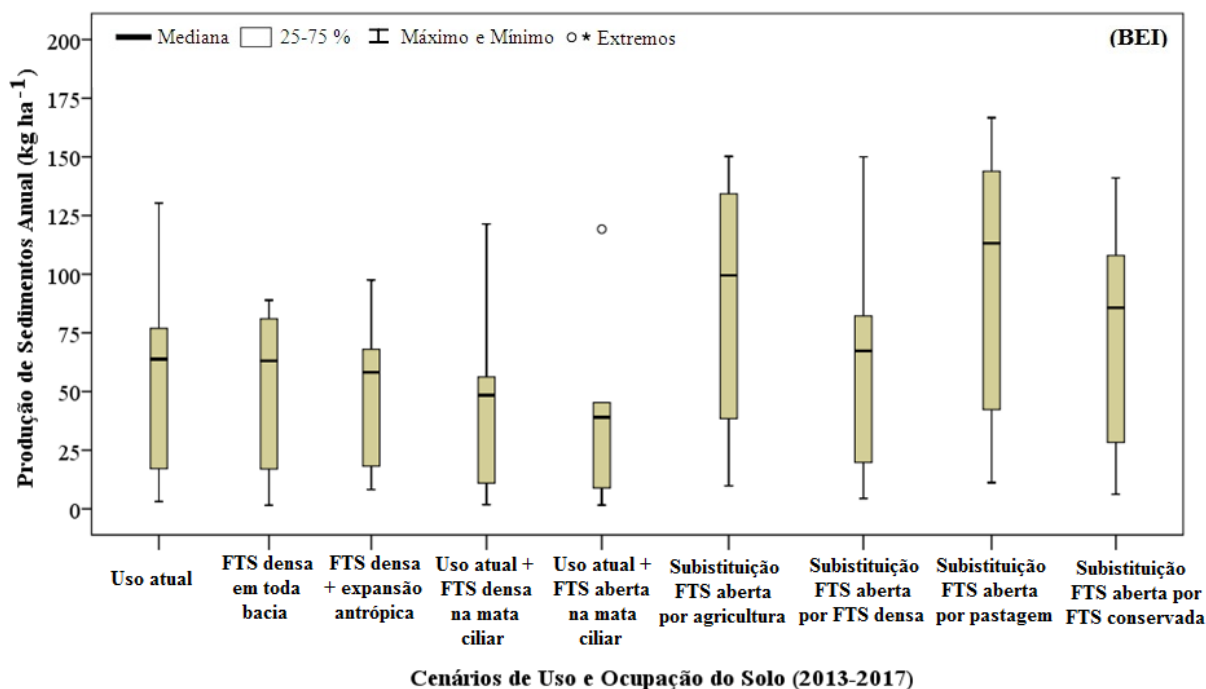
proporcionar um aumento significativo nos processos erosivos e na geração de sedimentos (RANZI et al., 2012; KHOI, SUETSUGI, 2014; RODRIGUES et al., 2015; LAMBA et al., 2016; WELDE, GEBREMARIA, 2017).

Figura 49 – Produção de Sedimentos acumulada na bacia BEI estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo: uso atual, substituição da FTS aberta por agricultura, substituição da FTS aberta por pastagem, substituição da FTS aberta por FTS densa e substituição da FTS aberta FTS conservada



Verifica-se por meio da avaliação interanual da produção de sedimentos nos diferentes cenários de uso e ocupação do solo, que o valor de mediana no cenário de uso atual igual a 63,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹, bem como, o valor máximo para esse cenário igual a 130,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹ foram superados pela mediana e valor máximo de todos os cenários de substituição da FTS aberta por outro tipo de cobertura vegetal (Figura 50). As maiores medianas e valores máximos observados foram verificados para cenário de aumento das áreas de pastagem, onde se verificou mediana igual a 113,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e valor máximo igual a 166,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹ seguido pelo cenário de expansão da agricultura, que apresentou mediana igual a 99,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e valor máximo igual a 150,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Figura 50 – Características, tendência central, quartis e variabilidade temporal dos valores anuais de produção de sedimentos, estimados pelo modelo SWAT para os nove cenários propostos de uso e ocupação do solo para a bacia BEI



Destacam-se os valores anuais de produção de sedimentos dos cenários de recuperação da mata ciliar da bacia. Verifica-se que as medianas dos cenários uso atual + FTS densa na mata ciliar = $48,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e uso atual + FTS aberta na mata ciliar = $39,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, apresentaram-se inferiores a mediana do cenário de uso atual = $63,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esses resultados confirmam que estes cenários de recuperação da mata ciliar da bacia, além de reduzir o escoamento superficial anual, atuam também na redução anual da produção de sedimentos anual, podendo ser considerados, dentro dos cenários avaliados, como o arranjo os mais eficientes em termos hidrossedimentológicos.

De maneira geral, para todos os cenários de uso e ocupação propostos, verifica-se que a produção de sedimento anual na BEI não ultrapassa a ordem de $175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Estudos como realizado por Silva et al. (2014) obtiveram valores similares para a Bacia do Tapacurá, Pernambuco, Brasil, com área de 470 km^2 e clima tropical, com produção de sedimentos anual variando de 10 a $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Entretanto, esses valores são baixos em relação aos citados por Pinheiro (2013) avaliando os valores de diversas bacias hidrográficas no mundo, que mostra para diferentes estados de conservação de bacias hidrográficas que a média de produção de sedimentos por ano em uma bacia com cobertura vegetal acima de 80%

apresenta na ordem de $1.390 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para bacias com porcentual de cobertura entre 40-80% esse valor está na faixa de $2.790 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que as bacias com porcentual de cobertura inferior a 40% apresentam valor em média igual a $5.450 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Valores em ordem de grandeza bem superiores aos observados nas simulações para a bacia BEI.

Esses baixos valores de produção de sedimentos anuais nas simulações para a bacia BEI pode está relacionada á baixa capacidade de transporte do fluxo de água, considerando a baixa precipitação durante os 5 anos de monitoramento e o fato de que esse período de estudo está localizado dentro de um período de estiagem consecutivos. Os menores valores de precipitação pluviométrica geram consequentemente menores escoamentos superficiais reduzindo a capacidade de transporte dos sedimentos nos diferentes cenários propostos. Outros trabalhos já apontaram que a produção de sedimentos no semiárido brasileiro é limitada pelas condições de transporte (MEDEIROS et al., 2010; MEDEIROS et al., 2014; SANTOS et al., 2017a; SANTOS et al., 2017b). Não se devem descartar também características comuns a todos os cenários, como os solos rasos e escoamento intermitente na BEI que favorecem as deposições de sedimento ao longo da bacia, bem como, a influência das baixas declividades, onde mais de 82,3% da bacia tem declividades menores que 8%.

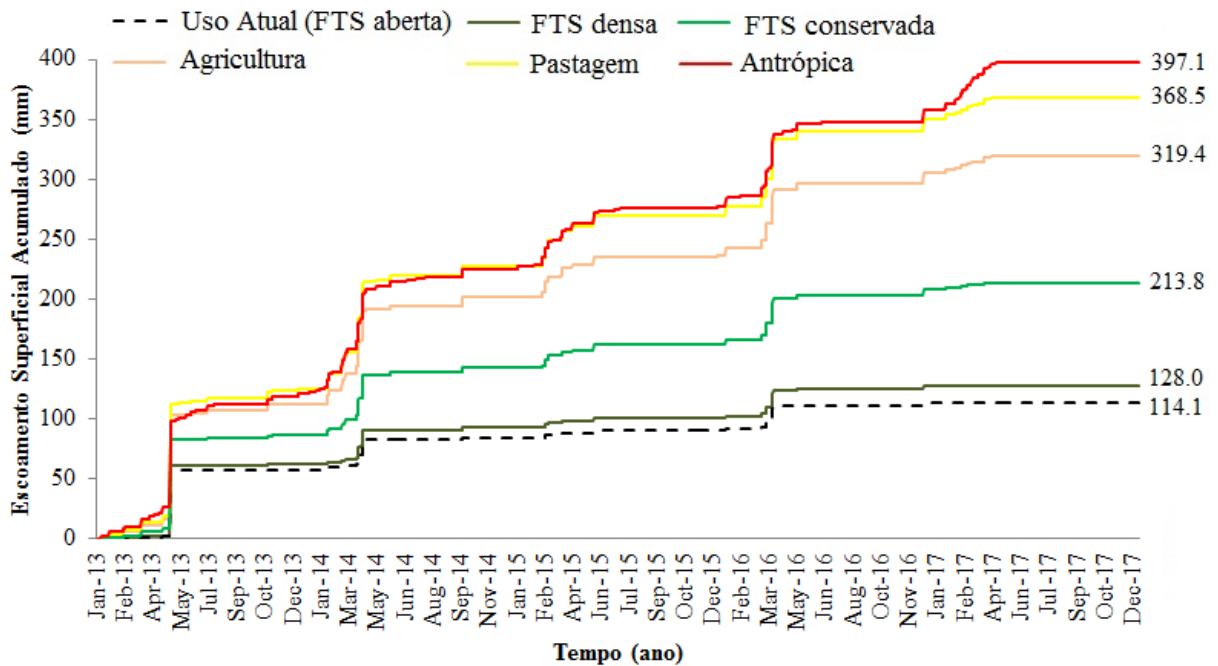
Com tais resultados obtidos por meio da modelagem hidrossedimentológica na BEI durante o período de estudo, torna-se possível aos órgãos públicos competentes e os gestores ambientais da bacia hidrográfica tomar medidas de recuperação e conservação para controlar mais efetivamente a perda água e de sedimentos. Com isso, poder proporcionar uma redução de danos ambientais na própria bacia, como a minimização da perda da camada fértil do solo, bem como, benefícios para os corpos hídricos à jusante com a redução do escoamento superficial e retenção do sedimento na bacia, diminuindo o assoreamento dos mananciais superficiais, visto que a BEI deságua no rio Jaguaribe, maior rio do Estado do Ceará, que a poucos quilômetros é barrado pelo reservatório Orós, segundo maior do Estado, responsável pelo abastecimento de diversas áreas urbanas de municípios e comunidades rurais no Ceará.

6.4.3 Escoamento superficial nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de uso e ocupação do solo

Para as bacias aninhadas os cenários de substituição do uso atual do solo pelos demais tipos de cobertura de solo presentes na bacia BEI, proporcionaram respostas consideráveis na variação do escoamento superficial. A bacia aninhada com cobertura vegetal FTS aberta apresentou aumento no escoamento superficial para todos os usos do solo

propostos como substituição (Figura 51). Destaca-se que mesmo a alteração da cobertura do solo FTS aberta por cobertura vegetal com FTS densa ou FTS conservada proporciona incrementos no escoamento superficial acumulado na ordem de 12,1% e 87,3%, respectivamente, aumentos esses associados à ausência de cobertura vegetal herbácea nesses cenários de florestas com maior densidade de estrato arbóreo. Os cenários de substituição por cobertura vegetal agrícola e pastagem provocam grandes acréscimos no escoamento superficial acumulados na ordem de 179,8% e 222,8%, respectivamente, apenas menor do que o cenário de a antropização da bacia, que provoca incremento na ordem de 247,8% no escoamento superficial do que no cenário de uso atual da bacia aninhada.

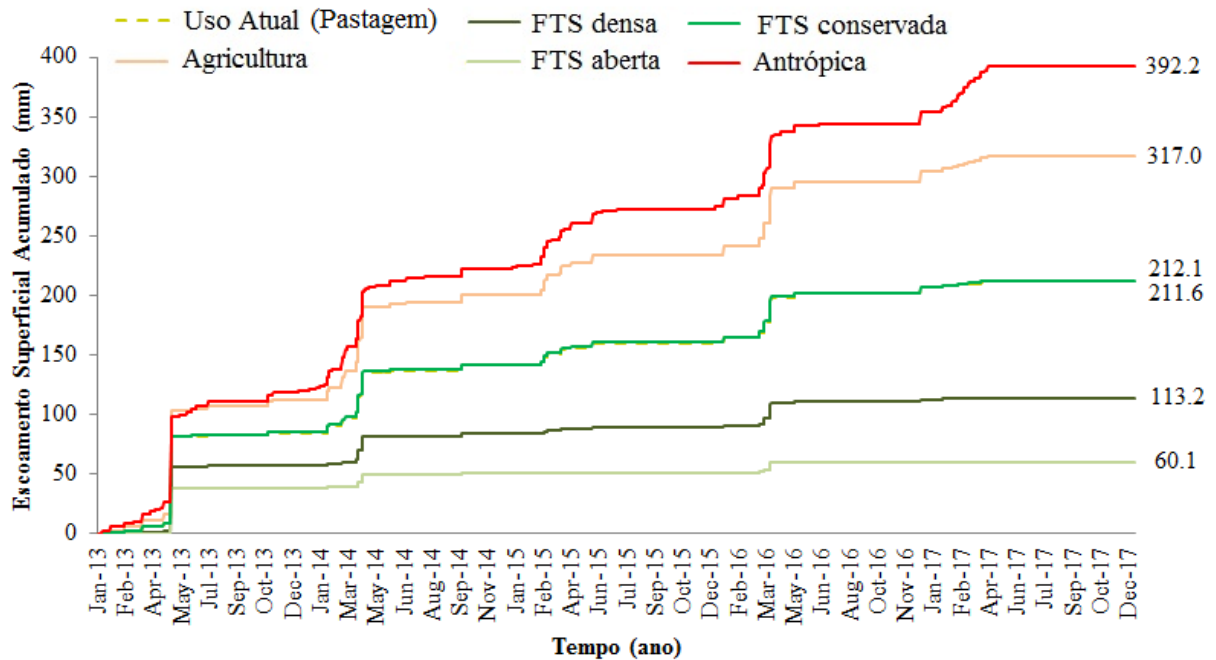
Figura 51 – Escoamento superficial acumulado na bacia FTS (aberta) estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo



A bacia aninhada com cenário atual pastagem, apresentou aumento no escoamento superficial quando propostos cenários de substituição por agricultura e antropização de sua área, incrementos no escoamento superficial acumulado para esses cenários na ordem 49,8% e 85,3%, respectivamente (Figura 52). Já para os cenários de substituição por cobertura vegetal florestal, observa-se que o cenário com FTS conservada apresenta a mesma ordem de grandeza e variação do cenário atual pastagem, já os cenários de substituição por FTS densa e FTS aberta proporcionam uma redução no escoamento

superficial acumulado na ordem de 46,5% e 71,6%, respectivamente, verificando que a cobertura vegetal FTS aberta é o uso do solo com menor produção de água por escoamento superficial em ambas as bacias de micro escala aninhada a BEI.

Figura 52 – Escoamento superficial acumulado na bacia DQP (Pastagem) estimado pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo



6.4.4 Produção de sedimentos nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de uso e ocupação do solo

A variação da produção de sedimentos nas bacias aninhadas FTS (Figura 53) e DQP (Figura 54) mostra que em termos sedimentológicos, as simulações para os usos na agricultura e pastagem foram os que apresentaram maior produção de sedimentos acumulada durante o período de análise. Apesar da maior geração de escoamento superficial no cenário de antropização das bacias de micro escala, a redução de sedimento disponível para esse uso do solo faz com que as simulações para esse cenário apresentem menor produção de sedimentos quando comparados com os cenários de expansão agropecuária. As simulações para cobertura vegetal florestal evidenciaram a tendência das florestas aberta com maior presença de estrato herbáceo apresentar uma maior retenção dos sedimentos, sendo que a

cobertura FTS conservada apresentou na escala de microbacia, produção de sedimentos apenas inferiores aos usos por agricultura e pastagem.

Figura 53 – Produção de sedimentos acumulada na bacia FTS (aberta) estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo

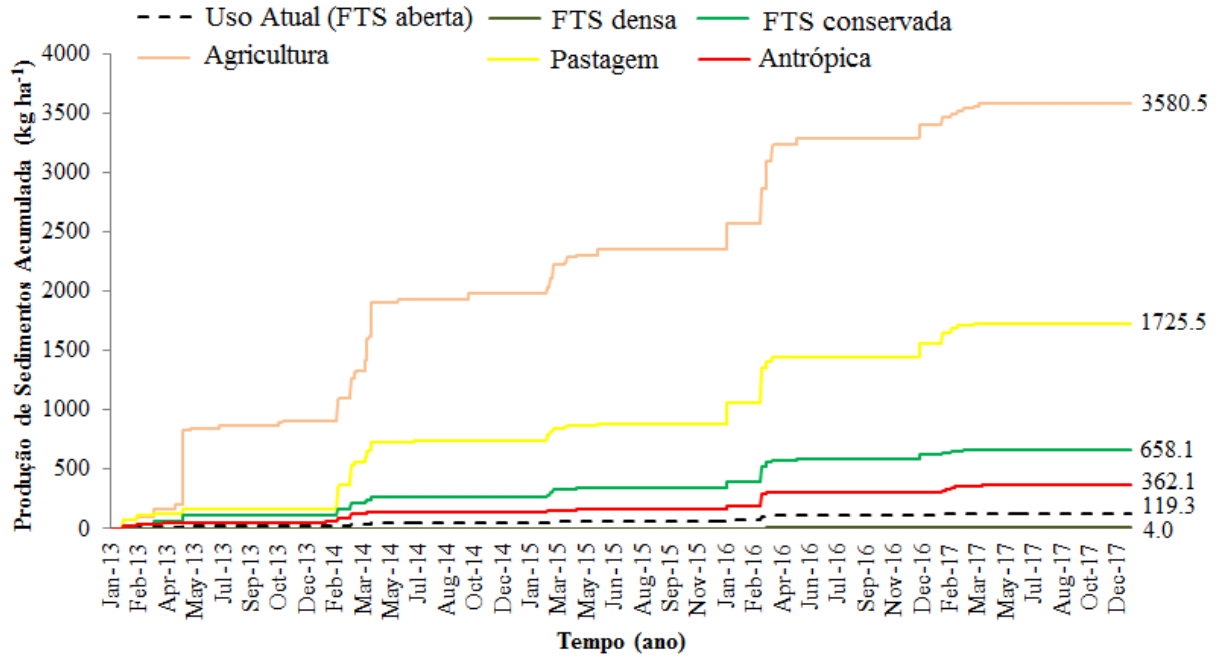
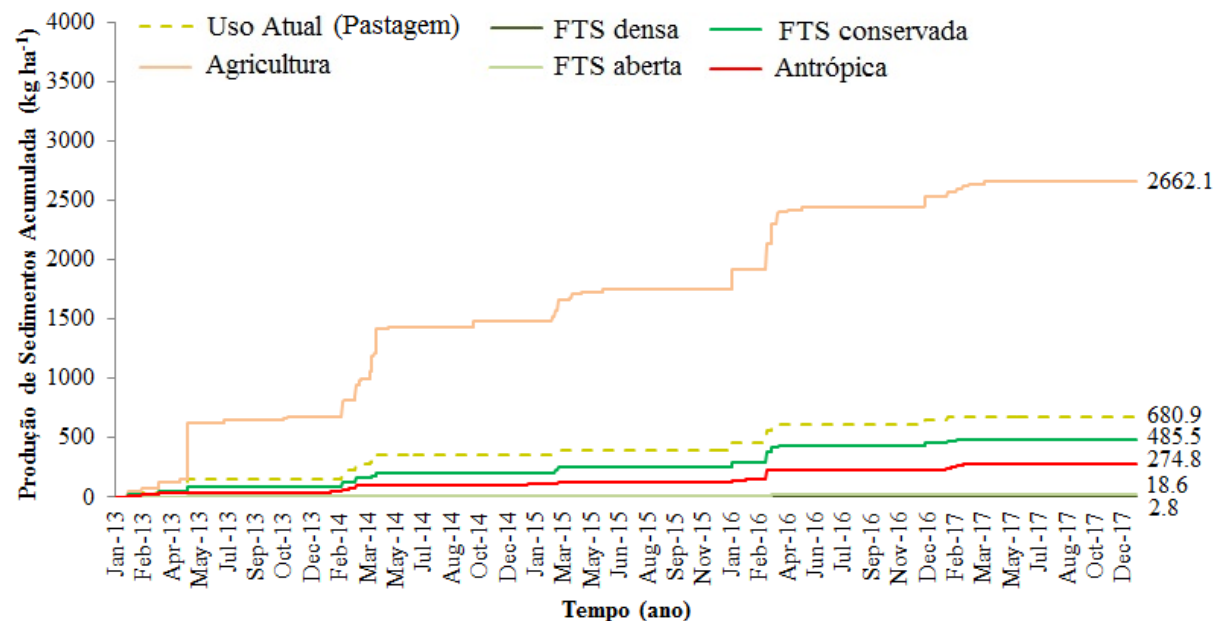


Figura 54 – Produção de sedimentos acumulada na bacia DQP (pastagem) estimada pelo modelo SWAT, entre os anos de 2013 e 2017, para os diferentes cenários propostos de uso e ocupação do solo.



Para ambas as bacias aninhadas a BEI, os resultados das simulações dos cenários corroboram que os usos antrópicos, agrícola e produção de pastagem, aumentam significativamente a produção de água por escoamento superficial, sendo também que os usos para produção agrícola e pastagem também são os maiores responsáveis para produção de sedimentos na escala de microbacias. Quando analisado os cenários de substituição por cobertura vegetal florestal, observou-se que o uso do solo mais eficiente em termos hidrossedimentológicos são as florestas abertas, onde a presença do estrato herbáceo funciona como barreira para retenção de parte do escoamento superficial e sedimentos.

As mudanças de uso do solo produzem maiores alterações na resposta hidrológica e sedimentológica nas bacias aninhadas de micro escala, uma vez que a BEI apresenta maior inércia e têm mais capacidade de absorver os efeitos de mudanças. Destaca-se ainda que a modificação do uso do solo nas bacias de micro escala aninhada causam efeitos imediatos no próprio seu exutório, no entanto, esse impacto de apenas uma ou duas microbacias é insignificante na resposta final para a bacia BEI. Porém o acumulado de diversas microbacias com o uso do solo alterado em que grande parcela da área da bacia BEI pode gerar nas respostas no escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia impactos consideráveis.

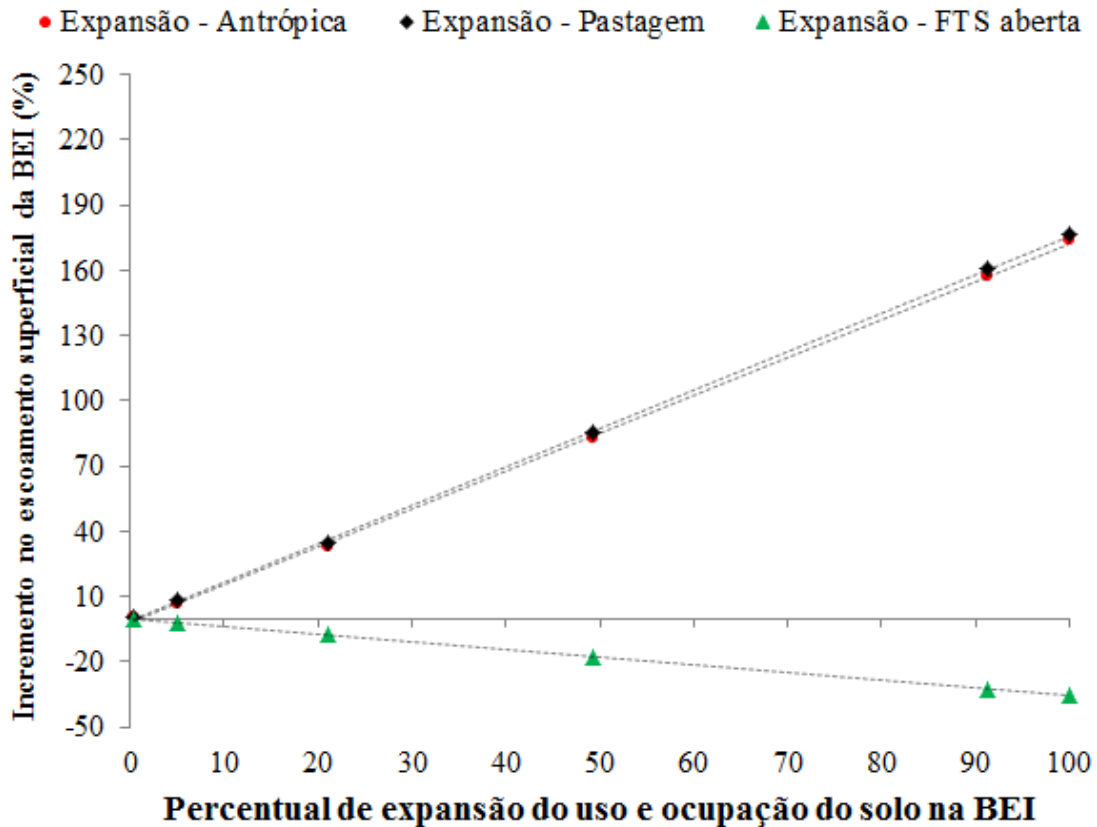
Tais resultados indicam que o sistema hidrossedimentológico da bacia BEI tanto pode ser afetado pelo aumento como na redução do escoamento superficial e produção de sedimentos em decorrência do prognóstico futuro de uso e ocupação do solo em que a bacia será submetida. Podendo provocar influência direta na resposta da bacia em termos hidrossedimentológicos os aspectos qualitativos, quais usos do solo serão ampliados e sua localização se na parte alta ou baixa ou se nas áreas mata ciliar da bacia, bem como, os aspectos quantitativos, total de área que será ocupada por cada uso do solo.

6.5 Análises dos cenários de expansão de usos do solo em diferentes escalas ao longo da BEI

Para avaliar o efeito da expansão de usos do solo na propagação dos impactos para diferentes escalas e seus reflexos nas respostas hidrossedimentológicas da BEI foram propostos à expansão dos usos por atividade antrópica, pastagem e FTS aberta considerando com base a bacia com sua área toda coberta por FTS densa. Verificam-se incrementos positivos e crescentes na resposta do escoamento superficial no exutório da bacia BEI a partir

do aumento do percentual da área com atividade antrópica e pastagem (Figura 55). Considerando as modificações desses usos apenas nas bacias aninhadas, que representa 0,3% da área, os impactos no escoamento superficial na BEI foram 0,4 % para uso antrópico e 0,6% para pastagem, reflexos que para as bacias de micro escala aninhadas são imediatos e de grande magnitude como verificados no item 6.4.3 - Escoamento superficial nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de uso e ocupação do solo, para a bacia BEI podem ser considerados muito baixo mostrando que o sistema da BEI é capaz de absorver parcialmente os impactos causados pela alteração do uso e cobertura do solo em bacias de micro escalas aninhadas. A partir do aumento da expansão do uso do solo por essas atividades ocorre um incremento gradual e com tendência linear nas respostas hidrossedimentológicas na bacia BEI, chegando a atingir a ordem de 173,6% e 176,7% com a expansão total dos usos por atividade antrópica e pastagem. Vale ressaltar que os dados de escoamento superficial estimados nessa análise pertencem à faixa de escala de 0,01 km² (bacias aninhadas de micro escala) até a escala de 14,72 km² (BEI) consideradas escalas de menor magnitude de aplicação do SWAT. Os efeitos de escala são importantes na determinação dos processos hidrológicos e erosivos (BOIX-FAYOS et al., 2006; GOOSEFF et al., 2017; COULTHARD, WIEL, 2017). Pesquisadores demonstraram que fatores de controle do movimento da água variam de acordo com diferentes escalas espaciais e suas conexões são complexas (CAMMERAAT, 2002; DE VENTE e POESEN, 2005; FRYIRS et al., 2007; FRYIRS, 2013; SANTOS et al.; 2017b). A influência do fato de menores escalas avaliadas nesse estudo, associado ao fato da ausência de reservatórios de grande magnitude na modelagem com o SWAT para a BEI, pode ser responsável pelo comportamento linear das respostas hidrológicas no exutório da bacia em relação à expansão dos usos do solo estudados.

Figura 55 – Incremento no escoamento superficial no exutório da BEI e relação com a expansão do percentual da área da bacia ocupado por diferentes usos e ocupação do solo: uso antrópico, pastagem e FTS aberta considerando como base a bacia com sua área toda coberta por FTS densa

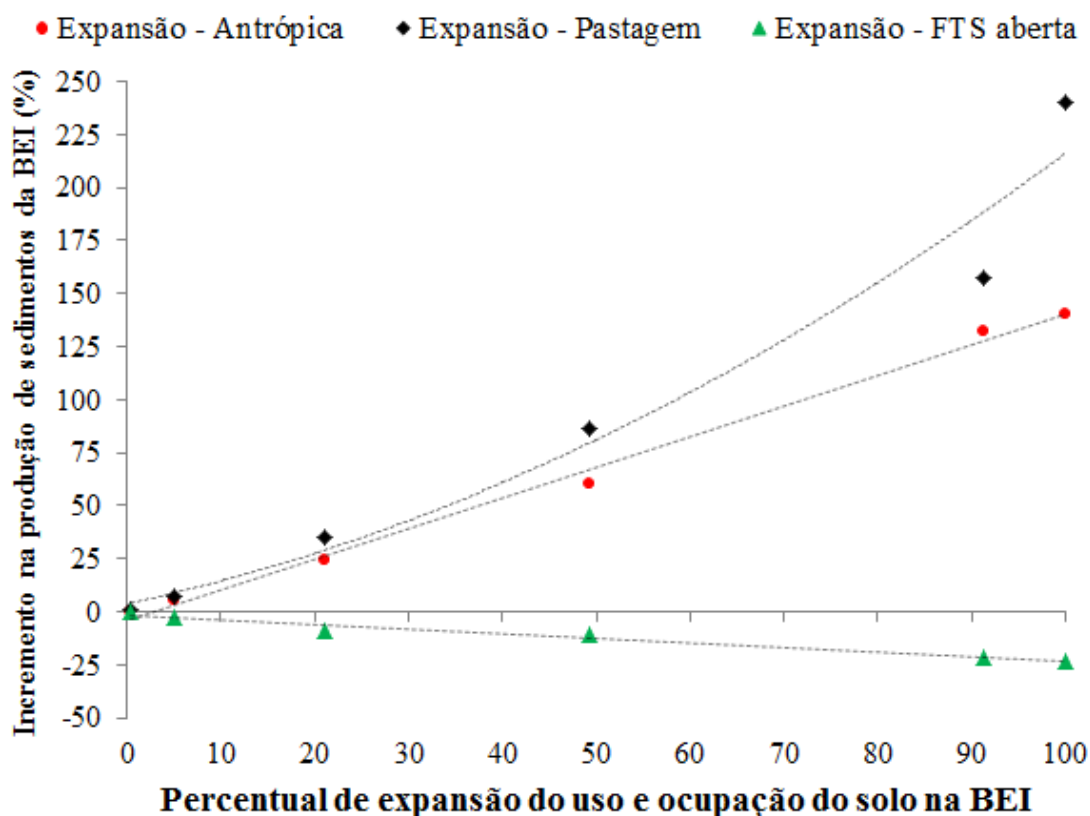


Para expansão do uso do solo FTS aberta sobre a base da bacia com cobertura vegetal FTS densa, também se verifica comportamento linear e incrementos crescentes, porém incrementos com comportamento negativo na resposta do escoamento superficial no exutório da bacia BEI (Figura 55). Essa resposta para cobertura vegetal FTS aberta ainda são explicados pelo o efeito já verificado da maior presença de cobertura vegetal herbácea, que está contemplado na parametrização do modelo. Assim, quando a cobertura FTS aberta avança sobre a cobertura vegetal FTS densa os fluxos de água tendem a diminuir gradualmente na proporção verificada na Figura 55. Um fato importante é que os impactos da redução são menores do que os impactos causados pelo aumento do escoamento superficial na BEI. Observa-se que mesmo uma expansão de 100% da cobertura FTS aberta à resposta no escoamento superficial na BEI atinge a ordem de apenas -35,7% de redução, quase 5 vezes

menor do que as respostas para o aumento dos fluxos de água provocados pelos cenários de expansão de atividades antrópicas e pastagem.

A resposta da bacia BEI a produção de sedimento em decorrência do comportamento da expansão dos usos do solo avaliado nesse estudo seguem uma tendência e ordem de grandeza similar ao verificado para as respostas do escoamento superficial (Figura 56). Uma importante diferença observada é o maior distanciamento das respostas entre os usos por atividade antrópica e pastagem para os dados de produção de sedimentos em decorrência de o uso antrópico apresentar uma menor disponibilidade de sedimentos e consequentemente menores fluxos. As respostas para expansão do uso do solo por FTS aberta sobre a FTS densa continua a seguir o comportamento de redução nos fluxos de sedimentos resultando em incrementos negativos e em menor magnitude quando comparado com os incrementos positivos causados pela expansão dos usos por atividade antrópica e pastagem. Esses resultados mostram que em termos de gestão de bacias hidrográficas a BEI apresenta maior sensibilidade nos fluxos de água e solo aos processos de degradação da cobertura vegetal para usos antrópicos e expansão de pastagem para produção pecuária. Para um gestor de bacias hidrográficas os resultados mostram que os processos de modificação do uso da terra para a produção de água é mais sensível do que a dinâmica do uso do solo para retenção de água e sedimento na bacia, evidenciando mais um importante papel de utilização do modelo SWAT como ferramenta útil para o gerenciamento de recursos ambientais principalmente vegetação/solo/água em bacias hidrográficas (VIOLA et al., 2012; ANDRADE et al., 2013b; FUKUNAGA et al., 2015; MALIEHE, MULUNGU, 2017)

Figura 56 – Incremento na produção de sedimentos no exutório da BEI e relação com a expansão do percentual da área da bacia ocupado por diferentes usos e ocupação do solo: uso antrópico, pastagem e FTS aberta considerando como base a bacia com sua área toda coberta por FTS densa



O aumento da expansão dos usos com pastagem provocou maior impacto das respostas da BEI para produção de sedimentos quando comparados com as respostas do escoamento superficial. Considerando um aumento de 100% da área da bacia com este uso, as respostas no exutório para a produção de sedimentos atingem a ordem de 240,4% de incremento. Outro fato importante é que com a expansão do uso do solo com pastagem a bacia apresenta as maiores magnitudes de produção de sedimentos em relação aos outros usos avaliados e uma mudança para um comportamento passando para polinomial crescente, evidenciando o fato de que com maiores disponibilidade e produção de sedimentos a mesma bacia pode modificar o seu padrão de resposta em relação à expansão de diferentes usos do solo. Mudanças na cobertura do solo podem influenciar na geração de escoamento, na disponibilidade e na capacidade de transporte de sedimentos (BRACKEN, CROKE; 2007; WESTER et al., 2014; SANTOS et al., 2007b). O escoamento superficial e a conectividade de

sedimentos ao longo das encostas e na bacia hidrográfica aumentam com a diminuição da cobertura vegetal (FRYIRS et al., 2007; FRYIRS, 2013).

De acordo com outros estudos, devido à predominância de diferentes processos e condições limitantes ao transporte de sedimentos em escalas específicas, não é comumente observado a facilidade de transferência direta de dados de perda de solo de maneira linear entre escalas (CAMMERAAT, 2002; SANTOS et al., 2017b). Assim, uma adequada descrição dos fluxos de sedimentos para a adoção de medidas preventivas ou de controle dos processos erosivos requer um entendimento não somente dos fatores que influenciam a erosão, como também das condições de transporte de sedimentos em diferentes escalas espaciais (MEDEIROS, 2009; MEDEIROS et al., 2014).

6.6 Análises dos cenários de mudanças climáticas

Tratando-se de cenários, não se podem descartar prognósticos futuros sobre aspectos relacionados a possibilidades de mudanças climáticas no planeta. O aquecimento da atmosfera e as alterações climáticas já não são mais um equívoco e têm provocado em diversas partes do mundo modificações em eventos climáticos (IPCC, 2014). Para avaliar a resposta hidrossedimentológica das bacias hidrográficas BEI, FTS e DQP em decorrência de possíveis alterações no clima global, foram analisados 5 cenários possíveis de mudanças climáticas. O cenário C1 - WXGEN/SWAT considera não haver alteração na tendência das variáveis climáticas, já os demais cenários são baseados em diferentes modelos de mudança climática global, sendo todos considerando as mesmas condições do cenário de emissão SRES A1B do Relatório Especial sobre Cenários de Emissões (SRES) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) que é um cenário intermediário de emissão de CO₂ na atmosfera. Observa-se para o período plurianual estudado (2046-2064) que o cenário C2 - IPSL CM4 foi o único com prognóstico de aumento da precipitação média pluviométrica anual, com incrementos na ordem de 18,2% em relação ao cenário C1 - WXGEN/SWAT (Tabela 15). Os demais cenários C3 - CCCMA CGCM 3.1, C4 - GFDL CM 2. e C5 - MIROC 3.2 apresentaram reduções na precipitação média pluviométrica anual chegando a atingir um valor de 31,7% de diminuição em relação ao cenário C1 - WXGEN/SWAT. Um fator comum trata-se do incremento positivo da temperatura máxima e mínima em todos os cenários avaliados de mudanças climáticas nesse estudo, com variações na média para o período entre 1,0 a 2,0 °C correspondendo em termos percentuais a uma faixa

de variação entre 3,0 a 9,3% de incremento positivo em relação ao cenário C1 - WXGEN/SWAT. Aumento nas variáveis climáticas para meados do século 21, no período plurianual 2045 – 20174, também foram verificados por Tan et al. (2017) na bacia do rio Kelantan, região tropical da Malásio, que observaram incrementos na precipitação pluviométrica anual atingindo a ordem de 8,7% e nas médias da temperatura máxima e mínima de até 2,1 ° C.

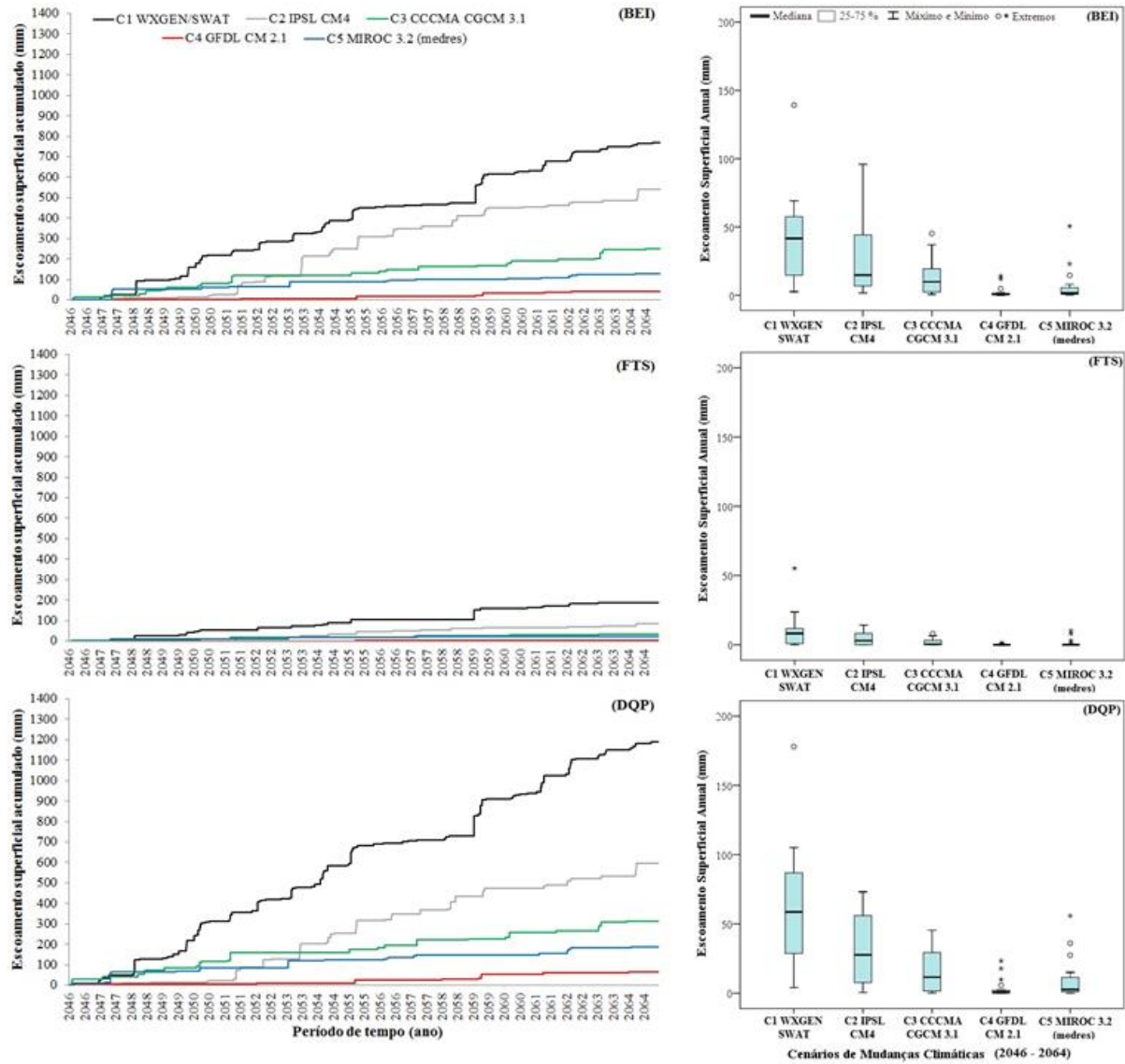
Tabela 15 – Valores médios e incrementos das variáveis climáticas: precipitação pluviométrica, temperatura máxima e mínima, referentes ao período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais

Modelo de mudança climática	P (mm)	I (%)	T máx (°C)	I (%)	T mín (°C)	I (%)
C1 - WXGEN/SWAT	1035.1	0.0	33.1	0.0	22.2	0.0
C2 - IPSL CM4	1223.5	18.2	34.1	3.0	24.3	9.3
C3 - CCCMA CGCM 3.1	914.8	-11.6	34.2	3.4	23.6	6.1
C4 - GFDL CM 2.1	714.8	-30.9	34.5	4.3	24.0	7.8
C5 - MIROC 3.2 (medres)	707.4	-31.7	35.8	8.1	24.2	9.0

6.6.1 Escoamento superficial na bacia BEI e nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de mudanças climáticas

Verifica-se para o período de simulação dos cenários de mudanças climáticas (2046-2064) uma redução drástica no escoamento superficial tanto na bacia hidrográfica BEI, como nas bacias aninhadas FTS e DQP (Figura 57). Essa diferença atingiu valores na ordem de 30% a 98% de redução do escoamento superficial acumulado quando comparado com o cenário C1 - WXGEN/SWAT que considera não haver alteração na tendência das variáveis climáticas. Para as três bacias estudadas os cenários seguiram a mesma tendência, apresentando em termos de redução de fluxo de água o cenário C2- IPSL CM4 como de menor redução no escoamento superficial acumulado, seguido dos cenários C3 - CCCMA CGCM 3.1, C4 - GFDL CM 2. e C5 - MIROC 3.2 (medres).

Figura 57 – Valores acumulados e variabilidade do escoamento superficial estimando pelo modelo SWAT para as bacias BEI, FTS e DQP, no período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais



Apesar do cenário C2- IPSL CM4 ter apresentado uma média da precipitação pluviométrica para o período de simulação $P = 1.223,5$ mm superior em 18,2% a média do cenário considerando a não alteração do clima (Tabela 15), verificou-se que esse modelo apresenta uma redução no escoamento superficial em todas as bacias BEI, FTS e DQP (Figura 57). Esse fato dar-se em decorrência de embora um aumento nas chuvas seja verificado, esse cenário também apresenta um incremento de 1°C na média da temperatura máxima e $1,1^{\circ}\text{C}$ na média da temperatura mínima para o período de simulação. Assim o incremento da temperatura altera diretamente componentes do balanço hídrico como a evaporação e a transpiração, provocam mudanças diretas nas taxas de crescimento das plantas, o que pode

afetar para uma menor geração no escoamento superficial (FICKLIN et al., 2009). Efeitos indiretos também não devem ser destacados como cita Palazón e Navas (2016) em que mostraram que o aumento do índice de área foliar e da produção de biomassa ocorre com o aumento da temperatura, influenciando indiretamente o balanço hídrico e conseqüentemente o escoamento superficial, considerando também esses fatores como significativos nas respostas do modelo SWAT, principalmente quando se consideram diferentes tipos de vegetação nas bacias hidrográficas.

Para os cenários C3 - CCCMA CGCM 3.1, C4 - GFDL CM 2. e C5 - MIROC 3.2 (medres) a combinação da redução da precipitação pluviométrica média, acompanhada do aumento das temperaturas máximas e mínimas para o período de simulação, são os fatores reesponsáveis pela diminuição acentuada do escoamento superficial em todas as bacias estudadas. Esse comportamento de redução do escoamento superficial em decorrência das possíveis modificações nos componentes climáticos corrobora com os observados por outros pesquisadores em diferentes bacias hidrográficas (FICKLIN et al., 2009; KHOI, SUETSUGI, 2014; FAN, SHIBATA; 2015). Dentre esses cenários, destaca-se como o mais crítico o cenário C5 - MIROC 3.2 (medres) apresentando o maior impacto nas respostas do escoamento superficial e disponibilidade hídrica na região semiárida avaliada. Esse fato pode ser explicado em decorrência desse cenário apresentar a maior redução da precipitação pluviométrica na ordem de 31,7 %, bem como, o maior incremento na média da temperatura máxima para o período na ordem de 8,1%, além de ser o segundo cenário com maior incremento na média temperatura mínima na ordem de 9,0%.

Embora a bacia DQP apresente, em termos de ordem de grandeza da lâmina escoada, a maior magnitude no escoamento superficial (Figura 57e), seguindo da bacia BEI e posterior a bacia FTS, em termos proporcionais todas as bacias BEI, FTS e DQP apresentaram a mesma redução no escoamento superficial, mostrando a mesma proporção percentual aos impactos causados nas respostas de redução do escoamento superficial para os cenários analisados de mudanças climáticas quando comparados ao cenário C1 - WXGEN/SWAT que considera não haver alteração na tendência das variáveis climáticas.

A avaliação desses cenários futuros de mudanças climáticas mostra um resultado preocupante quanto à disponibilidade de recursos hídricos na região semiárida brasileira. Uma redução drástica do escoamento superficial e conseqüente menor disponibilidade de recursos hídricos pode, em cenários futuros, levar a região a uma crise potencialmente catastrófica, sendo os mais vulneráveis a população mais carente, como os pequenos agricultores do semiárido do Nordeste, visto que esta região sofre com problemas recorrentes de escassez de

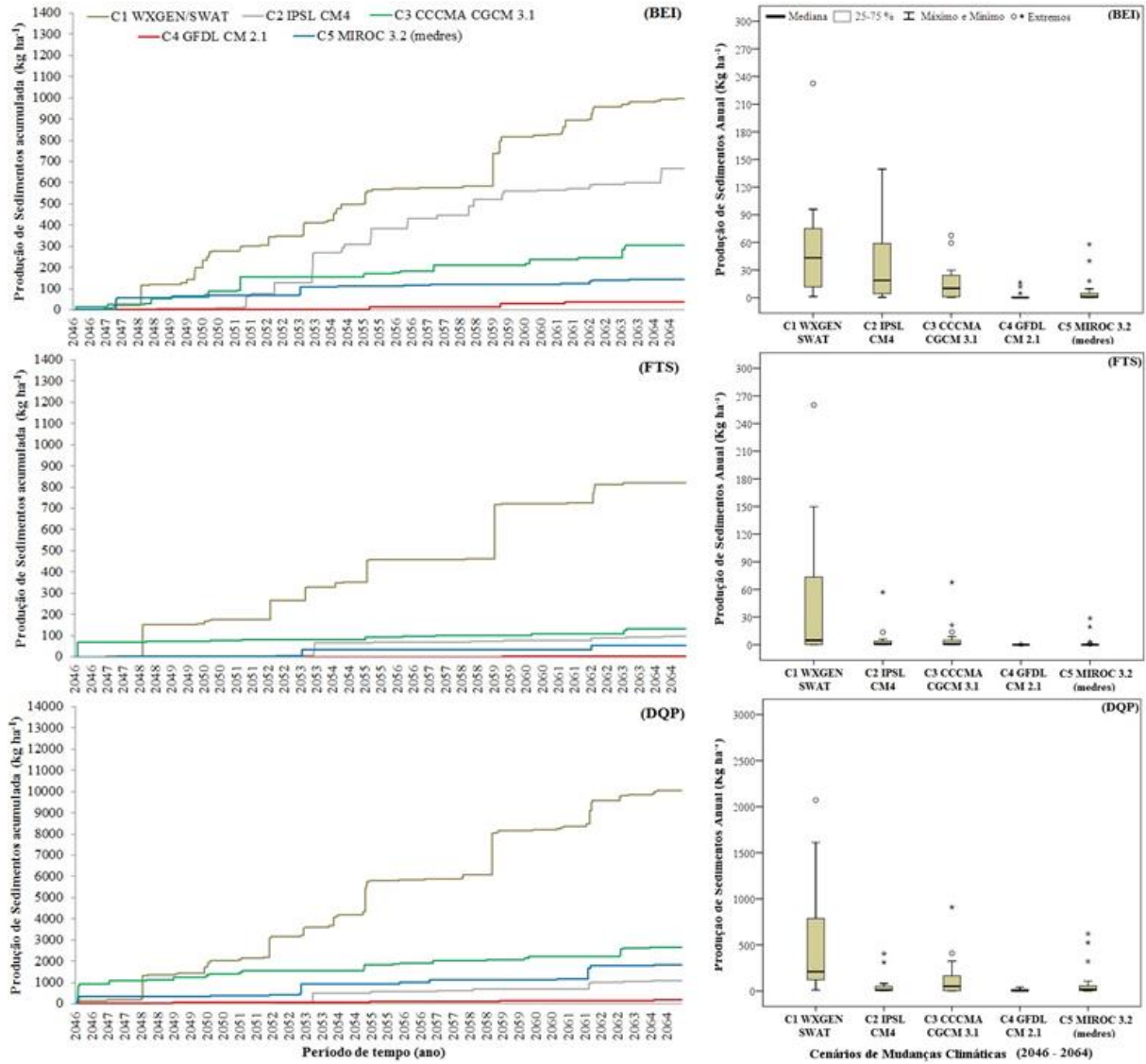
água. Deste modo, a região pode ficar mais vulnerável a graves impactos sócio-econômico-ambientais causados pela redução na disponibilidade dos recursos hídricos. Os impactos profundos da seca na região semiárida do Ceará, avaliando os efeitos na sociedade e a capacidade de convívio da sociedade com esses eventos característicos da região, foram avaliados por Nunes (2017), a capacidade e as lições aprendidas no convívio com esse cenário de estiagem pode trazer em longo prazo, alternativas para enfrentamento dos cenários futuros de prognósticos causados pelas alterações climáticas.

Portanto esses resultados mostram que as mudanças climáticas podem gerar um enorme impacto potencial na região semiárida, notadamente nos componentes: escoamento superficial dos rios, o armazenamento de água afetando diretamente o abastecimento hídrico e a produção agrícola irrigada. Uma mudança climática global provavelmente trará efeitos negativos nas condições de vida da população no semiárido brasileiro (GAISER et al., 2003; KROL, BRONSTERTB, 2007).

6.6.2 Produção de sedimentos na bacia BEI e nas bacias aninhadas FTS e DQP para os cenários de mudanças climáticas

As produções de sedimentos nas bacias estudadas BEI, FTS e DQP apresentaram para o período de simulação dos cenários de mudanças climáticas (2046-2064) mesma tendência de redução nos fluxos verificada no comportamento do escoamento superficial (Figura 58). Reduções na produção de sedimentos em comparação com o cenário C1 - WXGEN/SWAT que considera não haver alteração na tendência das variáveis climáticas atingiram a ordem de 30% a 98%. O comportamento dos cenários seguiu a mesma tendência observada para o escoamento superficial, apresentando a seguinte ordem crescente de redução na produção de sedimentos ao longo do período simulado: C2- IPSL CM4, C3 - CCCMA CGCM 3.1, C4 - GFDL CM 2. e C5 - MIROC 3.2 (medres). Essa tendência similar entre os fluxos de água e sedimentos para os diferentes cenários de mudanças climáticas pode ser atribuída, em grande parte, as interações de processos simulados pelo modelo SWAT, tendo em vista que à medida que o escoamento superficial apresenta redução, o transporte de sedimentos também é diretamente reduzido (PHAN et al. 2011; ARNOLD et al., 2012). Estudos realizados por Perazzoli et al. (2012) usando o SWAT e avaliando o impacto de cenários de alterações climáticas nos recursos hídricos na bacia do rio Concórdia, Santa Catarina, Brasil também apontam uma redução no fluxo de água e solo em decorrência das mudanças climáticas na ordem de 39,2% e 41,2%, seguindo a produção de sedimentos a mesma tendência de redução do escoamento superficial.

Figura 58 – Valores acumulados e variabilidade da produção de sedimentos estimada pelo modelo SWAT para as bacias BEI, FTS e DQP, no período plurianual entre 2046 e 2064, para os diferentes cenários propostos de mudanças climáticas globais



Apesar de a bacia DQP apresentar maior magnitude e ordem de grandeza na produção de sedimentos em comparação com as outras bacias monitoradas BEI e FTS. Verifica-se que em termos proporcionais, as respostas de todas as bacias quanto à redução da produção de sedimentos para os cenários analisados de mudanças climáticas seguem a mesma tendência e grandeza em termos percentuais. O que mostra que independente do manejo aplicado ao uso do solo, as respostas aos cenários de mudanças climáticas simuladas tendem a um mesmo comportamento em todos os sistemas.

Conforme Lu et al. (2013) ao longo das últimas décadas, a mudança de precipitação juntamente com o aumento das temperaturas tem desempenhado um papel significativo na influência da dinâmica de produção de água e entrega de sedimentos, embora as atividades humanas, como construção de reservatórios, obras de desvio de água, mineração e mudança de cobertura vegetal ainda sejam na atualidade forças predominantes. Esses autores ao avaliarem a resposta da produção de água e sedimentos a alterações causadas por mudanças climáticas em oito grandes rios chineses observaram que o cenário de mudança climática em que a precipitação é reduzida e associada ao aumento das temperaturas, diminuiu significativamente as cargas de sedimentos entregues em regiões de clima semiárido (4-61%). Os resultados observados nesse estudo ainda indicaram que cada mudança de 1% na precipitação resultou em uma mudança de 1,3% na produção de água e uma variação de 2% nas cargas de sedimentos.

Grandes impactos causados na redução dos fluxos de água e sedimentos em decorrência de alterações climáticas também foram verificados por Zuo et al. (2016) utilizando o modelo SWAT para analisar os impactos das mudanças climáticas e de uso do solo no escoamento superficial e erosão no rio Huangfuchuan na China. Estes autores observaram que o efeito do uso da terra reduziu na ordem de 25,3% a produção de água e 40,6% da produção de sedimentos, enquanto as reduções em decorrência do efeito das mudanças climáticas foram de 53,7% e 81,0%, respectivamente. Mostrando que o efeito de diferentes cenários de mudanças climáticas apresentam maiores impactos na produção de água e sedimentos do que os efeitos da mudança de uso da terra.

Esses resultados mostram que a modelagem hidrossedimentológica pode ser uma ferramenta útil, possibilitando a previsão dos impactos tanto causados pela alteração do uso e ocupação do solo e como de possíveis mudanças climáticas globais sobre a disponibilidade de água e geração de sedimentos em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro, e com isso servir de base para propor melhores práticas de manejo e arranjo adequado do uso e ocupação da terra. Esse fato torna-se mais importante quando se considera que em muitas regiões a falta de informações adequadas impossibilita que o poder público, juntamente com os usuários, tomem decisões sobre os recursos hídricos em uma bacia, podendo a estimativa dos fluxos de água e sedimentos com a utilização do modelo SWAT torna-se um instrumento útil para orientar diversas tomadas de decisões no presente e para cenários futuros em bacias hidrográficas na região semiárida brasileira.

7 CONCLUSÕES

- O modelo SWAT apenas parametrizado com associação da cobertura vegetal a classes presentes no banco de dados apresentou para bacia BEI estimativas de muito boa a regular para o escoamento superficial e produção de sedimentos, não ocorrendo modificações consideráveis nos coeficientes de NSE para a bacia BEI após o refinamento de parte dos parâmetros.
- Após o refinamento dos parâmetros medidos nas bacias de micro escala aninhadas FTS e DQP, estas apresentaram modificações consideráveis nos coeficientes de NSE, sendo a principal diferença os valores saltar de um patamar negativo para positivo.
- A análise de sensibilidade na bacia BEI gerou uma redução para 27 parâmetros do modelo SWAT, identificados como os mais sensíveis para estimativa do escoamento superficial e produção de sedimentos, possibilitando uma maior racionalidade na escolha dos parâmetros para etapa de calibração.
- O modelo SWAT mostrou-se adequado e apto para simulações hidrossedimentológicas em uma bacia semiárida de 14,7 km², apresentando boa correlação com coeficientes de Nash-Sutcliffe (NSE) aproximadamente 0,50 para a calibração e superiores a 0,80 para validação.
- O modelo SWAT foi validado e classificado como muito bom para estimativa dos fluxos diários de escoamento superficial em sub-bacias aninhadas a BEI de micro escala, apresentando coeficientes de eficiência NSE superiores a 0,70. Para a produção de sedimentos o modelo apresentou um baixo desempenho, o que expressou em baixos valores dos índices aplicados, com valor NSE igual 0,35 para a bacia FTS e 0,24 para a bacia DQP. Essa validação do modelo em estações a montante da seção de calibração é fundamental, mostrando que o modelo também representa de razoável a muito bom os fluxos de água e sedimentos ao longo das escalas de sub-bacias.
- Os eventos de precipitação pluviométrica com magnitude igual ou maior que 30 mm apresentaram um melhor desempenho de estimativa dos fluxos de água e solo pelo modelo SWAT do que os eventos de precipitação pluviométrica com magnitude menor que 30 mm.
- Os cenários de uso do solo na bacia BEI mostraram que a substituição de floresta Caatinga aberta por Caatinga preservada ou Caatinga nativa densa, apresentaram perdas de água por escoamento superficial e perdas de solo por erosão hídrica ligeiramente superior. Esses cenários destacam a importância do estrato herbáceo presente na cobertura com FTS

aberta no controle dos processos erosivos. Ressalta-se a necessidade de estudos investigativos mais detalhados sobre o poder do controle erosivo da cobertura vegetal herbácea e arbórea em regiões semiáridas.

- O cenário de uso atual + recuperação da mata ciliar com FTS aberta mostrou ser o mais eficiente em termos de retenção de água e sedimentos na bacia BEI.
- Os cenários que contemplam a expansão do uso agrícola e pastagem são os que provocam maior aumento no escoamento superficial e produção de sedimentos na bacia BEI.
- Para as bacias aninhadas FTS e DQP a substituição do uso atual por uso antrópico, agricultura ou pastagem são os cenários de maior degradação e aumentos no fluxo de água e solo. Os cenários de recuperação ou preservação com FTS seca densa ou aberta são os cenários de maior retenção de água e sedimentos nessas bacias.
- O aumento da expansão do uso do solo em diferentes escalas ao longo da BEI provoca um incremento gradual e com tendência linear nas respostas hidrossedimentológicas na bacia.
- Para expansão do uso do solo sobre a FTS densa por atividades antrópicas ou pastagem a bacia apresentou incrementos positivos e superiores aos incrementos provocados pela expansão da FTS aberta que apresentou comportamento com incrementos negativos, evidenciando que os impactos da preservação são menores do que os impactos causados pelo aumento de atividades de degradação na bacia.
- O aumento da expansão dos usos com pastagem provocou maiores magnitudes de produção de sedimentos em relação aos outros usos avaliados e uma mudança para um comportamento passando para polinomial crescente, evidenciando que com maiores disponibilidade e produção de sedimentos a mesma bacia pode modificar o seu padrão de resposta em relação à expansão de diferentes usos do solo.
- Os cenários futuros de mudanças climáticas mostram um resultado preocupante quanto à disponibilidade de recursos hídricos na região semiárida brasileira.
- Uma redução drástica nos processos hidrossedimentológicos e conseqüente menor produção de escoamento superficial e disponibilidade de recursos hídricos pode, em cenários futuros, levar a região a uma crise potencialmente catastrófica, sendo os mais vulneráveis a população mais carente, como os pequenos agricultores do semiárido do Nordeste, visto que esta região sofre com problemas recorrentes de escassez de água. O que pode levar a região a ficar mais vulnerável a graves impactos sócio-econômico-ambientais.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. **SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a User Manual** (Eawag, Dübendorf), 100 f. 2015.
- ABBASPOUR, K. C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 333, p. 413 - 430, 2007.
- ABBASPOUR, K.C.; YANG, J.; MAXIMOV, I.; SIBER, R.; BOGNER, K.; MIELEITNER, J.; ZOBRIST, J.; SRINIVASAN, R. Modelling of hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**. v. 333, p. 413–430, 2004.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, J. R. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 136-141, 2002.
- ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, J. G. B.; ARAÚJO, J. C. Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 1, n. 1, p. 39-50, 2012.
- ALVES, N. N. L. **Caracterização de micro-bacia hidrográfica experimental no semiárido brasileiro como suporte a estudos da degradação**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.
- ANDRADE, E. M. A floresta tropical seca, Caatinga: as certezas e incertezas das águas. **TRIM**, v. 12, p. 11 – 20, 2017
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; RODRIGUES, J. R.; SANTOS, J. C. N. Escoamento Superficial Versus Manejo da Vegetação em Microbacias do Semiárido, In: I Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido – SBRNS. **Anais... I SBRNS**, Iguatu, Ceará, Brasil, 2013a.
- ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 69–76, 2013b.
- ARAGÃO, R.; 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 Nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1091-1102, 2013.
- ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; SANTOS, J. C. N.; LOBATO, F. A. O. Análise comparativa do escoamento superficial de microbacias experimentais em clima semiárido tropical. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 2, p. 111-120, 2013.

ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, 2003.

ARAÚJO, J. C.; DE, DÖLL, P.; GÜNTNER, A.; KROL, M.; ABREU, C. B. R.; HAUSCHILD, M.; MENDIONDO, E. M. Water scarcity under scenarios for global climate change and regional development in semiarid Northeastern Brazil. **Water International**, v. 29, n. 2, p. 209-220, 2004.

ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 51, n. 1, 2006.

ARAÚJO, J. C.; PIEDRA, J. I. G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1169–1179, 2009.

ARAÚJO, J.C.; KNIGHT, D.W. A review of the measurement of sediment yield in different scales. **Revista Escola de Minas**, v. 58, n. 3, p. 257-265, 2005.

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.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**. v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

BAKER, T. J.; MILLER, 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.

BETRIE, G. D.; MOHAMED, Y. A.; VAN GRIENSVEN, A.; SRINIVASAN, R. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 807–818, 2011

BILONDI, P. M.; ABBASPOUR, K. C.; GHAMRAN, B. Application of three different calibration-uncertainty analysis methods in a semi-distributed rainfall-runoff model application. Middle-East **Journal of Scientific Research**. v. 15, n. 9, p. 1255-1263, 2013.

BOIX-FAYOS, C.; MARTÍNEZ-MENA, M.; ARNAU-ROSALÉN, E.; CALVO-CASES, A.; CASTILLO, V.; ALBALADEJO, J. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation. **Earth Science Reviews**, v. 78, p. 267-285, 2006.

BRACKEN, L. J.; CROKE, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 13, p. 1749–1763, 2007.

BRASIL, MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. 2005. **Nova Delimitação do Semiárido Brasileiro**. Disponível em: <http://www.asabrasil.org.br/UserFiles/File/cartilha_delimitacao_semi_arido.pdf>. Acesso em: 1 ago 2017.

BRIGHENTI, T. M. **Modelagem hidrológica e avaliação de diferentes métodos de calibração para o modelo SWAT**. 2015. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BRONSTERT, A.; ARAÚJO, J. C.; BATALLA, R. J.; COSTA, A. C.; DELGADO, J. M.; FRANCKE, T.; FOERSTER, S.; GUENTNER, A.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; MAMEDE, G. L.; MEDEIROS, P. H. A.; MUELLER, E.; VERICAT, D. Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 2001-2018, 2014.

CADIER, E. **Hidrologia das Pequenas Bacias do Nordeste Semi-Árido**: Transposição Hidrológica. Série hidrológica/ 31, SUDENE, Recife, 469 p. 1994.

CAMMERAAT, L.H. A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 27, p.1201–1222, 2002.

CANTÓN, Y.; DOMINGO, F.; SOLÉ-BENET, A.; PUIGDEFÁBREGAS, J. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. **Journal of Hydrology**, v. 252, p. 64-84, 2001.

CARVALHO NETO, J. G.; SRINIVASAN, V. S.; RUFINO, I. A. A. Parametrização do modelo SWAT em duas sub-bacias de uma bacia experimental e uma avaliação do MDE da entrada. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS, **Anais... XIX SBRH**. Maceió – AL, 2011.

CARVALHO NETO, J. G.; SRINIVASAN, V. S.; RUFINO, I. A. A. Simulação Hidrossedimentológica Analisando duas MDEs de duas Pequenas Sub-bacias no Cariri Paraibano Utilizando o Modelo SWAT. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 5, p. 48-58, 2011.

CHOW V. T; MAIDMENT DR; MAYS LW. **Applied Hydrology**. New York, McGraw Hill, 1988.

CLCC - **California Landscape Conservation Cooperative**, 2017. Disponível em: <http://climate.calcommons.org/scenario/sres-a1b>. Acesso em: 01 de setembro de 2017.

COSTA, A. C. **Hidrologia de uma bacia experimental em área conservada no semi-árido brasileiro**. 2007. 166f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

COSTA, A. C.; FOERSTER, S.; BRONSTERT, A.; ARAÚJO, J. C. **Morphological controls of floods in a large dryland river in Brazil**. In: 4. RapidEye Science Archive (RESA) - Vom Algorithmus zum Produkt, 2012, Neustrelitz. 4. RESA Workshop - Vom Algorithmus zum Produkt. Berlin: GITO mbH, 113-119. 2012.

COULTHARD, T. J.; WIEL, M. J. V. Modelling long term basin scale sediment connectivity, driven by spatial land use changes. **Geomorphology**, v. 277, p. 265-281, 2017.

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil**: texto, mapas e SIG. Brasília. CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 692 p., 2003.

DE VENTE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale. Scale issues and semiquantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, p. 95–125, 2005.

DU, B.; ARNOLD, J. G.; SALEH, A.; JAYNES D. B. Development and application of SWAT to landscapes with tiles and potholes. **Transaction of the ASAE**, v. 48, p. 1121-1133, 2005.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA. 353 p. 2013.

FAN, M.; SHIBATA, H. Simulation of watershed hydrology and stream water quality under land use and climate change scenarios in Teshio River watershed, northern Japan. **Ecological Indicators**, v. 50, p. 79 - 89, 2015.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Soil and water conservation in semi-arid areas**. Rome, 1987.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAO-ISRIC-ISSS - Base de referência mundial para recursos do solo**. World Soil Resources Reports 84, FAO, Roma, 1998.

FAO, 2016. **Zona árida zona florestal: Um guia para técnicos de campo**. Capítulo 1 – Os ambientes áridos. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/t0122e/t0122e03.htm>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

FARMAZI, M.; ABBASPOUR, R.; YANG, H. Modeling blue and green water availability in Iran. **Hydrological Process**. v.23, n.3, p.486-501, 2009.

FICKLIN, D. L.; LUO, Y.; LUEDELING, E.; ZHANG, M. Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 374, p. 16 - 29, 2009.

FIGUEIREDO, J. V.; ARAÚJO, J. C.; MEDEIROS, P. H. A.; COSTA, A. C. Runoff initiation in a preserved semiarid Caatinga small watershed, Northeastern Brazil. **Hydrological Processes**, v. 30, p. 2390-2400, 2016.

FRYIRS, K. (Dis) Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. **Earth Surf. Process. Landforms**, v. 38, p. 30 – 46, 2013.

FRYIRS, K. A.; BRIERLEY, G. J.; PRETON, N. J.; KASAI, M. Buffers, barriers and blankets: the (dis) connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena**, v. 70, p. 49-68, 2007.

FU, C. T. O. F.; JAMES, A. L.; YAO, H. SWAT-CS: Revision and testing of SWAT for Canadian Shield catchments. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 719 - 735, 2014.

FUKUNAGA, D. C.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; OLIVEIRA, L. T.; CAIADO, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206 - 213, 2015.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Portal Hidrológico do Ceará: estação convencional de Iguatu**. 2017a.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Banco de dados de solos do Ceará: Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos**. Folha - SB.24-Y-B-III da DSG/SUDENE, Iguatu. 2017b.

FURL, C.; SHARIF, H.; JEONG, J. Analysis and simulation of large erosion events at central Texas unit source watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 527, p. 494–504, 2015.

GAISER, T., KROL, M. S., FRISCHKORN, H., ARAÚJO, J. C. **Global Change and Regional Impacts**. Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Semi-arid Northeast of Brazil. Springer- Verlag. (Eds.) 2003.

GAN, T. Y.; DLAMINI, E. M.; BIFTU, G. F. Effects of model complexity and structure data quality and objective functions on hydrologic modeling. **Journal of Hydrology**. v. 192, n. 1, p. 81-103, 1997.

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. **Transactions of the ASABE**, v. 50, p. 1211 – 1250, 2007.

GOOSEFF, M. N.; WLOSTOWSKI, A.; MCKNIGHT, D. M.; JAROS, C. Hydrologic connectivity and implications for ecosystem processes - Lessons from naked watersheds. **Geomorphology**, v. 277, p. 63 – 71, 2017.

GRIENSVEN, A. V. **Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005**. Disponível em: <<http://groups.google.com/group/swatuser/files>> Acesso em: 01 de julho 2015.

HAIYAN, F.; LIYING, S. Modelling soil erosion and its response to the soil conservation measures in the black soil catchment, Northeastern China. **Soil & Tillage Research**, v. 165, p. 23 – 33, 2017.

HUBBART, J. A., HOLMES, J., BOWMAN, G. Integrating science based decision making and TMDL allocations in urbanizing watersheds. **Watershed Science Bulletin**, v. 1, p. 19 - 24, 2010.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 01 de agosto de 2017.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas**, 167 p., 2014.

KHOI, D. N.; SUETSUGI, T. The responses of hydrological processes and sediment yield to land-use and climate change in the Be River Catchment, Vietnam. **Hydrological Processes**, v. 28, p. 640 – 652, 2014.

KIM, N. M.; SHIN, A. H.; LEE, J. Effects of streamflow routing schemes on water quality with SWAT. **Transactions of the ASABE**, v. 53, p. 1457 – 1468, 2010.

KLEMES, V. Operational testing of hydrological simulation models. **Hydrological Sciences Journal** v. 31, n.1, p13-24, 1986.

KROL, M. S.; BRONSTERT, A. Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, p. 259–268, 2007.

LAMBDA, J.; THOMPSON, A. M.; KARTHIKEYAN, K.G.; PANUSKA, J. C.; GOOD, L. W. Effect of best management practice implementation on sediment and phosphorus load reductions at subwatershed and watershed scale using SWAT model. **International Journal of Sediment Research**, in press, 2016.

LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N.; FREDE, H. G. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 27, p. 645–654, 2002.

LIMA, C. A. ; PALACIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M. ; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P. Characteristics of rainfall and erosion under natural conditions of land use in semi-arid regions. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1222-1229, 2013.

LIN, B.; CHEN, X.; YAO, H.; CHEN, Y.; LIU, M.; GAO, L.; JAMES, A. Analyses of land use change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 55 – 63, 2015.

LOTZ, T.; OPP, C.; HE, X. Factors of runoff generation in the Dongting Lake basin based on a SWAT model and implications of recent land cover change. **Quaternary International**, v. 455, p. 1 – 9, 2017.

LU, X. X.; RAN, L. S.; LIU, S.; JIANG, T.; ZHANG, S. R.; WANG, J. J. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, p. 0-14, 2013.

MALIEHE, M.; MULUNGU, D. M. M. Assessment of water availability for competing uses using SWAT and WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 100, p. 1– 12, 2017.

MAMO, K. H. M.; JAIN, M. K. Runoff and sediment modeling using swat in Gumera catchment, Ethiopia. **Open Journal of Modern Hydrology**, v. 3, p. 196 – 205, 2013.

MEAURIO, M.; ZABALETA, A.; URIARTE, J. A.; SRINIVASAN, R.; ANTIGÜEDAD, I. Evaluation of SWAT models performance to simulate streamflow spatial origin. The case of a small forested watershed. **Journal of Hydrology**, v. 525, p. 326–334, 2015.

MEDEIROS, I. C.; SILVA, R. M. Análise da erosão hídrica na região semiárida da Paraíba usando o modelo SWAT acoplado a um SIG. **Geociências**, v. 33, n. 3, p.457-471, 2014.

MEDEIROS, P. H. A. **Medida e modelagem da interceptação em uma bacia experimental do semi-árido**. 2005. 70f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

MEDEIROS, P. H. A. **Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas**. 2009. 82 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2009.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1216-1223, 2014.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; CREUTZFELDT, B.; GÜNTNER, A.; Bronstert, A. Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1938-1948, 2014.

MEDEIROS, P. H. A.; GUNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G.; ARAÚJO, J. C. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal**, v. 55, p. 636-648, 2010.

MENG, H., SEXTON-SIMS, A. M.; MADDOX, M. C.; SOOD, A.; BROWN, C. W.; FERRARO, R.; MURTUGUDDE, R. Modeling Rappahannock river basin using SWAT: pilot for Chesapeake bay watershed. **Transactions of the ASABE**, v. 26, p. 795 –805, 2010.

MOLINA-NAVARRO, E.; ANDERSEN, H. E.; NIELSEN, A.; THODSEN, H.; TROLLE, D. The impact of the objective function in multi-site and multi-variable calibration of the SWAT model. **Environmental Modelling & Software**, v. 93, p. 255–267, 2017.

MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, v. 24, p. 2705-2723, 2010.

MONTGOMERY, D. R. Soil Erosion and agricultural sustainability. **PNAS**, v. 104, n. 34, 13268-13272, 2007.

MOTOVILOV, Y. G., GOTTSCHALK, L., ENGELAND, K., RODHE, A. Validation of a distributed hydrological model against spatial observations. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 98 – 99, p. 257 – 277, 2015.

MUELLER, E. N.; GÜNTNER, A.; FRANCKE, T.; MAMEDE, G. Modelling sediment export, retention and reservoir sedimentation in drylands with the WASA-SED model. **Geoscientific model Development**, v. 3, p. 275-291, 2010.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE J. V. River flow forecasting through conceptual models: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282 - 290, 1970.

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, 541 p., 2009.

NRCS - Natural Resources Conservation Service. Soil Survey Staff. **Urban hydrology for small watersheds**. Technical Release 55. Washington, DC. US: Department of Agriculture Soil Conservation Service, 1986.

NUNES, L. F. C. V. **Análise histórica da severidade de secas no Ceará e os impactos do capital hidráulico sobre a sociedade entre as secas de 1912 e 2015**. 2017. 89 f. Monografia (Engenharia Ambiental e Sanitária). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Maracanaú, 2017.

- OLIVEIRA, M. Q. C. **Impacto de Mudanças no uso do solo nas características Hidrossedimentológicas da Bacia Hidrográfica do Rio Joanes e sua Repercussão na Zona Costeira**. 1999. 145 f. Dissertação (Mestrado em Geologia). Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1999.
- PAIVA, F. M. L.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. Estimativa de Valores Regionais dos Parâmetros do Solo do Modelo KINEROS2 para Semiárido Paraibano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p. 141-150, 2011.
- PALÁCIO, H. A. Q.; RIBEIRO FILHO, J. C.; SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; BRASIL, J. B. Effective precipitation, soil loss and plant cover systems in the Caatinga biome, Brazil. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 4, p. 956 – 965, 2016.
- PALÁCIO, H. A. Q.; SILVA FILHO, J. A.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P. Uso da terra e resposta hidrossedimentológica de microbacia no semiárido. **Agro@mbiente On-line**, v. 6, p. 187-194, 2012.
- PALAZÓN, L.; NAVAS, A. Land use sediment production response under different climatic conditions in an alpine–prealpine catchment. **Catena**, v. 137, p. 244–255, 2016.
- PERAZZOLI, M., PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Assessing the impact of climate change scenarios on water resources in southern Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, p. 1-10, 2012.
- PEREIRA, D. R.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14–37, 2016.
- PHAN, D. B.; WU, C. C.; HSIEH, S. C. Impact of climate change on stream discharge and sediment yield in northern Vietnam. **Water Resources**, v. 38, n. 6, p. 827 – 836, 2011.
- PINHEIRO, E. A. R. **Produção de sedimentos em diferentes escalas espaciais: o caso da bacia do rio Jaguaribe-CE**. 79 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2013.
- PINHEIRO, E. A. R.; ARAUJO, J. C.; FONTENELE, S. B. ; LOPES, J. W. B. Calibração de turbidímetro e análise de confiabilidade das estimativas de sedimento suspenso em bacia semiárida. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 2, p. 103-110, 2013.
- PINTO, D. B. F., SILVA, A. M., BESKOW, S., MELLO, C. R., COELHO, G. Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for sediment transport simulation at a headwater watershed in Minas Gerais state, Brazil. **Transactions of the ASABE**, v. 56, p. 697–709, 2013.
- PROSDOCIMI, M.; CERDÀ, A.; TAROLLI, P. Soil water erosion on Mediterranean vineyards: A review. **Catena**, v. 141, p. 1 - 21, 2016.
- PRUSKI, F. F. Fatores que interferem na erosão hídrica do solo. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa – MG: Editora UFV, p. 41-74. 2006.

PULSELLI, M. F.; CIAMPALINI, F.; LEIPERT, C.; TIZZI, E. Integrating methodod for the environmental sustainability: the spin-eco project in the Province of Siena (Italy). **Journal of Environmental Management**, v. 86, p. 332-341, 2008.

QIAO, L.; HERRMANN, R. B.; PAN, Z. Parameter uncertainty reduction for swat using grace, streamflow, and groundwater table data for lower Missouri river basin. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 49, n. 2, p. 343-358, 2013.

RANZI, R.; LE, T. H.; RULLI, M. C. A RUSLE approach to model suspended sediment load in the Lo river (Vietnam): Effects of reservoirs and land use changes. **Journal of Hydrology**, v. 422-423, p. 17 – 27, 2012.

RIDWANSYAH, I.; PAWITAN, H.; SINUKABAN, N.; HIDAYAT, Y. Watershed modeling with ArcSWAT and SUFI2 in Cisadane catchment area: calibration and validation to prediction of river flow. **International Journal of Science and Engineering**, v. 6, n. 2, p. 12-21, 2014.

RIGHETTO, A. M. (org.). **Implantação de Bacias Experimentais no Semi-árido. Relatório Técnico**, FINEP/FUNPEC, Natal. 2004.

RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; BRAGA, F. A.; JACOBI, C. M.; ROSSI, R. D. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 70 - 76, 2015.

RODRIGUES, J. O. **O uso da terra e resposta hidrossedimentológica em pequenas bacias hidrográficas semiáridas**. 128 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2009.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. A.; PALÁCIO, H. A. Q.; MENDONÇA, L. A. R.; SANTOS, J. C. N. Sediment loss in semiarid small watershed due to the land use. **Revista Ciência Agrônômica**, vol. 44, n. 3, p. 488-498, 2013.

RODRÍGUEZ-CABALLERO, E.; CANTÓN, Y.; LAZARO, L.; SOLÉ-BENET, A. Cross-scale interactions between surface components and rainfall properties. Non-linearities in the hydrological and erosive behavior of semiarid catchments. **Journal of Hydrology**, v. 517, p. 815 - 825, 2014.

ROMAGNOLI, M.; PORTAPILA, M.; RIGALLI, A.; MAYDANA, G.; BURGUÉS, M.; GARCÍA, C. M. Assessment of the SWAT model to simulate a watershed with limited available data in the Pampas region, Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 596-597, p. 437–450, 2017.

ROUHOLAHNEJAD. E.; ABBASPOUR. K. C.; VEJDANI. M.; SRINIVASAN. R.; SCHULIN. R.; LEHMANN. A. A parallelization framework for calibration of hydrological models. **Environmental Modelling Software**. v.31, p.28-36, 2012.

SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; SRINIVASAN, V. Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semi-árido da Paraíba. **Revista OKARA: Geografia em Debate**, v. 1, n. 1, p. 16-32, 2007.

SANTOS, J. C. N. **Mensuração da erosão do solo no semiárido em diferentes usos de terras e escalas espaciais**. 102 f. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2012.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; MEDEIROS, P. H. A.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO NETO, J. R. Effect of dry spells and soil cracking on runoff generation in a semiarid micro watershed under land use change. **Journal of Hydrology** v. 541, Parte B, p. 1057 – 1066, 2016.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q. Effect of Rainfall Characteristics on Runoff and Water Erosion for Different Land Uses in a Tropical Semiarid Region. **Water Resources Management**, v. 31, p. 173 – 185, 2017a.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; Guerreiro, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 48, p. 251 – 260, 2017b.

SANTOS, J. C. N.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; ARAÚJO NETO, J. R. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, n. 3, p. 813-820, 2011.

SANTOS, J. Y. G.; 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 Tapacurá, Pernambuco. In: XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. **Anais... XI ENES**. João Pessoa – PB, 2014.

SANTOS, R. O.; SCUDELARI, A. D.; CUNHA, C. L. N.; RIGHETTO, A. M. Avaliação da Produção e Aporte de Sedimentos para o Rio Potengi, RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 18, n. 3, p. 149 - 163, 2013.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 05 – 18, 2005.

SCHOLZ, F. E. **Influence of Reservoirs and Transmission Losses on the Hydrological Modelling of the Semi-arid Jaguaribe River Basin, Brazil**. Dissertação (Master of Science Program in Water Resources and Environmental Management), Leibniz University of Hanover, 2015.

SEXTON, A. M.; SADEGHI, A. M.; ZHANG X.; SRINIVASAN, R.; SHIRMOHAMMADI, A. Using NEXRAD and rain-gauge precipitation data for hydrologic calibration of SWAT in northeastern watershed. **Transactions of the ASABE**, v. 53, p. 1501-1510, 2010.

SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. **EPIC – Erosion productivity impact calculator: Model documentation**. Washington: U. S. Department of Agricultural. 145 p. 1990.

SHRESTHA, M. K.; RECKNAGELA, F.; FRIZENSCHAF, J.; MEYER, M. Assessing SWAT models based on single and multi-site calibration for the simulation of flow and

nutrient loads in the semi-arid Onkaparinga catchment in South Australia. **Agricultural Water Management**, v. 175, p. 61 - 71, 2016.

SINNATHAMBYA, S.; DOUGLAS-MANKINA, K. R.; CRAIGE, C. Field-scale calibration of crop-yield parameters in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). **Agricultural Water Management**, v. 180, p. 61–69, 2017.

SRINIVASAN, R., ZHANG, X., ARNOLD, J. G. SWAT ungauged: hydrological budget and crop yield predictions in the Upper Mississippi River basin. **Transactions of the ASABE**, v. 53, n. 5, p. 1533 - 1546, 2010.

SRINIVASAN, V. S. **Bacia Experimental de São João do Cariri-PB**. In: Righetto, A. M. (Org.), Implantação de Bacias Experimentais no Semi-árido, Cap. 4, FINEP/FUNPEC/CNPq/CTBRASIL. 93-126. 2004.

SRINIVASAN, V. S.; TAVEIRA, I. M.; GALVAO, C. O. **Simulation of Runoff and Soil Erosion in the Representative Basin of Sumé in Brazil, Utilizing the SWAT Model**. IAHR World Congress. Hague. 2015.

SRINIVASAN, V. S.; ARAGÃO, R.; SUZUKI, K.; WATANABE, M. Evaluation of an Erosion Simulation Model in a Semiarid Region. **IAHS-AISH Publication**, v. 279, p. 109-116, 2003.

STRAUCH, M.; BERNHOFER, C.; KOIDE, S.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT stream flow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414, p. 413–424, 2012.

STRAUCH, M.; LIMA, J. E.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of best management practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, v. 127, p. 24–36, 2013.

TAN, M. L.; IBRAHIM, A. L.; YUSOP, Z.; CHUA, V. P.; CHAN, N. W. Climate change impacts under CMIP5 RCP scenarios on water resources of the Kelantan River Basin, Malaysia. **Atmospheric Research**, v. 189, p. 1 – 10, 2017.

TORRICO J. J. T. **Práticas hidrológicas**. TRANSCON, Rio de Janeiro, p. 119, 1974.

VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; MAETENS, W.; DE VENDE, J.; VERSTRAETEN, G. Sediment yield as a desertification risk indicator. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1715-1725, 2011.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; ACERBI JUNIOR, F. W.; SILVA, A. M. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 581 – 590, 2009.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; GIONGO, M.; BESKOW, S.; SANTOS, A. F. Hydrological modeling in a watershed of the Lower Araguaia River Basin, TO. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, p. 38–47, 2012.

VON STACKELBERG, N. O.; CHESCHEIR, G. M.; SKAGGS, R. W.; AMATYA, D. M. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. **Transactions da ASABE**, n. 50, p. 455 – 468, 2007.

- WELDE, K.; GEBREMARIAM, B. Effect of land use land cover dynamics on hydrological response of watershed: Case study of Tekeze Dam watershed, northern Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 5, p. 1 – 16, 2017.
- WESTER, T.; WASKLEWICZ, T.; STALEY, D. Functional and structural connectivity within a recently burned drainage basin. **Geomorphology**, v.206, p.362–373, 2014.
- WILLIAMS, J. R. **The EPIC model. In Computer Models of Watershed Hydrology**. V. P. Singh, ed. Highlands Ranch, Colo.: Water Resources Publications. 1995.
- WISCHMEIER, W.H; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: **A guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58p. (Agricultural Handbook, 537). 1978.
- YESUF, H. Y.; ASSEN, M.; ALAMIREW, T.; MELESSE, A. M. Modeling of sediment yield in Maybar gauged watershed using SWAT, northeast Ethiopia. **Catena**, v. 127, p. 191–205, 2015.
- ZADEH, F. K.; NOSSENT, J.; SARRAZIN, F.; PIANOSI, F.; VAN GRIENSVEN A.; WAGENER, T.; BAUWENS, W. Comparison of variance-based and moment-independent global sensitivity analysis approaches by application to the SWAT model. **Environmental Modelling & Software**, v. 91, p. 210–222, 2017.
- ZEIGER, S. J.; HUBBART, J. A. A SWAT model validation of nested-scale contemporaneous streamflow, suspended sediment and nutrients from a multiple-land-use watershed of the central USA. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 232 – 243, 2016.
- ZHANG, D.; CHEN, X.; YAO, H.; LIN, B. Improved calibration scheme of SWAT by separating wet and dry seasons. **Ecological Modelling**, v. 301, p. 54–61, 2015.
- ZHANG, S.; WEIWEI, F.; LI, Y.; YI, Y. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 34 – 45, 2017.
- ZHANG, Z., WAGENER, T., REED, P., BHUSHAN, R. Reducing uncertainty in predictions in ungauged basins by combining hydrologic indices regionalization and multiobjective optimization. **Water Resources Research**, v. 44, n. 12, 2008.
- ZHOU, F.; XU, Y.; CHEN, Y.; XU, C. Y.; GAO, Y.; DU, J. Hydrological response to urbanization at different spatio-temporal scales simulated by coupling of CLUE-S and the SWAT model in the Yangtze River Delta Region. **Journal of Hydrology**, v. 485, p. 113 – 25, 2013.
- ZHU, T. X.; LUK, S. H.; CAI, Q.G. Tunnel erosion and sediment production in the hilly loess region, North China. **Journal of Hydrology**, v. 257, p. 78-90, 2002.
- ZUO, D.; XU, Z.; YAO, W.; JIN, S.; XIAO, P.; RAN, D. Assessing the effects of changes in land use and climate on runoff and sediment yields from a watershed in the Loess Plateau of China. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 238–250, 2016.

ANEXO I

Tabela 16 – Parâmetros de cobertura do solo e de crescimento da vegetação necessários para modelagem do SWAT

Nº	Parâmetro	Descrição
1	IDC	Classificação da cobertura
2	BIO_E	Eficiência uso-radiação ou taxa biomassa-energia [(kg.ha ⁻¹)/(MJ.m ⁻²) ⁻¹]
3	HVSTI	Índice de colheita para condições ótimas de crescimento [(kg.ha ⁻¹). ⁻¹]
4	BLAI	Índice de máxima área foliar potencial (m ² .m ⁻²)
5	FRGRW1	Fração da estação de crescimento da planta ou fração de unidades de calor potencial total correspondente ao primeiro ponto da curva de desenvolvimento ótimo da área foliar
6	LAIMX1	Fração do índice de máxima área foliar correspondente ao primeiro ponto da curva de desenvolvimento ótimo de área foliar
7	FRGRW2	Fração da estação de crescimento da planta ou fração de unidades de calor potencial total correspondente ao segundo ponto da curva de desenvolvimento ótimo da área foliar
8	LAIMX2	Fração do índice de máxima área foliar correspondente ao segundo ponto da curva de desenvolvimento ótimo de área foliar
9	DLAI	Fração da estação de crescimento quando a área foliar começa a decair
10	CHTMX	Altura máxima da copa (m)
11	RDMX	Profundidade máxima da raiz (m)
12	T_OPT	Temperatura ótima para crescimento da planta (°C)
13	T_BASE	Temperatura mínima (base) para crescimento da planta (°C)
14	CNYLD	Fração normal de nitrogênio em produção (kg N.kg ⁻¹ yield)
15	CPYLD	Fração normal de fósforo em produção (kg N.kg ⁻¹ yield)
16	WSYF	Limite máximo de índice de colheita [(kg.ha ⁻¹). ⁻¹]
17	USLE_C	Valor mínimo do fator c da USLE
18	GSI	Máxima condutância estomatal à alta radiação solar e baixo déficit de pressão de vapor (m.s ⁻¹)
19	VPDFR	Déficit de pressão de vapor correspondente ao segundo ponto da curva de condutância estomatal (kPa)
20	FRGMAX	Fração de máxima condutância estomatal correspondente ao segundo ponto da curva de condutância
21	WAVP	Taxa de declínio na eficiência do uso de radiação por unidade de aumento do déficit de pressão de vapor
22	CO2HI	Concentração de CO ₂ atmosférico correspondente ao segundo ponto da curva de eficiência do uso da radiação (µL CO ₂ /L air)
23	BIOEHI	Taxa biomassa-energia correspondente ao segundo ponto da curva de eficiência do uso da radiação

24	RSDCO_PL	Coeficiente de resíduo da decomposição da planta
25	ALAI_MIN	Índice de mínima área foliar para a planta durante o período de dormência ($m^2.m^{-2}$)
26	BIO_LEAF	Fração da biomassa das árvores acumulada cada ano e que é convertida em resíduo durante a dormência
27	MAT_YRS	Número de anos necessários para as espécies de árvores atingirem o desenvolvimento pleno (anos)
28	BMX_TREES	Biomassa máxima para floresta ($tons.ha^{-1}$)
29	EXT_COEF	Coeficiente de extinção de luz

Tabela 17 – Parâmetros relativos aos tipos de solos exigidos pelo modelo SWAT

Nº	Parâmetro	Descrição
1	NLAYERS	Número de camadas do perfil
2	HYDGRP	Grupo Hidrológico
3	SOL_ZMX	Profundidade máxima da raiz no solo (mm)
4	ANION_EXCL	Porosidade do solo (fração)
5	SOL_CRK	Potencial máximo de fissura (fração)
6	TEXTURE	Textura das camadas do solo (opcional)
7	SOL_Z*	Profundidade de cada horizonte (mm)
8	SOL_BD*	Densidade aparente ($g.cm^{-3}$)
9	SOL_AWC*	Capacidade de água disponível ($mm.mm^{-1}$)
10	SOL_K*	Condutividade hidráulica saturada ($mm.h^{-1}$)
11	SOL_CBN*	Teor de carbono orgânico (% peso do solo)
12	CLAY*	Percentagem de argila (% peso do solo)
13	SILT*	Percentagem de silte (% peso do solo)
14	SAND*	Percentagem de areia (% peso do solo)
15	ROCK*	Percentagem de cascalho (% peso do solo)
16	SOL_ALB*	Albedo do solo (fração)
17	USLE_K*	Fator K da USLE
18	SOL_EC*	Condutividade elétrica do solo ($dS.m^{-1}$)
19	SOL_CAL*	Teor em carbonato de cálcio (%)
20	SOL_PH*	pH do solo

* Parâmetros relativos a cada uma das camadas do perfil do solo

Tabela 18 – Parâmetros relativos aos dados climáticos exigidos pelo modelo SWAT

N°	Parâmetro	Descrição
1	TMPMX	Média mensal de temperatura máxima diária (°C)
2	TMPMN	Média mensal de temperatura mínima diária (°C)
3	TMPSTDMX	Desvio padrão para a temperatura máxima diária de cada mês
4	TMPSTDMN	Desvio padrão para a temperatura mínima diária de cada mês
5	PCPMM	Média mensal de precipitação total (mm)
6	PCPSTD	Desvio padrão para a precipitação diária do mês
7	PCCSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação diária por mês
8	PR_W1	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias secos para o mês
9	PR_W2	Probabilidade de dias úmidos seguidos de dias úmidos para o mês
10	PCPD	Média mensal de dias de precipitação no mês
11	RAINHHMX	Valor máximo de 0,5h de chuva em todo o período de registro do mês (mm)
12	SOLARAV	Média diária de radiação solar para determinado mês ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)
13	DEWPT	Média diária de ponto de orvalho para determinado mês (°C)
14	WNDVAV	Média diária da velocidade do vento para determinado mês (m.s^{-1})