

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

CAIO CESAR FARIAS DIAZ

**IMPACTOS DA DINÂMICA DE USO E COBERTURA DA TERRA SOBRE OS
RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE**

CAIO CESAR FARIAS DIAZ

**IMPACTOS DA DINÂMICA DE USO E COBERTURA DA TERRA SOBRE OS
RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Geografia. Área de concentração: Regionalização e Análise Regional.

Orientador: Prof. Dr. Ranyére SilvaNóbrega

D542i Diaz, Caio Cesar Farias.

Impactos da dinâmica de uso e cobertura da terra sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Capibaribe / Caio Cesar Farias Diaz. – 2021.

134 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Ranyére Silva Nóbrega.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.

Programa de Pós-graduação em Geografia, Recife, 2021.

Inclui referênciasE apêndices.

1. Geografia. 2. Fotografia aérea em hidrologia. 3. Avaliação dos processos hídricos. 4. Áreas verdes – Áreas urbanas. 5. Escoamento - Hidrologia. 6. Ecologiadas bacias hidrograficas. I. Nóbrega, Ranyére Silva (Orientadora). II. Título.

910 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2021-093)

CAIO CÉSAR FARIAS DIAZ

**IMPACTOS DA DINÂMICA DE USO E COBERTURA DA TERRA SOBRE OS
RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em geografia. Área de concentração: regionalização e análise regional.

Aprovada em: 09/03/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ranyére Silva Nóbrega (Orientador – Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Cristiana Coutinho Duarte (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Osvaldo Girão da Silva (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Deivide Benicio Soares (Examinador Externo)
Pesquisador Tropoclima UFPE

Profa. Dra. Josiclêda Domiciano Galvíncio (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

*“Arrependimento e fracasso são parte da vida. O importante é o que
você vai fazer depois”
(Mirai, Sasaki)*

RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe desempenha importante papel como unidade de planejamento hidrológico, sendo uma bacia de grande relevância econômica, histórica e cultural. Diante disso, este trabalho teve como objetivo principal identificar se as mudanças espaciais e temporais no uso e cobertura da terra alteram o potencial hídrico da bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Para a realização da pesquisa foram utilizadas ferramentas em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) para a criação de três mapas de uso e cobertura da terra que ao final subsidiaram a elaboração de três cenários representando as décadas de 1980, 1990 e 10 do século 21, centrados nos anos de 1986, 1996 e 2016. Estes mapas foram utilizados, juntamente com outras variáveis, como dados de entrada do modelo hidrológico *SoilandWaterAssessmentToll* (SWAT) e gerados através dele, um modelo com respostas hidrológicas distintas segundo a variação de uso e cobertura da terra de cada mapa e foram obtidos como dados de saída, valores de variáveis que compõem o ciclo hidrológico da bacia. Este modelo foi devidamente calibrado, validado e submetido a avaliação. Prognósticos lineares baseados no crescimento de área urbana e no reflorestamento foram criados para se entender cenários hidrológicos potenciais em condições de uso distintos. Também se aplicaram métricas abordando os conceitos de ecologia da paisagem para analisar a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra de três recortes de mesma área centrados em cidades da bacia hidrográfica do Capibaribe. Os resultados mostraram alta variabilidade na resposta hidrológica da bacia hidrográfica quando compartimentada em sub-bacias hidrográficas e sugere alterações relevantes do ciclo hidrológico quando a bacia hidrográfica é analisada como um todo. Os valores de vazão dos canais mostraram que há substancial alteração da variável quando os cursos d'água estão expostos a intensas atividades antrópicas e mostram pouca alteração quando há conservação dos meios naturais. A análise e avaliação da calibração e validação dos modelos se mostraram bem sucedidas com resultados satisfatórios. A análise de uso mostrou aumento da fragmentação de áreas naturais, baixa complexidade das formas das estruturas da paisagem, sugerindo cenários negativos nas estruturas naturais e expansão horizontal de áreas urbanas e demonstrou que a classe de vegetação arbórea está sujeita a fortes pressões a partir das áreas de borda, imprimidas pelas atividades agropecuárias na bacia.

Palavras-chave: hidrologia; modelagem; meio ambiente; ciclo hidrológico; ecologia da paisagem;

ABSTRACT

The Capibaribe River basin makes an important role as hydrologic planning unit, being a basin of great economic, cultural and historic relevance. Therefore, this work aims mainly identify if the LULC changes in time and space also change the water capability of Capibaribe river basin. To the research implementation, were used Geographic Information Systems (GIS) tools to the creation of three LULC maps that represented compiled scenarios of the 80s, 90s and 10s of the 21 century, centered in the years of 1986, 1996 e 2016. These maps were used joined with other variables, as input data of the hydrologic model *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), generate through it, a model with different hydrologic responses from the variation of LULC of each map, and obtained as output data, values of variables that make up the hydrologic cycle. This model was calibrated, validated and submitted to assessed. Linear prognosis based in urban area and reforestation growth were created to understand potential hydrologic scenarios in different LULC conditions. In addition, applied metrics approaching the concepts of landscape ecology to analyze the spatio-temporal dynamics of LULC of three profiles of the same area centered in cities of the basin. Results showed high variability in the hydrologic response of the basin when compartmentalized in subbasins and suggests relevant changes of the hydrologic cycle when the basin was analyzed as a whole. The values of flow of the channels showed that there is substantial change of variables when the water courses are exposed to intense anthropogenic activities and show few alterations when there is conservation of natural environments. Assessment and analyze of model calibration and validation were successfully with satisfactory results. The use analysis showed increase of fragmentation of natural areas, low complexity of the landscape structure shapes, suggesting negative scenarios in the natural structures and horizontal expansion of the urban areas and evidenced that the three-vegetation class is subject to strong pressures from edge areas, applied by the agriculture activities in river basin.

Keywords: hydrology; modelling; environment; hydrologic cycle; landscape ecology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Bacia hidrográfica do Rio Capibaribe.....	35
Figura 2 -	Geologia da BHRC.....	37
Figura 3 -	Pedologia da BHRC.....	38
Figura 4 -	Precipitação média anual da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.....	39
Figura 5 -	Classificação da fisionomia ecológica da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.....	41
Figura 6 -	Estações fluviométricas usadas para a calibração do modelo.....	45
Figura 7 -	Esquema dos procedimentos metodológicos e produtos alcançados na pesquisa.....	46
Figura 8 -	Detalhes de uma imagem LANDSAT 5 TM com e sem a aplicação da banda de qualidade.....	49
Figura 9 -	Recorte de um mosaico gerado por imagens do satélite LANDSAT 8 OLI. Os retângulos em vermelho evidenciam pixels sem dados que persistiram na imagem.....	51
Figura 10 -	Fluxograma das etapas da modelagem hidrológica com o SWAT.....	53
Figura 11 -	Etapas de calibração no SWAT-CUP.....	57
Figura 12 -	Mapas de uso e cobertura da terra finalizados. As áreas urbanas estão representadas em vermelho.....	65
Figura 13 -	Crescimento urbano na BHRC em termos percentuais.....	66
Figura 14 -	Acumulados médios anuais de precipitação com destaque para a década de 90.....	67
Figura 15 -	Representação em barra dos valores percentuais de cada classe de uso e cobertura da terra.....	68
Figura 16 -	Setor sul do alto Capibaribe com destaque para a APA Serras e Brejos do Capibaribe.....	69
Figura 17 -	Recortes dos cenários de uso e cobertura da terra para as cidades de Vitória de Santo Antão (VSA), Santa Cruz do Capibaribe (SCRUZ) e Limoeiro (LIM).....	73
Figura 18 -	Valores dos índices estatísticos t-stat e p-value para cada parâmetro calibrado.....	82
Figura 19 -	Séries estimada e observada da calibração para a estações de Paudalho (19a), Limoeiro (19b), Santa Cruz do Capibaribe (19c) e Engenho sítio (19d).....	86
Figura 20 -	Séries estimada e observada da calibração para a estações de Toritama (20a), São Lourenço da Mata (20b) e Vitória de Santo Antão (20c).....	87
Figura 21 -	Valores (em mm) gerais de escoamento superficial (SURQ), evaporação da água no solo (REVAP), produção hídrica (WYLD), percolação (PERC) e evapotranspiração real (ET) para os cenários hipotéticos de 2026, 2031 e 2036.....	92
Figura 22 -	Histórico anual da precipitação (em mm) usado na modelagem dos cenários analisados. A linha tracejada em vermelho representa tendência positiva da precipitação no período.....	93
Figura 23 -	Valores (em mm) gerais de escoamento superficial (SURQ), evaporação da água no solo (REVAP), produção hídrica (WYLD), percolação (PERC) e evapotranspiração real (ET) para os cenários hipotéticos de 2026, 2031 e 2036.....	96
Figura 24 -	Valores por sub-bacia hidrográfica de evapotranspiração real (ET), armazenamento hídrico (SW), percolação (PERC), escoamento superficial (SURQ), produção hídrica (WYLD) e escoamento sub-lateral (LATQ).....	98
Figura 25 -	Sub-bacias hidrográficas geradas pelo delineamento de bacias hidrográficas do SWAT.....	100

Figura 26 -	Valores de Percolação nos três cenários estudados.....	103
Figura 27 -	Representação espacial dos valores de vazão de entrada em cm^3/s de 1986, 1996 e 2016.....	107
Figura 28 -	Valores de vazão de entrada em ordem crescente nos três cenários de uso e cobertura da terra....	109
Figura 29 -	Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 1986.....	110
Figura 30 -	Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 1996.....	111
Figura 31 -	Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 2016.....	111
Figura 32 -	Água perdida por evaporação em cm^3/s pelos canais na bacia do Capibaribe.....	112
Figura 33 -	Série histórica das variáveis simuladas sendo elas: escoamento superficial (SURQ), evapotranspiração real (ET), produção hídrica (WYLD), escoamento sublaterai (LATQ) e percolação (PERC).....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação e abreviatura dos solos presentes na bacia hidrográfica do Capibaribe.....	44
Tabela 2 -	Localização e identificação das estações fluviométricas.....	45
Tabela 3 -	Código e data das cenas adquiridas na plataforma Earth Explorer.....	48
Tabela 4 -	Valores de pixel de cada componente da banda de qualidade.....	49
Tabela 5 -	Resolução espectral das bandas de cada satélite.....	50
Tabela 6 -	Reservatórios da bacia hidrográfica do Capibaribe inseridos no modelo.....	54
Tabela 7 -	Definição dos parâmetros utilizados.....	56
Tabela 8 -	Classificação dos índices estatísticos.....	59
Tabela 9 -	Percentual das classes de uso e cobertura da terra em cada mapa elaborado.....	66
Tabela 10 -	Índice de forma ponderada pela área (SHAPEAM) e riqueza relativa de fragmentos (RPR) para os recortes de Limoeiro, Santa Cruz do Capibaribe e Vitória de Santo Antão.....	70
Tabela 11 -	Métricas de paisagem no recorte de Limoeiro para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).....	74
Tabela 12 -	Métricas de paisagem no recorte de Limoeiro para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).....	74
Tabela 13 -	Métricas de paisagem no recorte de Santa Cruz do Capibaribe para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).....	75
Tabela 14 -	Parâmetros utilizados na calibração.....	83
Tabela 15 -	Avaliação de desempenho da calibração por estação usando R ² , NSE e PBIAS cujas classes são: Ótima (O), Boa (B), Satisfatório (S), Ruim (R) e Inapropriado (I).....	85
Tabela 16 -	Avaliação de desempenho da calibração e validação por estação usando R ² , NSE e PBIAS cujas classes são: Ótima (O), Boa (B), Satisfatório (S), Ruim (R) e Inapropriado (I).....	89
Tabela 17 -	Percentual das classes dos mapas de uso e cobertura da terra de 2016 e dos cenários hipotéticos criados.....	91
Tabela 18 -	As 15 sub-bacias hidrográficas com maior escoamento sublateral por cenário estudado.....	105
Tabela 19 -	Sub-bacias hidrográficas com menos de 20mm de escoamento sublateral para os três cenários simulados.....	106
Tabela 20 -	Valores anuais simulados de escoamento superficial, escoamento sublateral, percolação, evapotranspiração real e produção hídrica.....	114
Tabela 21 -	Correlação entre as variáveis simuladas e a precipitação anual média.....	116

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	Justificativa	13
1.2	Objetivos	13
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1	Estudos sobre o ciclo hidrológico e suas interações com o meio ambiente	15
2.2	Estudos sobre dinâmica de uso e cobertura da terra	18
2.3	Métodos e técnicas de mapeamento e classificação do uso e cobertura da terra	21
2.4	Ecologia da paisagem e métricas de paisagem (FRAGSTATS)	24
2.5	Modelagem hidrológica e SWAT	29
3	CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE	35
4	MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1	Dados	42
4.1.1	Imagens de satélite	42
4.1.2	Modelo digital de elevação (MDE)	43
4.1.3	Dados climáticos	43
4.1.4	Dados de solos	43
4.1.5	Dados de vazão	44
4.2	Procedimentos metodológicos	46
4.2.1	Elaboração de imagens de uso e cobertura da terra	47
4.2.2	Modelagem hidrológica utilizando o modelo SWAT	52
4.2.3	Calibração e avaliação do modelo com o SWAT-CUP	56
4.2.4	Métricas de paisagem	59
4.2.5	Cenários hipotéticos de expansão urbana e cobertura florestal	62
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1	Dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na BHRC	64
5.2	Ecologia da paisagem em cidades médias no Capibaribe	70
5.3	Análise de sensibilidade, calibração e validação da vazão da bacia hidrográfica do rio Capibaribe	81
5.4	Resposta hidrológica sob cenários ideias de uso e cobertura da terra	90
5.4.1	Cenários hidrológicos de expansão linear de área urbana e de reocupação de vegetação arbórea	90
5.5	Aspectos hidrológicos em função das mudanças de uso e cobertura da terra	97
5.5.1	Análise espaço-temporal das variáveis hidrológicas e do balanço hídrico das sub-bacias hidrográficas do Capibaribe para os cenários de 1986, 1996 e 2016	97
5.5.2	Análise hidrológica dos canais principais da bacia hidrográfica do Capibaribe entre os cenários de 1986, 1996 e 2016	107
5.5.3	Análise da série histórica de 30 anos simulada (1986 a 2016)	112
6	CONCLUSÕES	117
	REFERÊNCIAS	120
	APÊNDICE A – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 1986	131
	APÊNDICE B – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 1996	132
	APÊNDICE C – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 2016	133
	APÊNDICE D – EVAPORAÇÃO E VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA POR SUB-BACIA	134

1 INTRODUÇÃO

A dinâmica hídrica da superfície terrestre exerce impactos significativos nas trocas de energia, massa e matéria entre a superfície da Terra e a atmosfera, sendo imprescindível que se desenvolva e faça uso de mecanismos para auxiliar o monitoramento das águas superficiais, subsuperficiais e subterrâneas disponíveis para o uso direto e indireto do ser humano (BOUSQUET et al, 2006).

A modelagem hidrológica é um destes mecanismos e se mostra uma ferramenta importante para a avaliação dos processos hídricos. Pode-se usar a modelagem nos estudos de avaliação ambiental, para conjecturar cenários futuros, estimar a magnitude das alterações a serem causadas pelas atividades estabelecidas ou outras a serem desenvolvidas (FERREIRA; UAGODA, 2016).

O desenvolvimento e manutenção dos recursos hídricos em grandes áreas requer o entendimento de processos hidrológicos básicos e a aptidão de simulações em bacias hidrográficas. Arnold (1998) destacou que as preocupações atuais que motivam o desenvolvimento de modelos hidrológicos em grandes áreas incluem as mudanças climáticas, manutenção de suprimentos hídricos em regiões áridas e semiáridas, inundações em larga escala e impactos externos de gestão da terra. Soma-se também a variabilidade dos recursos hídricos e alteração do ciclo hidrológico em ambientes específicos face a dinamicidade do uso e cobertura da terra em regiões populosas ou em vias de povoamento.

Arnold (2009) também argumenta que a gestão integrada da água em grandes áreas deve ser realizada dentro de uma unidade espacial, ou seja, a bacia hidrográfica através da modelagem ambiental de bacias hidrográficas. Dentro desta perspectiva, no Brasil as bacias hidrográficas também são denominadas de Unidade de Planejamento.

Dentre os modelos hidrológicos utilizados, destaca-se o *SoilandWaterAssessment Tool* (SWAT), que é um modelo semi-distribuído, de caráter holístico, de baixo custo e que utiliza dados paramétricos que podem ser extraídos de sensores remotos. Além disso, necessita de dados climáticos mais fáceis de ser encontrados, sobretudo no Brasil, que apresenta uma densidade considerável de postos pluviométricos, porém, a densidade de estações hidrológicas não segue a mesma qualidade.

Além disso, o uso do SWAT permeia várias áreas do conhecimento, sendo sua utilização bastante diversificada e versátil. Exemplos de pesquisas podem ser encontradas ao redor do globo, como as relacionadas ao balanço hídrico e ciclo hidrológico (RUHOFF et al., 2013; GREY et al., 2014; AYIVI e JHA, 2018; MAGALHÃES et al., 2018;), clima e

mudanças climáticas (BITEW E GEBREMICHAEL, 2011; FICKLIN e ZHANG, 2013; TEJEDA-MORÁN et al., 2014; BARKEY, MAPPIASE e NURSAPUTRA, 2017), uso e cobertura da terra (LI et al., 2004; BARKEY, MAPPIASE e NURSAPUTRA, 2017), entre outros.

No que tange a gestão de recursos hídricos, abacia hidrográfica, como unidade de planejamento, torna-se ainda mais relevante quando se considera os municípios nela inseridos, que vêm passando por incisivos processos de expansão urbana e populacional, bem como modificações constantes em seu meio natural, culminando em uma crescentedemanda pelos recursos hídricos acarretando, ocasionalmente, conflitos pelos seus usos. A lei nº 9433 de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), fundamenta a importância das bacias hidrográficas em seu artigo 1º, parágrafo V ratificando que a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Neste sentido, abacia hidrográfica do rio Capibaribe é umas das mais importantes, senão a mais importante bacia hidrográfica totalmente inserida em território pernambucano. É nela onde se localiza, em sua maior parte, o município de Recife, Capital do Estado de Pernambuco e também onde se desenvolve algumas das cidades mais importantes do agreste pernambucano, como Santa Cruz do Capibaribe, Surubim e Limoeiro, além de brejo da Madre de Deus, município onde é realizado a Paixão de Cristo de Nova Jerusalém.

Os mais expressivos usos da água na bacia hidrográfica do rio Capibaribe ocorrem nos reservatórios, em toda a Bacia hidrográfica e, no próprio rio Capibaribe, apenas no seu baixo curso, que é perene. Os déficits hídricos limitam a expansão da agricultura irrigada na região, com destaque para as grandes demandas para irrigação de cana-de-açúcar das usinas Petribú e São José, nos municípios de Carpina, Lagoa de Itaenga, Paudalho, Chã de Alegria, Tracunhaém e São Lourenço da Mata, já que a prioridade de uso é para o abastecimento humano (SRH, 2010).

O uso e cobertura da terra possui suas implicações sobre os conflitos pelo uso da água. Sua dinamicidade, somado ao clima e outros fatores, podem proporcionar excedentes e escassez em períodos específicos em uma escala de tempo variável. Segundo a SRH (2010), os principais conflitos pelo uso da água registrados na Bacia hidrográfica foram verificados no açude Carpina, sendo utilizado para controle de cheias, para abastecimento público e pesca. Como o controle de cheias é um uso que requer que a bacia hidrográfica armazene o mínimo volume possível, conflita com os demais usos que pretendem armazenar o volume máximo possível para assegurar as demandas necessárias para o período de estiagem.

Há uma série de trabalhos que demonstram os impactos de mudanças do uso e cobertura da terra sobre recursos hídricos de bacias hidrográficas e regiões em geral (LI et al., 2004; SCHILLING et al., 2008; SHARMA et al., 2017; LI et al., 2018). A manutenção e o gerenciamento hídrico da bacia hidrográfica do Capibaribe, portanto, torna-se vital para o estabelecimento das populações que ali habitam e o monitoramento do uso e cobertura da terra acaba por ser incorporado como um componente imprescindível para o planejamento e o uso sustentável dos recursos hídricos da bacia.

1.1 Justificativa

A situação da bacia hidrográfica do rio Capibaribe é marcada por problemas de enchentes, conflitos pela água, conversão de áreas de mata em pasto e produção de cana-de-açúcar, uma vez que figura como uma das bacias hidrográficas mais populosas do Estado de Pernambuco. Sinais de desequilíbrio ambiental como alagamentos, a ocupação irregular em áreas de drenagens de rios e riachos e desabastecimento por falta de água nos centros urbanos, subúrbios e também em áreas rurais, provenientes de fortes secas que provocam a diminuição do nível de barragens tais como a de Tapacurá e Jucazinho, estão cada vez mais recorrentes na bacia hidrográfica. Soma-se isso, a incapacidade de predição e planejamento do poder público para a dissolução ou pelo menos a mitigação desses problemas. Diante disso, a pesquisa, análise e modelamento de bacias hidrográficas que desempenham papel direto na oferta de recursos hídricos para aglomerados urbanos, suburbanos e zonas rurais, são de extrema necessidade para a gestão e monitoramento desse tipo de recurso. Partindo dessas premissas, este trabalho tem como assertiva, a seguinte tese: **as mudanças de uso e cobertura da terra, sobretudo atividades produzidas pela ação antrópica, são preponderantes para acarretar alterações drásticas na dinâmica hídrica da bacia hidrográfica do rio Capibaribe.**

1.2 Objetivos

GERAL: Analisar as mudanças espaço-temporais do uso e cobertura da terra e seus impactos no potencial hídrico da bacia hidrográfica do rio Capibaribe (BHRC).

ESPECÍFICOS:

- Entender a composição e comportamento das classes de uso e cobertura da terra através dos mapas criados na pesquisa;

- Analisar a dinâmica de uso e cobertura da terra entre 1986 e 2016 nas áreas urbanas das cidades médias localizadas no entorno dos cursos d'água da BHRC por meio de métricas de ecologia da paisagem;
- Calibrar e validar um modelo hidrológico conceitual, semi-distribuído e dinâmico na BHRC;
- Compreender as respostas hidrológicas à expansão urbana e aumento de cobertura florestal na BHRC através de cenários hipotéticos.

Os capítulos seguintes estão separados em **Revisão de literatura** no qual serão explanados temas como o uso do modelo SWAT, dinâmicas de uso da terra e ecologia da paisagem, **Material e métodos**, onde é abordado também a metodologia de calibração do modelo, **Resultados e discussão** e as **Conclusões**, assim como as **Referências** e **anexos**.

Em relação ao Resultados, estes são separados em 4 subitens principais abordando as respostas hidrológicas às mudanças de uso e cobertura da terra no espaço e no tempo dentro da BHRC, as métricas de paisagens utilizadas para apurar melhor setores específicos da bacia, os resultados da calibração e validação do modelo proposto e a análise de cenários hipotéticos de uso e cobertura da terra e como variáveis hidrológicas específicas respondem a esses cenários.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Estudos sobre o ciclo hidrológico e suas interações com o meio ambiente

O ciclo hidrológico é a ocorrência e movimento de toda a água acima, abaixo e na superfície terrestre. Aproximadamente toda água está continuamente em movimento e obedece leis básicas universais, especialmente o princípio de conservação de massa (SPOSÓB, 2011). O ciclo hidrológico compõem-se de uma série de variáveis hidrológicas interconectadas e que por diversos fatores biofísicos, influenciam e são influenciadas pelas descargas fluviais e desempenham um papel decisivo na regulação da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica.

Gonçalves *et al.* (2011) argumentam que descargas fluviais regulares através de inundações são responsáveis pela reserva e até perda hídrica através de evapotranspiração e infiltração do solo ou percolação. Tanto a evapotranspiração, quanto a evaporação segundo eles, são variáveis que apresentam suas perdas intensificadas por regiões de baixa capacidade de drenagem atribuída a homogeneidade do terreno e baixa declividade associadas ao clima.

As descargas fluviais e as águas subterrâneas são caracterizadas por suas variabilidades sazonais que são determinadas por mudanças cíclicas de precipitação e evapotranspiração durante um ano (TOMALSKI *et al.*, 2021). A precipitação, portanto exerce esse papel de *input* nos ciclos das variáveis em superfície, subsuperfície e subterrâneo.

As mudanças climáticas como força motriz dessas mudanças cíclicas de precipitação resultam em alterações no escoamento superficial imputando no aumento ou decréscimo deste se aliados a modificações por atividades humanas como bem apontam Danget *et al.* (2021). O montante e tempo de escoamento superficial, por sua vez, é influenciada por variáveis climáticas, tais como precipitação e temperatura, bem como fatores não climáticos, tais como litologia, solo e cobertura vegetal (AGUADO *et al.*, 1992).

Gleick (1989) em seu resgate teórico apontava pesquisas que sugeriam fortemente, já à época, que mudanças climáticas plausíveis causadas pelos acréscimos da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera alterariam a magnitude e tempo de resposta do escoamento superficial e umidade do solo, mudanças nos níveis lacustres e na disponibilidade de águas subterrâneas, bem como afetariam a qualidade da água.

Para Ramstein *et al.* (2005), o clima do começo deste século deverá ser dominado pelo impacto de gases do efeito estufa (sendo o vapor d'água um desses gases). Segundo os autores, com o aumento da temperatura, a capacidade da atmosfera de conter vapor d'água também aumentará e este é um parecer positivo, que guiará ao aumento novamente da temperatura.

Este cenário tem de a ser modulado por causa de mudanças nas nuvens que podem entregar respostas positivas (maior nebulosidade) ou negativas (menor nebulosidade).

As secas prolongadas constituem-se como sintomas das mudanças climáticas e impactam o ciclo hidrológico de maneira efetiva. A seca é induzida pela precipitação abaixo do normal e/ou anomalias de temperatura, que também propagam para reduzir a umidade do solo (WANDERSet *al.*, 2015).

Snyderet *al.* (2018) destacam que as secas se resumem a escassez de chuva que podem influenciar o ciclo hidrológico, que por sua vez influenciam a agricultura e os ecossistemas naturais definindo seca ecológica como perturbações que impulsionam sistemas antroponaturais além de suas capacidades de adaptação e desencadeiam efetivas respostas socioambientais.

Projeções de Wanderset *al.* (2015) indicam que períodos de menor vazão dos rios tendem a ser maiores devido a intensificação de secas hidrológicas. Eles destacam que secas hidrológicas futuras dependem fortemente se os impactos de adaptação à mudanças graduais do regime hidrológico devido a mudanças climáticas é considerada ou não.

Dudenet *al.* (2021) mostram como o impacto das secas, sobretudo vinculados às mudanças de uso da terra, são capazes de acentuar problemas inerentes a escassez de água, particularmente relacionados a seca agrícola. Eles mostram em seu estudo na região Centro-Oeste do Brasil, como a expansão da cana-de-açúcar intensifica mudanças no montante de umidade do solo e descarga hídrica e de como houve aumento no uso da água durante essa expansão.

Li *et al.* (2021) exemplificam essa dinâmica quando argumentam que em sua área de estudo, durante o período seco, a descarga dos rios é oriundo, predominantemente de águas subterrâneas e em menor parte pelo derretimento de geleiras, ao passo que durante o período de inundação, águas subterrâneas e a precipitação agem em conjunto para gerar vazão aos rios da área em estudo.

Sposób (2011) resume bem todos esses processos a partir da precipitação como *input* até a recarga em aquíferos. A autora argumenta que parte da precipitação interceptada pela vegetação não contribui para o escoamento superficial, mas eventualmente retorna à atmosfera através da transpiração. A maioria da precipitação que chega a superfície é retida como armazenamento em depressão (poças) ou atravessa o solo como infiltração. Uma vez abaixo da superfície, a água começa a satisfazer as áreas deficitárias de umidade do solo, que gradualmente se acumula na zona de aeração durante o período seco.

A vazão como produto das descargas fluviais é considerada uma variável bastante importante no ciclo hidrológico e bastante influenciada pelos parâmetros já mencionados. Efeitos de redução do montante de precipitação, sobretudo no período chuvoso, são considerados os principais responsáveis pelas reduções na vazão assim como o aumento da evapotranspiração (ZHENG *et al.*, 2007).

Inerente a dinâmica de águas subterrâneas, algumas considerações mais específicas acerca de solos devem ser discutidas. As condições físicas como porosidade, rugosidade e granulometria da componente pedológica em um ciclo hidrológico são importantes para nos fornecer o melhor entendimento do fluxo hídrico em direção ao lençol freático. O solo, portanto, configura-se como via importante para o direcionamento de fluxos, tendo eles uma movimentação predominantemente vertical.

Segundo Alley, Baugh e Reilley (2005), o volume de água contida nos lençóis freáticos é frequentemente comparado a grandes piscinas globais de água dentro do ciclo hidrológico da terra, estas criadas por esses processos verticais de veiculação hídrica. Rößler e Löffler (2009) atestam sobre os processos da umidade do solo em micro e mesoescala e em como suas dinâmicas e padrões são causados principalmente pelos padrões pluviométricos, reafirmando uma relação fechada entre *input* e o efeito deste no meio ambiente.

A permeabilidade de um solo durante a infiltração é controlada principalmente por macroporos, em que a água não é mantida sob influência das forças de capilaridade (BEVEN e GERMANN, 1982). Estes autores também afirmam que não há dúvidas de que a água se move através de grandes vazios sob condições saturadas e que eles exercem uma importante influência na condutividade hidráulica de solos saturados, mesmo quando eles (os grandes vazios) possam contribuir apenas com um pequeno montante do total de porosidade do solo.

Além da precipitação, há uma forte e notória influência do uso e da cobertura da terra sobre o ciclo hidrológico. Essa relação reside tanto sob a ótica da cobertura original da paisagem quanto pela cobertura modificada e, por vezes, transformada em uso. Du, Zhang e Li (2021) ponderam acerca dessas relações em que a água disponível no solo sofre alterações a partir da evaporação a depender do tipo de cobertura vegetal sobre o solo e afirmam que a cobertura vegetal altera tanto as taxas de evaporação de água no solo, quanto a infiltração.

À luz do uso da terra, Danget *al.* (2021) mostram como essas atividades podem alterar toda uma rede hidrológica quando atestam que a exploração de águas subterrâneas modificam sua disponibilidade em aquíferos afetando também a recarga deste aliado à redução da precipitação e da infiltração juntos que, por fim, culminam em mudanças no fluxo de base de uma bacia hidrográfica.

Alley, Baugh e Reilley (2005) elencam três processos principais que balanceiam a interação de águas subterrâneas com atividades humanas sendo estes a **entrada de mais água ao sistema de aquíferos** (recarga de aquíferos), **menos água no sistema através da descarga aos fluxos de vazão e a remoção de água que foi armazenada no sistema** (através de bombeamento).

Como resultante disto, temos queda no armazenamento hídrico em geral. Os mesmos autores argumentam que a mudança no armazenamento em resposta ao bombeamento constitui-se em um fenômeno transiente que ocorre como o reajuste do sistema aos efeitos de estresse do bombeamento.

Processos de irrigação como uso da água também interferem de maneira efetiva no regime do ciclo hidrológico. Segundo Beeket al. (2011), a umidade do solo que é disponível para plantas, incluindo-se a agricultura (água verde ou *greenwater*) é reabastecida pela infiltração e ascensão por capilaridade. Quando calcula-se a demanda de irrigação pela água disponível em superfície (definida pelos autores como água azul ou *blue water*), a água verde disponível precisa ser levada em consideração. Logo, a demanda de irrigação pela água azul é baseada na diferença entre a transpiração potencial e atual.

O' Driscollet al. (2010) elencam alguns efeitos de atividades humanas, mais especificamente, a urbanização, em parâmetros do ciclo hidrológico no Sudeste dos EUA, nos quais listam se o aumento de chuvas de verão devido as ilhas de calor em grandes cidades, diminuição local da evapotranspiração, aumento dos picos de vazão e descarga hídrica, diminuição percentual do fluxo de base em relação ao total anual de vazão e mudanças nos mecanismos e distribuição espacial da recarga de águas subterrâneas.

Em relação, especificamente a recarga hídrica, Sposób (2011) classifica a perda de água neste processo de entrada em dois tipos. O primeiro é uma perda interna de água no solo nas zonas de raízes (interferência biológica), que inclui a percolação da água abaixo da zona de raízes e vaporização direta na superfície do solo. O segundo são perdas externas oriundas do abastecimento hídrico antes de sua infiltração no solo como interceptação por folhagem ou irrigação por aspersão aérea ou chuva, que evaporam sem entrar em contato com o solo ou planta.

2.2 Estudos sobre dinâmica de uso e cobertura da terra

O sensoriamento remoto (SR) é um conjunto de instrumentos e técnicas empregados na aquisição e medidas de dados sem o contato físico com o alvo (NASA, 2017). Tal método

é amplamente empregado para diversos fins tais como monitoramento das mudanças da superfície terrestre, observação, descrição e monitoramento da dinâmica atmosférica e hidrosférica, etc. Para isso, são usados sensores instalados a bordo de plataformas em altitude ou orbitais, que coletam a radiação eletromagnética emitida ou refletida por um alvo, convertendo-a em um sinal para geração de imagens (ALMEIDA, 2010).

Da mesma forma ocorre com o monitoramento e estudos ambientais relacionados a bacias hidrográficas. O uso de geotecnologias, como o sensoriamento remoto, é prático e econômico no detalhamento e mapeamento das transformações no uso da terra e na cobertura vegetal em bacias hidrográficas, pois fornece informações confiáveis e rápidas para a tomada de decisão no âmbito da gestão territorial e ambiental (ALVES, MARTINS E SCOPEL, 2018).

Segundo Di gregorio e Jansen (2000), há uma sumaria diferença conceitual entre uso da terra e cobertura da terra. Para eles, enquanto a cobertura da terra define-se por ser a cobertura biofísica observada na superfície da terra, tais como campos, florestas e rios, o uso da terra caracteriza-se por ser os arranjos, atividades e insumos que as pessoas realizam em um determinado tipo de cobertura da terra para produzir, mudar ou manter. A definição de uso da terra neste caso estabelece uma conexão direta entre a cobertura da terra e as ações de pessoas em seus ambientes.

Existe uma grande difusão e aplicação do sensoriamento remoto em estudos sobre a dinâmica do uso da terra com o objetivo de aferir e verificar constantes mudanças ocasionadas por n fatores, entre eles, as mudanças climáticas (natural e/ou antrópica) e a ação, uso e ocupação intensa do homem no espaço. Entre exemplos do uso de geotecnologias para avaliar a dinâmica do uso da terra cita-se Freire *et al.* (2011), utilizaram índices de vegetação através do processamento de imagens de satélite para estudar a ocupação da superfície da terra na bacia hidrográfica do rio Pajeú, enquanto Muthusamy *et al.* (2010) e Mahaptraet *al.* (2013) exploraram técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para estudar as mudanças no uso e cobertura da terra na Índia.

Mouhajaneet *al.* (2018) utilizaram produtos de 5 satélites (dentre eles o Landsat 8 OLI e o *TematicMapper*) para analisar as mudanças de uso e cobertura da terra no Atlas marroquino em 30 anos e avaliar o grau de precisão do método que identifica classes de uso e ocupação em cada satélite testado e mostraram como o uso das ferramentas de SR são eficazes e servem de guia para o gerenciamento da terra e decisões políticas. Estas mesmas ferramentas que avaliam a precisão desses métodos, tais como matriz de erro e índice kappa, foram anteriormente aplicados também em Baumannet *al.* (2014).

É sabido que a radiação solar que chega a Terra é distribuída de forma desigual na superfície terrestre. Por esse motivo é esperado que diferentes usos da terra e cobertura vegetal apresentem distintos valores de temperatura de determinada superfície, considerando a diferença de absorção, emissividade e irradiação existente entre eles (PEREIRA *et al.*, 2012).

O uso da terra é um parâmetro chave da erosão do solo em uma paisagem, controlando as características do solo (cobertura da vegetação, rugosidade, capacidade de infiltração, etc) e a distribuição do escoamento superficial pela gestão da terra como por exemplo, drenagens e valas. Porém uma das dificuldades para se modelar a erosão além de grandes bacias hidrográficas vem do efeito da escala. A resposta do escoamento e da erosão podem variar grandemente em diferentes escalas (SIMONNEAUX *et al.*, 2015).

Segundo Simonneaux *et al.* (2015), as mudanças climáticas sozinhas podem ser de importância minoritária se comparada às mudanças no uso da terra, especialmente no tocante a evolução de *badlands*, que são rigorosamente condicionadas pelas ações humanas. Isto é, portanto, muito importante para gestões de bacias hidrográficas para aplicar estratégias de mitigação direcionadas a conservação da terra e do solo, incluindo suas manutenções.

A preservação de uma dada cobertura vegetal se justifica porque, além de proteger o solo, o relevo, a biodiversidade e o próprio clima, contribui também para a proteção dos mananciais. Sua retirada implica desequilíbrios ambientais sobre o meio físico e biótico, que podem ser graves para a sobrevivência de numerosas espécies dos ecossistemas e comprometedoras para a manutenção do equilíbrio dinâmico de uma paisagem. Assim, a vegetação é um indicador das condições ambientais de uma região (CEMIN, PERICO E RENPEL, 2005).

A substituição de áreas de vegetação nativa por pastagens e agricultura, degradação e infertilidade do solo, fragmentação e heterogeneidade e devastação da paisagem estão entre as consequências do mal-uso e ocupação do solo e da terra como aponta Coelho *et al.* (2014) ao estudarem o uso e cobertura da terra no semiárido através de sensoriamento remoto e modelagem matemática.

O mesmo ocorre no trabalho de Sanbouet *et al.* (2014) onde através de uma pesquisa pormenorizada, revelam mudanças na dinâmica ecológica de uma reserva ecológica no Senegal, provocadas não só por fatores físicos e naturais, tais como as mudanças climáticas e a proliferação de pragas, mas também pela pressão antropogênica ocasionada pelas atividades econômicas, culturais e institucionais instaladas no entorno da reserva.

A importância na preservação de matas, sobretudo ciliares, e da vegetação nativa como um todo para os recursos hídricos de uma região também é evidenciada no meio

científico. Vanzela, Hernandez e Franco (2010), demonstram em seus resultados, a relevância das matas sobre a disponibilidade e qualidade dos mananciais quando obtêm alta correlação entre as áreas de mata preservada e degradada com a uma série de variáveis que compõem a vazão da bacia hidrográfica em estudo. Eles ainda argumentam que se a Área de Preservação Permanente (APP) inserida na bacia, fosse restaurada através de reflorestamento, haveria um aumento na vazão específica na desembocadura do rio principal.

Pesquisas experimentais anteriores também atestam isso. Silva *et al.* (2005) argumentam que a cobertura da terra reduz de forma mais eficiente as perdas de solo quando comparada, por exemplo, à redução nas perdas de água. Eles salientam ainda que isso decorre da ação da cobertura da terra em dissipar a energia cinética do impacto direto das gotas da chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação inicial das partículas de solo e, consequentemente, a concentração de sedimentos na enxurrada.

Esse tipo de mecanismo pode influenciar drasticamente na dinâmica hídrica de uma bacia hidrográfica, uma vez que tais sedimentos oriundos de solos mais expostos e menos protegidos são carregados junto ao escoamento superficial por gravidade até o leito dos rios que formam o sistema hidrográfico.

Chelotti e Rosolen (2014) fizeram um estudo sobre uso e ocupação da terra no triângulo mineiro, tendo cartogramas como produtos principais. Eles salientam na obra o uso inadequado e a degradação do solo em áreas tropicais acarretado por técnicas de manejo convencionais indevidas, pela baixa rentabilidade de muitos produtores rurais e pelas próprias condições climáticas e enfatizam a conservação do solo, uma vez que os solos tropicais são frágeis e susceptíveis a degradação.

2.3 Métodos e técnicas de mapeamento e classificação do uso e cobertura da terra

De acordo com Assis *et al.* (2014) os estudos de mapeamento do uso e ocupação da terra exercem também influência bastante marcante sobre os recursos hídricos, uma vez que, dentre outros problemas, apontam o aporte de sedimentos no leito dos mananciais, o que altera a qualidade e sobretudo a disponibilidade da água no solo. As autoras também ressaltam a importância do uso de imagens orbitais para a análise espaço temporal dos recursos naturais de uma determinada região.

Neste sentido, o uso do sensoriamento remoto para obtenção de informações no tocante ao uso e cobertura da terra em geral, é recorrente e de alta praticidade. Oliveira, Moraes e Rudorff (2014), por exemplo, recomendam o uso de imagens do satélite

MODIS/AQUA para aplicação do saldo de radiação em superfície para monitoramento de áreas agrícolas de cana no Estado de São Paulo.

Matos, Candeias e Junior (2013) informam que o *moderate-resolutionimaging spectroradiometer*(MODIS) é um sensor indicado quando se desenvolve estudos no contexto de mudanças globais e/ou mapeamento para grandes áreas. Eles argumentam que a resolução do sensor seria apropriada para o desenvolvimento de pesquisas relacionadas ao uso e ocupação da terra em bacias hidrográficas.

Andrade, Ribeiro e Lima (2015), por exemplo, classificaram e analisaram a dinâmica do uso da terra entre 2001 e 2012 utilizando a banda *type 1* do MODIS para a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, constatando mudanças relevantes, sobretudo no aumento das áreas de pastagens e tendência de diminuição das áreas de florestas mistas para a região. É um trabalho que corrobora o argumento de Matos, Candeias e Junior (2013) sobre a escala espacial e aplicabilidade do sensor MODIS.

Muitos fatores, tais como resolução espacial dos pixels, diferentes fontes de dados, sistema de classificação e disponibilidade de um software de classificação devem ser levados em consideração quando seleciona-se um método de classificação para uso. Os diferentes métodos de classificação têm seus próprios méritos, no entanto a questão de quais abordagens de classificação para um estudo específico não é fácil de responder, pois diferentes resultados de classificação podem ser obtidos a depender do tipo de método escolhido (LU e WENG, 2007).

Hao e Gen-Suo (2013) falam que determinadas áreas de pouca variação na classificação dos pixels aparecem mais frequentemente em zonas de transição na classificação do uso da terra e tendem a apresentar mudanças entre classes de cobertura da terra parecidas devido as flutuações climáticas entre as cenas capturadas. Já Machado *et al.* (2014), comentam que baixos índices de área foliar e capacidade de armazenagem de umidade no solo em pastagem degradadas tem o efeito de reduzir as taxas de transpiração.

Vasconcelos e Novo (2004), aplicaram uma técnica de classificação de uso e cobertura da terra a partir da segmentação de imagens TM landsat-5 usando fracionamento de sombra, solo e água em uma área de quase 20mil Km². Eles discutem que a utilização desta técnica para classificações de uso da terra é bem útil para grandes áreas, pois minimiza algumas etapas demoradas da classificação, tal como a edição visual pixel a pixel, tornando todo o procedimento para a criação do mapa de uso, mais simples e prático.

Aitkenhead e Aalders (2008), aplicaram um modelo de classificação de uso e cobertura da terra utilizando Landsat ThematicMap e um sistema de redes neurais chamado

Kohonen. Com este método, a classificação final de uso atingiu mais de 90% em algumas classes, variando para em torno de 70% em outras com um total de 11 classes. Esse tipo de modelo permitiu com que eles pudessem distinguir áreas urbanas em três classes e áreas industriais em 2 classes, além de separar área urbana de solo exposto com nível razoável de precisão.

Já Eggen et al. (2016), apresentaram técnicas de classificação de uso para a bacia hidrográfica de Abay, na Etiópia com fins de monitoramento das atividades agrícolas daquele país africano e informam que o nível de confiabilidade do modelo atingiu um nível razoável de 55%, embora nas áreas agrícolas, a precisão tenha atingido resultados mais favoráveis de 85%. Eles relatam também a dificuldade em classificar as áreas de savana na região devido à alta cobertura de nuvens e pluviosidade atrelado a confusão entre as classes de pastagem, floresta e solo exposto.

Em algumas situações, é necessário saber, sistematicamente, que tipo de classificação usar e qual a motivação para tal, bem como saber a eficácia de cada satélite o método de classificação de uso escolhido. Sekertekin, Marangoz e Actin (2017), por exemplo, testaram a precisão dos sensores dos satélites Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI, usando o método de classificação da máxima verossimilhança e em seus resultados, verificaram que há maior precisão nos dados do Sentinel-2 quando envolve toda a área de estudo em questão. Entretanto, em algumas áreas costeiras, eles também constataram maior eficácia do Landsat-8 e argumentaram que utilizando outros métodos de classificação podem gerar resultados distintos aos encontrados em seu trabalho.

Já Younos et al. (2015), avaliaram os resultados das classes de uso e cobertura da terra tendo como matriz, o uso do satélite LANDSAT 8 e do NDVI e compararam a diferença entre elas em seu estudo. Eles constataram aumento das áreas agrícolas devido ao aumento de suas práticas através do reconhecimento do local para suprir as demandas por alimentos e obtiveram aumento da vegetação natural, lavouras e dos corpos hídricos durante a estação chuvosa estando-as intimamente relacionadas a condições climáticas.

Serketekin, Marangoz e Actin (2017), já citados, obtiveram precisão de mais de 80% na classificação usando os satélites LANDSAT 8-OLI e SENTINEL-2 MSI. Já Sharma et al. (2018) usaram diferentes níveis de decomposições abordando ondeletas discretas transformadas ou DWT para decompor as imagens em diferentes componentes de frequência. A técnica de classificação supervisionada da mínima distância foi aplicada por eles a partir do satélite LANDSAT 8-OLI e chegaram a uma precisão dos mapas de 95% em uma das

decomposições, o que na prática, é uma acurácia maior do que as encontradas por Serketekin, Marangoz e Actin (2017) usando a classificação pixel a pixel.

Um dos métodos de classificação de imagens de satélite mais usado é o método de classificação supervisionada, que dispõe-se de treinamento de dados para sua execução. O treinamento de dados caracteriza-se por um processo que seleciona amostras de pixels da imagem e usa-os para estabelecer limites para delinear coberturas da terra específicas (PHIRI e MORGENROTH, 2017).

Alves, Martins e Scopel (2018), por exemplo, utilizaram o método da classificação supervisionada com áreas de treinamento selecionadas do mapa através da coleta de pixels que representam bem cada classe a ser gerada, para estudar o uso e cobertura da terra em uma bacia hidrográfica em Rio Verde, Goiás.

Phiri e Morgenroth (2017) falam também que esta escolha do conjunto de amostras representativas de pixels é muito importante, pois é a chave para a implementação da classificação supervisionada. Ikiel et al. (2012), implementaram a classificação supervisionada em suas imagens utilizando a técnica da máxima verossimilhança e para isso, coletaram 50 agrupamentos de amostras homogêneas para o estabelecimento de 6 classes. Com isso, em algumas classes, das 6 classes criadas, 3 obtiveram precisão de 100% enquanto as outras figuraram acima de 80%.

No entanto é importante frisar que o satélite usado por Ikiel et al. (2012), o SPOT-5 possui resolução espacial de 10 metros, resolução esta considerada alta. Este tipo de informação é vital, pois a resolução espacial do satélite pode indicar o nível de dificuldade da criação das imagens de uso e cobertura da terra a partir das classes criadas.

2.4 Ecologia da paisagem e métricas de paisagem (FRAGSTATS)

Segundo McGarigal (2015), há muitas interpretações diferentes do termo paisagem. A disparidade da definição torna difícil uma comunicação clara, e até mesmo mais difícil estabelecer políticas consistentes de gerenciamento da paisagem. No entanto ele frisa que a definição de paisagem invariavelmente inclui uma área de terra contendo um mosaico de fragmentos ou elementos da paisagem, sendo a ecologia da paisagem, uma subárea dela.

Essa variabilidade na conceituação de paisagem é notada por Wu (2013) que denota a interdisciplinaridade do termo em várias áreas do conhecimento, tais como, arquitetura, ecologia, geografia, arqueologia, geologia, história, etc. Ainda assim, ele conceitua paisagem como uma área geográfica em que variáveis de interesse são espacialmente heterogêneas,

podendo os limites de uma paisagem serem delineadas com base em unidade geográficas, ecológicas e administrativas que são relevantes para questões e objetivos de pesquisa.

Cavalcanti (2013) em sua busca epistemológica sobre sínteses naturalistas com forte viés geossistêmico, também permeia várias facetas do termo paisagem e unidades da paisagem à luz de algumas regiões do Estado de Pernambuco, de forma a elucidar a terminologia sem, no entanto, isolá-la de outros conceitos que constituem os geossistemas.

Segundo Pereira et al. (2001), a paisagem pode ser definida como uma área de terra heterogênea composta de um agrupamento de ecossistemas interativos que se repete de uma forma similar pela área e que a paisagem não é necessariamente definida pelo seu tamanho e sim por um mosaico integrado de manchas relevantes ao fenômeno em consideração. Também segundo os autores, assim como todos os sistemas vivos, a paisagem exibe estrutura, função e mudança, logo a ecologia da paisagem enfoca estas três características da paisagem.

Segundo Troll (1968) *apud* Wu e Hoobs (2007), a ecologia da paisagem pode ser descrita como o estudo das principais relações casuais complexas entre as comunidades orgânicas e seus ambientes em uma dada sessão da paisagem. Estas relações são expressas regionalmente em um padrão de distribuição definida como mosaico ou padrão de paisagem em uma regionalização natural em várias ordens de magnitude.

Endossando Pereira et al. (2001), Wu (2013) entende por ecologia da paisagem como a ciência do estudo e aperfeiçoamento de relações entre os padrões espaciais e processos ecológicos em uma paisagem em múltiplas escalas. A ecologia de paisagens estuda a estrutura, função e dinâmicas das paisagens de diferentes tipos, incluindo paisagens agrícolas, seminaturais, naturais e urbanas.

A ecologia da paisagem contemporânea é caracterizada pelo fluxo de ideias e perspectivas que atravessam um número de disciplinas nas ciências naturais e sociais. As duas principais escolas do pensamento em ecologia da paisagem galgam amplo reconhecimento, sendo elas a abordagem europeia que é mais humanística e holística e a abordagem norte americana que é mais biofísica e analítica (WU e HOOBS, 2007).

Para caracterizar as diferentes paisagens, a expectativa no uso das métricas que proporcionem valores quantitativos numéricos que representem em si uma grandeza absoluta, ou que sejam parâmetro de comparação para grandezas relativas e, portanto, a maior parte dos valores obtidos é mais adequado para um uso comparativo, ainda que possa ser interpretado de maneira absoluta (VOLOTÃO, 1998).

As métricas de paisagem são amplamente usadas ao redor do planeta e para os mais diversos fins. Uuemaa et al. (2009) conduziram um estado da arte sobre o assunto e

categorizaram por objetivo, os artigos relacionados ao uso das métricas ou índices de paisagem. Segundo os autores, tais ferramentas de análise são utilizadas para pesquisas relacionadas a biodiversidade e análise de habitats, estimativa da qualidade da água, avaliação de padrões e mudanças da paisagem (como estudo relacionados a dinâmica de uso e cobertura da terra), rede de vias e padrões de paisagens urbanas, estética de paisagem (como a percepção da paisagem como espaço vivido), manutenção e planejamento sustentável de paisagens e ainda alguns poucos artigos foram achados com viés sociais.

Maekawa e Nakagoshi (1997), por exemplo, usaram as métricas de paisagem para um estudo ecológico envolvendo a avaliação dos efeitos de duas espécies de plantas (*ChoseniארbustifoliaeRubiniאpseudo-acacia*) na diversidade dos ecossistemas ribeirinhos da bacia hidrográfica do rio Azusa, Japão. Eles constataram que o aumento da ocupação das duas espécies em estudo, contribuíram para a diversidade nas paisagens ribeirinhas, pois uma delas, a *R. pseudo-acacia*, invadiu diferentes comunidades, obrigando outras espécies a se misturarem a floresta composta pela *C. arbutifolia*. Isso mostra a diversidade de atribuições e pesquisas as quais as métricas de paisagens são capazes de lidar

Dentre as técnicas mais usuais associadas a ecologia da paisagem, encontram-se as métricas de paisagens, que são utilizadas para quantificar e caracterizar os processos e elementos da paisagem através de unidades ou fragmentos. Pereira et al. (2001), por exemplo, conduziram um brilhante estudo em um recorte da floresta amazônica utilizando métricas de paisagem por meio do software Fragstats™ e constataram que a área de floresta em 24 anos foi retraída em 95%, além do que a percentagem da distância do centro dos fragmentos de floresta até as bordas sofreram diminuição de 81 para 5% no mesmo período. Através de tais técnicas eles constataram, em 2001, que a fragmentação da paisagem tende a diminuir com a coalescência e gradual aumento das áreas de pasto, fazendo com que a área de estudo seja toda tomada por tal atividade.

Segundo Volotão (1998), o Fragstats permite que pesquisadores de recursos naturais quantifiquem a estrutura da paisagem e os padrões espaciais e por meio de técnicas analíticas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), calcula-se índices espaciais estatísticos capazes de descrever o nível de uniformidade ou fragmentação dos fragmentos da paisagem, análise esta que é muito importante para a biodiversidade.

Cabacinha, Castro e Gonçalves (2010) utilizaram métricas de paisagem associadas a ecologia da paisagem para avaliar o grau de mudança da fitofisionomia na região do Alto Araguaia em Goiás utilizando o *software* Fragstats™ 3.3 e mostraram como a fragmentação da área estudada foi intensa e está intimamente ligada ao processo de uso e ocupação da terra

e também verificaram que a formação de fragmentos isolados se relaciona a mudança da matriz de vegetação natural para uma matriz antrópica com formação de pastagens e lavouras.

Li et al. (2001), procuraram analisar estruturas da paisagem por meio de métricas de paisagem de bacias hidrográficas usando a bacia hidrográfica do rio Heihe como exemplo. Eles dividiram a área de estudo em 6 eco regiões diferentes seguindo critérios específicos atrelados a SIG e características ecológicas da região. Seus resultados indicam que as características das estruturas das paisagens nas áreas de montanha, oásis e deserto são bastante diferentes e que os padrões paisagísticos da bacia hidrográfica do rio Heihe são controlados principalmente pela distribuição dos recursos hídricos. Além disso, as métricas de paisagem utilizadas na pesquisa ajudaram a sugerir que atividades humanas, tais como áreas agrícolas e pastorais apresentam uma pequena influência na dinâmica paisagística da bacia.

Dias et al. (2019), ao usarem as métricas de paisagem, afirmam que a conversão de floresta em fragmentos pequenos e desconexos ocasionam diversas mudanças no meio ambiente ao longo de uma bacia hidrográfica e que a fragmentação de classes de uso e cobertura da terra possui papel fundamental na alteração hídrica das bacias hidrográficas. Eles descobriram que a partir da análise das métricas de paisagem relacionadas com o escoamento, foi possível identificar que algumas das métricas selecionadas (total de borda e índice de agregação) se associam melhor que outras com às mudanças no regime de vazão.

Singh, Pandey e Singh (2014), ao usarem métricas de paisagem sobre o distrito de Allahabad, na Índia, perceberam acentuadas variações na fragmentação da paisagem durante o período de 1990 a 2010, onde ficou evidente ao longo do tempo, a pressão imposta pelas atividades humanas na região sobre os ambientes naturais. A análise das métricas de paisagem mostraram que a configuração e composição espaço temporal da paisagem tem mudado muito o que direciona os aspectos da paisagem da região em estudo para uma forte degradação ambiental.

Martins et al. (2018) perceberam, através das métricas de paisagem, variações negativas na vegetação natural (cerrado e catinga arbórea) e variações positivas das áreas agricultadas e solo exposto ao longo de 20 anos na bacia hidrográfica do rio Catolé, no norte de Minas Gerais. Eles também constataram uma redução do número de fragmentos pequenos na área de estudo, sugerindo que essa redução ocorreu em detrimento do aumento das classes de solo exposto e área agricultadas, enquanto a vegetação nativa, desflorestada, culminava em fragmentos maiores e isolados.

Barros (2018) argumenta que uma grade de células aplicadas pelo Fragstats aos mapas de uso da terra permite ponderar a fração coberta por estas classes dentro da área de estudo, além de quantificar a fragmentação de cada classe neste espaço.

Barros (2018) utilizou métricas de paisagem aplicando o *software* Fragstat™ 3.3 para avaliar as mudanças da paisagem urbana da cidade de Cuiabá, em função da quantidade, complexidade e organização de fragmentos de vegetação arbórea. O estudo evidencia a complexidade da conjuntura de técnicas disponíveis pelo *software* para se avaliar a dinâmica da paisagem a partir de mapas de uso da terra, uma vez que na pesquisa foram usados doze tipos de técnicas elencadas no programa.

O mesmo autor também afirma que os índices de fragmentos se mostraram bastante eficientes nas quantificações da paisagem da cidade de Cuiabá, com sensibilidade suficiente para detectar a maior velocidade de urbanização ocorrida no período de 1980 a 1995 e que a redução para os fragmentos de vegetação arbórea neste período explicou a diminuição da complexidade do padrão de ocupação de cada classe na região da grande Cuiabá.

Para analisar a expansão urbana da cidade de Jaipur, na Índia, Dadhich, Goyal e Dadhich (2016), utilizaram métricas de paisagem calculadas pelo Fragstats específicas para a mensuração e diagnóstico de paisagens urbanas e periurbanas. Tais métricas foram: Número de Fragmentos (NP), Índice de maior Fragmento (LPI), Dimensão Fractal de Fragmentos Ponderado pela Área (AMFRAC) e Densidade de Borda (ED). Tais métricas serão melhor explicadas nos materiais e métodos.

No tocante a avaliação da confiabilidade e eficiência das métricas de paisagem, sobretudo aquelas inseridas no Fragstats, existe no meio científico uma certa preocupação, pois as métricas de paisagem são amplamente utilizadas para os mais diversos fins atrelados a análise da dinâmica e compartimentos da paisagem. Couto (2004) se apropriou desses questionamentos e conduziu uma análise de componentes principais em métricas de paisagem submetidas em 50 mapas de uso e cobertura da terra e identificou, das 33 métricas usadas, cinco fatores independentes que podem ser interpretados como “média da compactação da mancha”, “textura da imagem”, “área da paisagem”, “número de classes” e “medidas fractais perímetro-área”.

Couto (2004) argumenta ainda que as métricas muitas vezes medem múltiplos aspectos de um mesmo padrão. Muitas destas métricas estão de fato correlacionadas entre si porque existem poucas medidas primárias que podem ser extraídas das manchas e a maioria das métricas derivam destas medidas primárias. Algumas métricas são redundantes porque são formas alternativas de representar a mesma informação básica.

Herzog et al. (2001), testaram a utilidade das métricas de paisagem para a avaliação de paisagens em vias de degradação face a atividades humanas, tais como mineração e utilização agrícola intensiva, o que provou ser bastante eficaz para o monitoramento de mudanças drásticas da paisagem. Além disso, eles também atestaram que as métricas proporcionam informações adicionais que permitem estruturas da paisagem serem quantificadas.

2.5 Modelagem hidrológica e SWAT

É comum a utilização de modelos hidrológicos para a obtenção de análises acerca da resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica sobre uma variação específica, como uso da terra ou precipitação. Neto, Neto e Montenegro (2014), por exemplo, avaliaram o desempenho de três modelos hidrológicos para simular a vazão do rio Una, em função de três eventos extremos de precipitação no período de 5 anos.

Para a aplicação de modelos hidrológicos, é necessário entender afincos, as variáveis hidrológicas as quais os modelos utilizados interagem. O escoamento superficial, por exemplo, é uma das variáveis hidrológicas mais estudadas, uma vez que sua característica de fluxo em superfície provém recarga hídrica e sedimentológica a cursos d'água permanentes e intermitentes.

Já sobre águas subterrâneas, Del Rey e Cunha (2018), argumentam que o conhecimento das relações entre os fluxos de águas superficiais e subterrâneas é de grande importância na gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica e uma das maneiras de identificar a interação entre estes fluxos é por intermédio do estudo do escoamento de base das drenagens de uma unidade hidrográfica. Este parâmetro representa a contribuição direta da água subterrânea na manutenção do fluxo perene de um rio.

Magalhães et al. (2018), mostraram, por exemplo, que o escoamento ou fluxo de base modelado, juntamente com o escoamento superficial e a condutividade hidráulica, são variáveis bastante sensíveis ao as aplicarem no modelo SWAT (**Soil&WaterAssessment Tool**). Eles também realizaram cenários na sub-bacia hidrográfica modelada onde os impactos gerados pelo reflorestamento da cobertura vegetal na ordem de 21%, refletiram na percolação da água no solo (que aumentou) e da umidade do solo (que diminuiu graças ao consumo de água pelas plantas), e em um segundo cenário de expansão agrícola, a umidade do solo também diminuiu, no entanto, o escoamento superficial aumentou a maior exposição do solo as atividades agrícolas.

Isto mostra por si só, a integralização sistêmica, ao qual alguns modelos hidrológicos podem estar vinculados, de forma que seus sistemas trabalhem de forma holística com vários parâmetros que compõem a dinâmica hídrica, seja ela em superfície, sub-superfície ou subterrânea de uma bacia hidrográfica tornando o entendimento de suas variáveis, imprescindível.

O SWAT é um modelo conceitual ou operacional que opera em uma escala de tempo diária. O objetivo no desenvolvimento deste modelo foi prever impactos da manutenção da água, sedimentos, produção agrícola com químicos em grandes bacias hidrográficas. Tal modelo não requer calibração, usa entrada de dados prontamente disponíveis em grandes áreas, opera de forma eficiente em grandes áreas e é capaz de funcionar em tempo real, além de fazer simulações de longo período computando os efeitos de mudanças ao longo do período simulado (ARNOLD et al., 1998).

O SWAT subdivide a bacia hidrográfica em sub-bacias hidrográficas conectadas com a rede de rios, e cada sub-bacia hidrográfica é dividida em pequenas e independentes unidades chamadas Unidades de Resposta Hidrológica (URH) (Arnold et al., 1998). Cada URH representa uma única combinação de uso da terra, solo e declividade. As URHs são não espacialmente distribuídas, assumindo que não há interação e dependência (NEITSCH et al., 2005).

O balanço hídrico é a principal força motriz por trás de cada processo no modelo do SWAT como um resultado de seus efeitos no desenvolvimento de plantas e na mobilização de sedimentos, nutrientes, pesticidas e patógenos dentro da região da bacia hidrográfica (ARNOLD et al., 2011).

No que consta a questão classificativa, modelos hidrológicos determinísticos são classificados em dois tipos de abordagens: aglomerada e distribuída. Dentre essas duas abordagens, a segunda apresenta melhor eficiência a modelagem ambiental, por ser bastante complexa, utilizando várias variáveis. O SWAT é classificado como um modelo hidrológico determinístico (dinâmico) “semi” distribuído (semi especializado), pois possui uma resolução espacial menos complexa que, no entanto, simula todos os processos hidrológicos através das URHs espacialmente não explícitas (GOSLING et al., 2011).

Com essas assertivas, podemos indagar que o modelo perpassa por inúmeras variáveis das quais a Geografia possui bastante vínculo, atrelando assim tanto as transformações físicas do espaço, quando as componentes humanas de gerenciamento, modificação e uso do solo e do espaço.

Os modelos hidrológicos gerados pelo SWAT são capazes de recriar diversos cenários nas mais variadas escalas de tempo e de espaço, porém, quando a área estudada é trabalhada em microescala, os dados de entrada do modelo, como os mapas de solos e uso da terra, necessitam de um ótimo refinamento para a melhor representação da bacia hidrográfica em estudo (KUHN, 2014).

Tejeda-Morán, et al. (2014) estudou a resposta da vazão e do balanço hídrico em função das mudanças climáticas e do uso do solo em uma bacia hidrográfica nos pireneus através da geração e comparação de modelos de duas ferramentas digitais de análise ambiental, entre elas o SWAT. O estudo deles aponta que sob condições de mudanças climáticas, a vazão da bacia hidrográfica em estudo sofreria reduções e desvios de fluxo, que os dois modelos comparados possuem seu próprio nível de eficiência, mas que cada modelo nos mostraria fortes diferenças nas mudanças previstas, sendo que o SWAT responderia melhor a relações entre o balanço hídrico e as mudanças climáticas, e que seu estudo demonstra que a escolha de um modelo hidrológico significa uma fonte adicional para projeções para disponibilidades hídricas futuras.

Ficklin e Zhang (2013) também discorrem sobre o funcionamento do SWAT. Eles indagam que no SWAT, a bacia hidrográfica de interesse é dividida em sub-bacias hidrográficas, que são então divididas em HRUs (sigla em inglês para as Unidades de Resposta Hidrológica) e que as HRUs preservam a heterogeneidade das propriedades físicas importantes da bacia hidrográfica e são delineadas por sobreposições topográficas, dados de solo, mapas de uso da terra e um sistema de formação geográfica (GIS).

Ficklin e Zhang (2013) compararam dois modelos de escoamento de precipitação chamados curve number e Green-Ampt através do SWAT na bacia hidrográfica agrícola do rio San Joaquin na Califórnia. O trabalho deles sugere que, tanto para a escala diária, quanto para a mensal, o modelo Green-Ampt prediz com melhor acurácia grandes eventos de tempestade, enquanto que o modelo curve number tem melhor precisão na predição em eventos normais de vazão. Eles concluem que, então que o modelo Green-Ampt é melhor recomendado para fazer simulações no que diz respeito a eventos extremos, e o modelo curve number é melhor recomendado em períodos com boa distribuição de chuvas.

Muitas pesquisas, com fins de se prever o comportamento dos vários componentes ambientais existentes, são executadas utilizando, por muitas vezes, dados ambientais estimados. Uma das variáveis ambientais estimadas com grande amplitude é a precipitação. Há vários softwares, radares e ferramentas desenvolvidos para esta finalidade.

Bitew e Gebremichael (2011) procuraram avaliar os produtos gerados por dados de quatro satélites de estimativa de precipitação, um deles o TRMM, para simular a vazão dentro do SWAT em uma bacia hidrográfica na Etiópia. Eles concluíram que os quatro satélites apresentam produtos com tendência e erro negativo, porém o TRMM e outro satélite apresentaram erros bem menores que as outras duas estimativas, inclusive o algoritmo 3B42RT de 3 em 3h apresentou menor erro que o 3B42 diário.

Posteriormente, Bitew et al. (2012) obtiveram resultados semelhantes ao trabalhar com uma sub-bacia hidrográfica localizada na mesma área de estudo do trabalho anterior. As simulações de vazão feitas com o algoritmo 3B42RT do TRMM geradas no SWAT apresentaram ótima performance se comparado com os outros dados estimados, mostrando que a junção do TRMM, como substituto de dados coletados em estação, com o SWAT pode significar uma ótima ferramenta para predição de sistemas ambientais hídricos.

Gosling et al. (2011) desenvolveram uma brilhante pesquisa que consistiu em comparar dois modelos hidrológicos globais e de captação em seis áreas distintas do globo, uma delas no Brasil, onde cada área já havia sido trabalhada em separado por pesquisadores diferentes. O trabalho é uma oportunidade de conhecermos como um modelo global é construído através de modelos regionais. Apesar de não ser o foco da pesquisa e sim uma ferramenta para atingir o cerne principal do trabalho, o SWAT demonstra sua versatilidade como utensílio eficiente para o modelamento e predição de sistemas hidrológicos como bacias hidrográficas.

Ruhoff et al. (2013) também compararam a eficiência de mensuração da evapotranspiração (ET), outra componente do ciclo hidrológico, entre modelos hidrológicos e o sensoriamento remoto. Para eles, os modelos hidrológicos são capazes de estimar a precisão das taxas de ET sobre grandes áreas apesar da baixa resolução espacial, refletindo-se em uma simulação realística dos processos hidrológicos com a ET estando restrita ao balanço hídrico.

Por outro lado, eles partem do pressuposto que, se as estimativas de ET baseadas em modelos de sensoriamento remoto sobre grandes bacias hidrográficas são próximas de modelos hidrológicos, conclui-se que modelos de sensoriamento remoto podem não apenas representar variabilidade espacial, como também valores razoáveis de ET em escala de pixels.

No entanto, Ferreira e Uegoda (2017) discorrem acerca da capacidade de simulação do modelo SWAT em um cenário calibrado e não calibrado e com os dados do próprio SWAT, oriundos dos EUA e destacam que o SWAT é capaz de simular de forma satisfatória tanto a vazão quanto o balanço hídrico da bacia. No entanto eles reforçam uma deficiência do modelo, justificada pelo uso do banco de dados de solos de regiões temperadas do próprio SWAT, em simular a

evapotranspiração e, por conseguinte, o fluxo de base e o escoamento superficial, onde no cenário calibrado, os erros são sensivelmente minimizados, endossando a importância da calibração do modelo.

O SWAT é capaz de prover vários cenários entre os diferentes dados de entrada para o modelo. Com este tipo de cruzamento de dados, prognósticos a respeito da vazão de bacias hidrográficas podem ser efetuados com mais de uma variável e proporcionar resultados inesperados. Li et al. (2004) descobriram que o aumento da cobertura vegetal aumenta a evapotranspiração resultando na diminuição do escoamento anual do Rio Amarelo na China, assim como o escoamento do mesmo rio pode aumentar quando em um cenário em que a cobertura da terra é correspondida por baixa cobertura vegetal ou solo exposto.

Barkey, Mappiase e Nursaputra (2017), mostraram através do SWAT, que os recursos hídricos em 7 bacias hidrográficas da Indonésia obtiveram decréscimo em volume ao longo do tempo face a mudanças climáticas e do uso da terra e revelaram em um prognóstico que o volume total em 30 anos pode diminuir mais ainda caso a paisagem e o clima continue mudando e a população aumente.

Eles também salientam que, uma vez que as mudanças climáticas podem mudar a disponibilidade hídrica que afetará futuramente todos os aspectos da vida humana, sua diversidade e disponibilidade deveria ser considerada sob a ótica do planejamento regional (BARKEY, MAPPIASE E NURSAPUTRA, 2017).

Os resultados de Ayivi e Jha (2018), aplicando o modelo do SWAT indicam que o modelo foi capaz de replicar os valores de vazão mensal com razoável precisão. Seus resultados também mostraram que o escoamento superficial e produção hídrica, onde ambos são componentes do balanço hídrico, no exultório da bacia hidrográfica em estudo aumentou significativamente face a a conversão de áreas de floresta e de campos em áreas urbanas, reforçando a inerente relação entre a dinamicidade do uso e cobertura da terra, sobretudo o aumento de áreas edificadas, com alterações nos processos hidrológicos de bacias hidrográficas.

Githui et al. (2009), enfatizam o SWAT como uma ferramenta útil para o planejamento e gestão da agricultura, geração de energia hidrelétrica, suprimentos hídricos e até aporte de sedimentos e nutrientes em áreas degradadas ou poluídas (LI-CHI et al., 2012). Entretanto, reforçam a necessidade de mais pesquisas que envolvam a avaliação da magnitude das mudanças no uso da terra em diversos cenários, para determinar, entre as mudanças climáticas e o uso da terra, qual gera maiores impactos entre os recursos hídricos e como essas variáveis podem afetar umas às outras.

O SWAT foi aplicado na bacia hidrográfica de Great River, Jamaica, por Grey et al. (2014), com o objetivo de avaliar o gerenciamento de bacias hidrográficas em ambientes costeiros. Os resultados de vazão mostraram boa correlação com valor de 0.67 e bom valor de eficiência de Nash-Sutcliffe em torno de 0.61 entre a vazão simulada e estimada pelo modelo, bem como no período de validação. As mudanças no uso da terra retornaram aumento da vazão na ordem de 3% no período seco e 2% no período chuvoso.

3 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE

Segundo a Agência Pernambucana de Águas e Climas (APAC) A Unidade de Planejamento Hídrico UP2, que corresponde à bacia hidrográfica do rio Capibaribe (Figura 1), está localizada na porção norte-oriental do Estado de Pernambuco, entre 07° 41' 20" e 08° 19'30" de latitude sul, e 34° 51' 00" e 36° 41' 58" de longitude oeste. O rio Capibaribe nasce na divisa dos municípios de Jataúba e Poção, percolando por vários centros urbanos e servindo de corpo receptor de resíduos industriais e domésticos. Apresenta direção inicial sudeste-nordeste, até as proximidades de Santa Cruz do Capibaribe, quando seu curso toma a direção oeste-leste, percorrendo uma extensão total de cerca de 280 km até sua foz, na cidade do Recife. Apresenta regime fluvial intermitente nos seus alto e médio cursos, tornando-se perene somente a partir do município de Limoeiro, no seu baixo curso.

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe



Fonte dos dados: EMBRAPA

Em relação a gestão dos recursos hídricos da bacia, o Estado de Pernambuco, em cumprimento aos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos, da Política Estadual de Recursos Hídricos e da Política Federal de Saneamento Básico tem implementado planos e projetos visando a recuperação e revitalização da bacia hidrográfica do rio Capibaribe, tais como a

Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe e o Plano Urbanístico de Recuperação Ambiental do Rio Capibaribe (SILVA e SILVA, 2014).

Segundo Braga *et al.* (2015), os principais reservatórios em operação na bacia hidrográfica do rio Capibaribe são os reservatórios de Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá, Poço Fundo, Cursai, Engenheiro Cercino Pontes e Várzea do Una. A maioria desses reservatórios tem sua operação destinada ao abastecimento, porém suas construções destinam-se também a outros usos tais como piscicultura, irrigação e controle de enchentes. O reservatório de Goitá, por exemplo, possui como única atribuição, o controle de enchentes.

A maior parte da área da bacia hidrográfica do rio Capibaribe se constitui de rochas cristalinas, com unidades sedimentares restritas ao seu baixo curso. Limita-se em subsuperfície com a bacia hidrográfica sedimentar Pernambuco-Paraíba em Recife, onde ela seestreita. Como unidade basal, tem a Formação Beberibe. Próximo da região metropolitana do Recife aflora a Formação Barreiras, Terciária, que se representa por coberturas sedimentares dispersas, as quais cobrem o embasamento cristalino e a bacia hidrográfica sedimentar (HOLANDA, 2012).

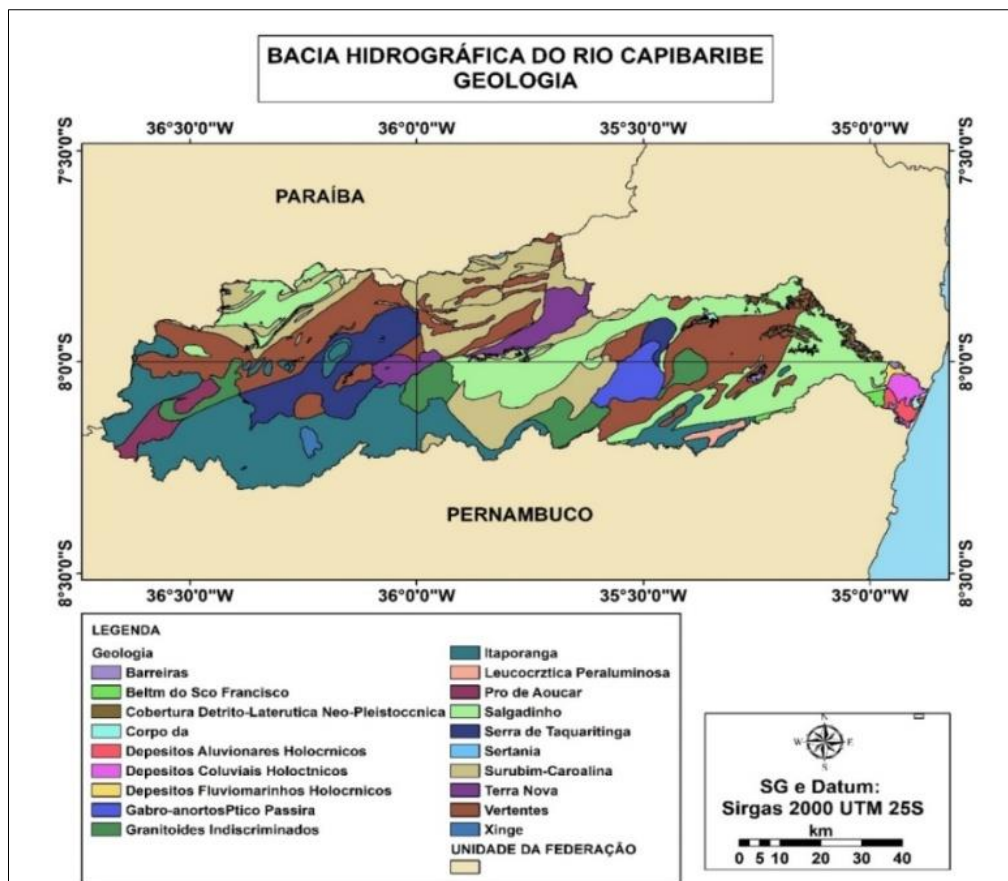
O embasamento cristalino é constituído por rochas metamórficas de idade pré-cambriana, pertencentes a conjuntos estruturais denominados: Complexo Gnaissico-Migmatítico; o Complexo Vertentes/Metaplântônica; Complexo Surubim e o Complexo Belém de São Francisco. Há também a ocorrência de rochas graníticas que constituem as suítes magmáticas que formam uma faixa na borda sul da bacia e, especialmente na zona semiárida, apresenta uma vocação natural para a produção de rochas ornamentais e na produção de britas e blocos (PERNAMBUCO, 2010)

Ainda segundo Pernambuco (2010), Esse embasamento cristalino pré-cambriano limita-se em subsuperfície com a bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba no município do Recife, onde a mesma apresentasse bastante estreita. A unidade basal dessa bacia sedimentar é a formação Beberibe, formada no período Cretáceo, representada por um depósito fluvial de alta energia, com arenitos quartzosos, grossos a conglomeráticos, intercalados a depósitos mais finos, de planície aluvial, cuja espessura é superior a 300m nos trechos mais profundos da bacia sedimentar. Já no baixo Capibaribe, predomina-se o grupo da formação barreiras, de idade terciária, constituindo-se um pacote de sedimentos de origem fluvial. Toda essa base geológica pode ser observada na Figura 2.

A Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe é constituída de variada quantidade de tipos pedológicos, desde solos bem desenvolvidos com altas concentrações de argila e bem ou pouco estruturados, estes localizados em sua maioria a baixo curso da bacia, até solos

aluvionais, de formação alagadiça, além de solos pouco desenvolvidos com até dois horizontes e pouca concentração de nutrientes (distróficos)

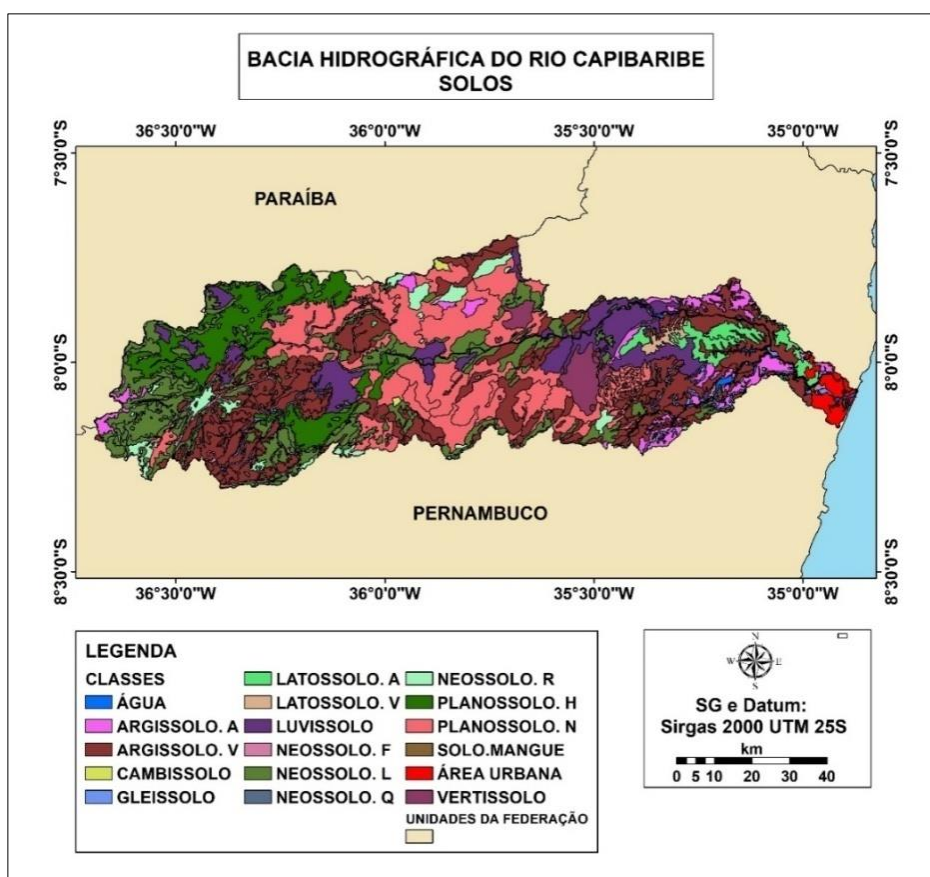
Figura 2: Geologia da BHRC



Fonte: Caio Diaz (2021).

Segundo Pernambuco (2010), os argissolos predominam ao longo da bacia, com significativa presença em tabuleiros costeiros, mas são os planossolos os mais abundantes com mais de 31% de cobertura, distribuídos no médio e alto curso da bacia, já os agissolos respondem por 27%. Há ainda a ocorrência de gleissolos, latossolos, luvisolos, cambissolos, espodossolos e vertissolos. Os 4 solos de 2ª ordem também ocorrem na bacia, com destaque para os neossoloslitólicos que cobrem cerca de 17% do território. Terminam de figuras os neossolos presente, o neossoloquartzarênico, neossologolítico e neossoloflúvico ou de aluvião. A Figura 3 apresenta a espacialização desses solos sobre a bacia hidrográfica do Capibaribe

Figura 3: Pedologia da BHRC.



Fonte dos dados: ZAPE Geodados.

Segundo a Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (SRHPE), através do Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe (BHRC) de 2010, a bacia hidrográfica do rio Capibaribe apresenta variação no espaço da pluviometria total anual média de 600 a mais de 2100mm, em que os totais anuais mais altos se encontram nas áreas mais próximas do oceano e diminuem a medida que se avança para o interior do continente, a exceção das áreas brejeiras, as quais sofrem influência da dinâmica orográfica.

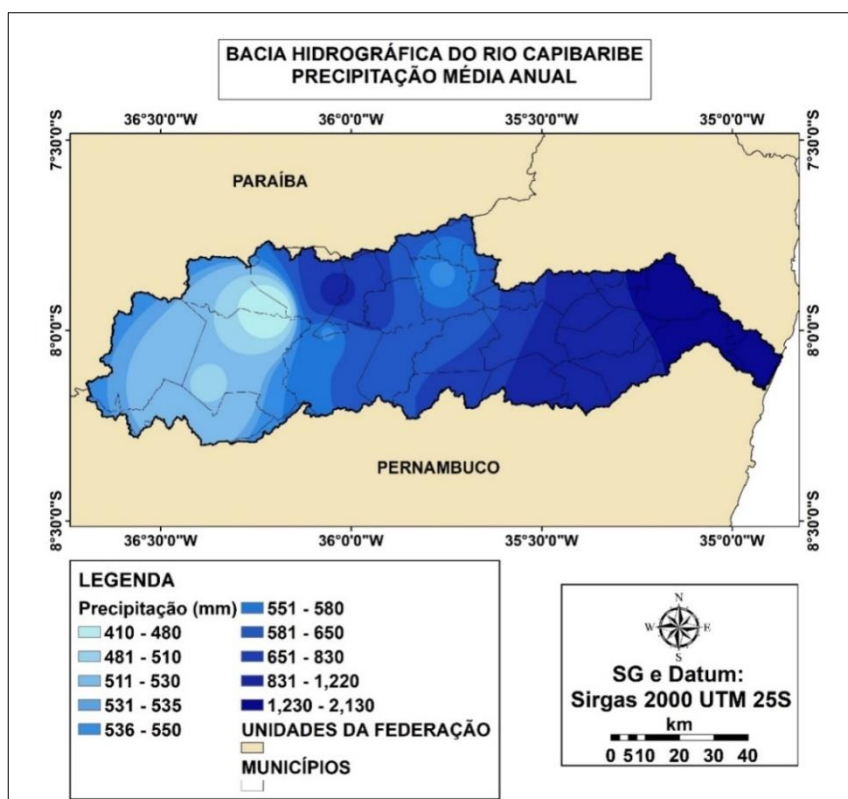
Essas áreas de brejo apresentam uma particularidade regional, uma vez que se tratam de áreas úmidas em função da orografia, circundadas total ou parcialmente por depressões e regiões de médias altitudes de clima mais seco, representadas no Agreste pernambucano como regiões semiáridas e subúmidas onde predomina a caatinga. Andrade-Lima (1982) define esses brejos como encaves da Mata Atlântica, formando ilhas de floresta úmida em plena região semiárida cercadas por vegetação de caatinga, tendo uma condição climática bastante atípica com relação à umidade, temperatura e vegetação e com pouco conhecimento sobre sua vegetação e ecologia.

O clima na bacia hidrográfica varia entre As' (Clima tropical úmido com chuvas de outono/inverno) e BShs (Clima tropical semiárido quente com chuvas de inverno), segundo classificação de Köppen-Geiger. O clima As' estende-se a partir da foz, em Recife até as proximidades do município de Limoeiro ao norte e Pombos ao sul. Esse clima é também representado no alto curso nas áreas de brejo de Taquaritinga do Norte, Brejo da Madre de Deus, Belo Jardim e o extremo ocidental do município de Jataúba, porém como As, sem extensão do período chuvoso no verão.

Já o clima BShs é conferido em todo restante da bacia, tanto em médio, como em alto curso e em médias e baixas altitudes dessas porções, desde Glória do Goitá e Passira a leste até as áreas rebaixadas de Jataúba e Santa Cruz do Capibaribe. A Figura 4 mostra a precipitação média especializada dos últimos 25 anos na BHRC.

Ainda segundo a SRHPE, a cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Capibaribe é composta por fragmentos de Caatinga Arbustiva-arbórea na área de semiárido, brejos de altitude na região do Agreste, fragmentos de florestas estacionais, ainda no Agreste pernambucano, e fragmentos pouco preservados de Mata Atlântica na região da Mata pernambucana.

Figura 4: Precipitação média anual da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe



. Fonte: Caio Diaz (2021).

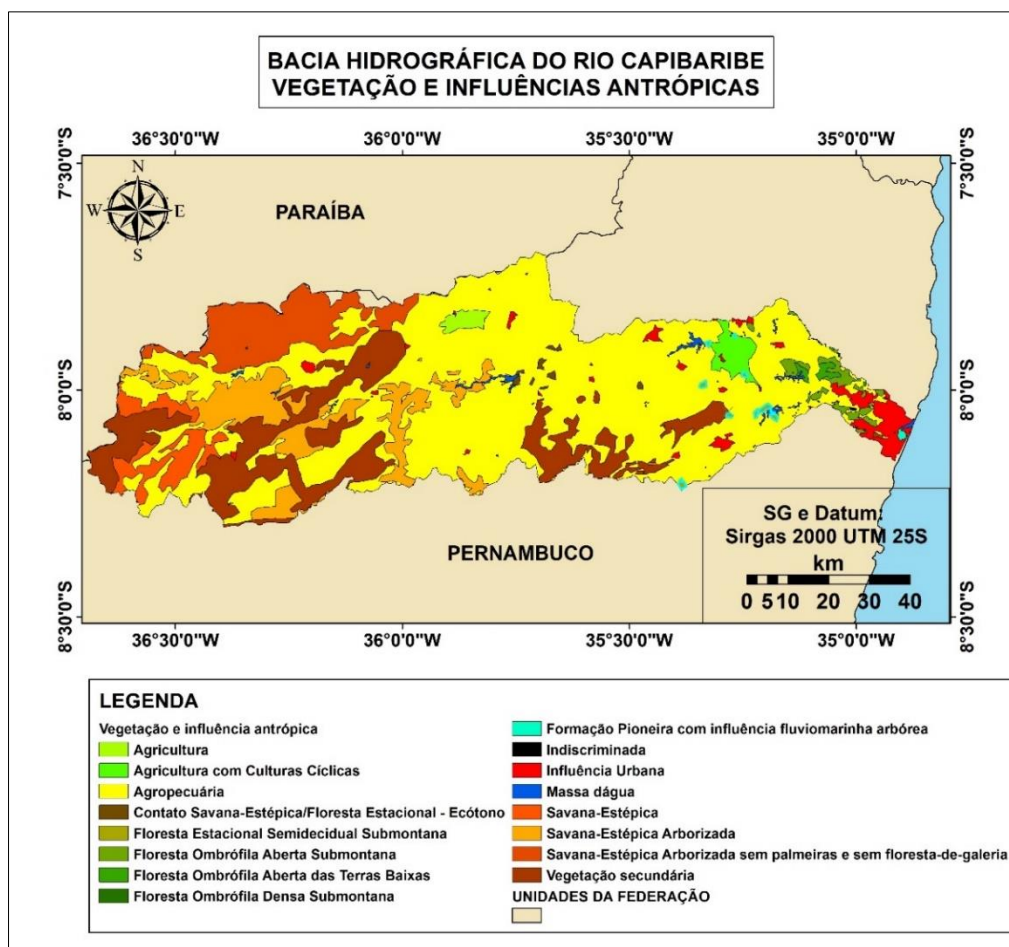
Já segundo o Manual Técnico da Vegetação Brasileira do IBGE, a cobertura vegetal da BHRC pode ser bem mais detalhada. Segundo algumas classificações citadas no manual, as áreas de caatinga da bacia são classificadas como savana estépica, enquanto que as regiões cobertas com mata atlântica de matas de brejo de altitude como floresta estacional e ombrófila. Além disso, o sistema fisionômico ecológico proposto no texto sugere a ocorrência de florestas secundárias ao longo do médio e alto curso, além de um fragmento isolado pioneiro de floresta fluviomarina arbórea, representado pelo Parque dos Manguezais, no Recife.

De acordo com o manual, o termo savana-estépica é utilizado na classificação fisionômica para designar tipologias vegetais campestres, em geral, com estrato lenhoso decidual e espinhoso, distribuídas em diferentes quadrantes do Território Nacional: o *core* no Sertão Árido Nordestino (Caatinga) e disjunções no Estado de Roraima, na Região Charquenha Sul Mato-grossense e no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul. As áreas de savana-estépica da BHRC se encaixam no primeiro quadrante. O termo Floresta estacional semidecidual é empregado para designar florestas que acompanham climas estacionais marcados por duas estações, uma seca e uma chuvosa, bem definidas em zonas tropicais, no caso da BHRC, entre o médio e o baixo curso. Já as florestas ombrófilas designam-se a florestas úmidas que ocorrem de forma fragmentada no baixo curso do rio Capibaribe. Essas classificações fisionômicas podem ser melhor visualizadas na Figura 5.

ABHRC é constituída por uma série de barragens e açudes em operação. A natureza desses reservatórios varia conforme a necessidade de sua execução. Enquanto alguns reservatórios destinam-se a contenção de enchentes, outras são utilizadas para o abastecimento humano e agropecuários. Pernambuco (2010) disserta que o sistema de reservatórios da bacia hidrográfica do rio Capibaribe apresenta uma capacidade de armazenamento da ordem de 800 milhões de m³.

Dentre os principais reservatórios presentes na bacia, citam-se Jucazinho, Carpina, Tapacurá, Goitá e Poço Fundo, todos com mais de 20 milhões de m³. Segundo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) em sua resolução Nº 143, esses reservatórios citados são classificados quanto a seu volume para acumulação de água como de porte médio a grande porte, sendo os reservatórios de Carpina e Jucazinho, os reservatórios classificados como muito grandes.

Figura 5: Classificação da fisionomia ecológica da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Segundo Braga *et al.* (2015), a bacia hidrográfica do Capibaribe possui regiões onde observa-se a coexistência entre territórios dinâmicos, competitivos e de elevados rendimentos relativos médios com territórios que apresentam precárias condições de vida e evidenciam traços de estagnação. Ainda segundo os autores, destacam-se como principais atividades econômicas na região a pecuária bovina de corte e o comércio no Agreste Central; a indústria têxtil, fruticultura e caprinocultura no Agreste Setentrional, a agroindústria e produção de açúcar na Mata Norte, a indústria sucroalcooleira e o turismo na Mata Sul e o suporte a ciência e tecnologia, turismo e serviços na área de RMR do Capibaribe, composta pelos municípios de Recife, Moreno, Camaragibe e São Lourenço da Mata.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Dados

Para a condução da pesquisa, foi necessária a aquisição de uma grande quantidade de dados das mais diversas naturezas. O modelo do SWAT requer diversos dados de entrada, tais como: dados climáticos, imagens de solo e uso e cobertura da terra e modelo de elevação. Também foram utilizados dados hidrológicos de reservatório para o refinamento do modelo. O detalhamento desses reservatórios será feito no tópico 3.3.2.

Para a criação das três imagens de uso e cobertura da terra inseridas na análise, foram utilizadas imagens do satélite LANDSAT 8 OLI level 1 que já se dispõem com valores de reflectância espectral e imagens do satélite LANDSAT 5 TM level 1 com o mesmo tipo de valores que o satélite anterior, oriundas da plataforma *EarthExplorer* disponibilizada pela Agência de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (USGS) em <earthexplorer.usgs.gov>.

4.1.1 Imagens de satélite

Ao todo, foram utilizadas 54 cenas com o LANDSAT 8 entre os anos de 2014 e 2018 e 74 cenas com o LANDSAT 5 entre os anos de 1984 e 2000, totalizando 128 cenas. Todas as imagens do produto level 1 já vem pré-processadas pela USGS. A primeira justificativa para esta quantidade de cenas trabalhadas é a posição geográfica da bacia. Ela é dividida de maneira desigual por 4 quadrantes (Orbita-pontos) e só é possível criar mapas de uso usando estes satélites através dela tendo em mãos 4 posições de cenas que as abrangem.

A segunda justificativa é a alta cobertura de nuvens que atingem a região da bacia, sobretudo em sua porção leste, mais próxima à costa. Por isso, a pesquisa demandou a aplicação de um algoritmo (que consta nas imagens) capaz de retirar os valores de refletância das nuvens. No entanto, isto gera vazios na imagem e a solução para isso foi criar um mosaico de todas as cenas adquiridas. Quanto maior for a aquisição de imagens, menor será a quantidade de pixels sem dados no produto final. O algoritmo adotado e os procedimentos para criação do mosaico serão melhor explanados no próximo tópico.

4.1.2 Modelo digital de elevação (MDE)

O modelo de elevação foi adquirido através da plataforma TOPODATA em <dsr.inpe.br/topodata>, ministrada pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) e foram precisos 2 arquivos *raster* de elevação para a criação do modelo de elevação da bacia.

4.1.3 Dados climáticos

Os dados climáticos em escala municipal foram adquiridos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Agência Nacional de Águas (ANA) e Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), com resolução temporal diária e intervalo temporal de 35 anos. Constam como dados de entrada no modelo, precipitação, temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento. Apenas o INMET tem disponível dados municipais das quatro últimas variáveis e as únicas estações do INMET inseridas na bacia hidrográfica do Capibaribe são de Recife e Surubim. Esse conjunto de dados climáticos ficam armazenados. Já os dados de precipitação foram coletados de todos os municípios cuja sede estão inseridas na bacia. Todos as variáveis foram organizadas de forma que o SWAT possa fazer suas leituras.

4.1.4 Dados de solos

O mapa de solos foi feito com a base de dados vetoriais do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE), disponibilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA) em <www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/4697/zoneamento-agroecologico-do-estado-de-pernambuco-zape>. Nesta etapa de coleta, foi necessário atualizar a classificação de solos dos dados vetoriais, nos quais havia defasagem das nomenclaturas. A atualização foi feita através do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), com a mudança restringindo-se apenas até o segundo nível de classificação. Com isso, trabalhou-se com 14 tipos pedológicos, listados na tabela 1. Assim como o mapa de uso, foi necessário transformar os dados vetoriais em *raster* para a leitura no programa.

Tabela 1 - Classificação e abreviatura dos solos presentes na bacia hidrográfica do Capibaribe.

CLASSE PEDOLÓGICA	ABREVIATURA
Argissolo amarelo	PA
Argissolo vermelho	PV
Cambissolo	C
Gleissolos	G
Latossolo amarelo	LA
Latossolo vermelho	LV
Luvissolo	T
Neossoloflúvico	RY
Neossololítico	RL
Neossoloquartzarênico	RQ
Planossolohálico	SX
Planossolonátrico	SN
Vertissolo	V

Fonte: EMBRAPA.

4.1.5 Dados de vazão

Para a calibração e consequente validação do modelo hidrológico, a vazão foi a variável escolhida por ser a de melhor acessibilidade e mais fácil manipulação e, portanto, foram selecionadas 7 estações fluviométricas tratadas como pontos de vazão distribuídas pela bacia hidrográfica do rio Capibaribe (Figura 6) com intervalo temporal de dados mensais, oriundos da Agência Nacional de Águas (ANA) variando entre janeiro de 1981 e dezembro de 2016, sendo os primeiros 5 anos atribuídos como anos de aquecimento, responsáveis pelo ajuste inicial acomodação do modelo. O local e identificação de cada estação é mostrada na tabela 2.

Figura 6: Estações fluviométricas usadas para a calibração do modelo.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Tabela 2 - Localização e identificação das estações fluviométricas.

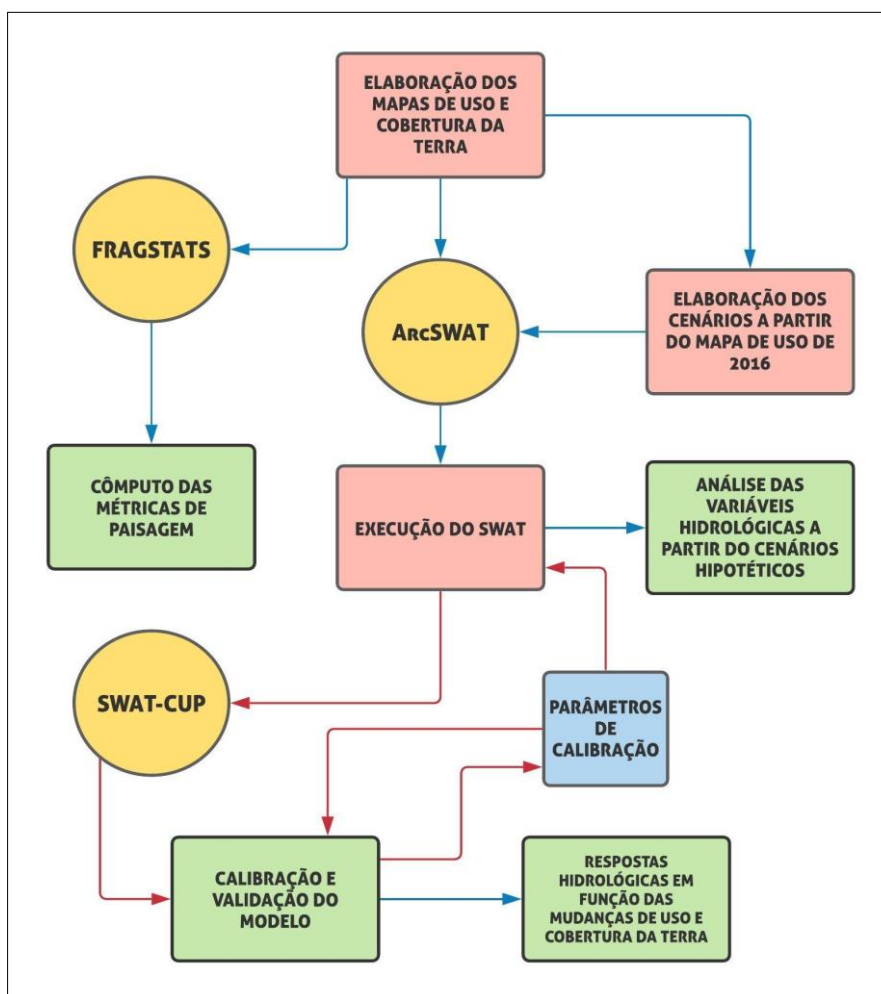
CÓDIGO	NOME	LATITUDE	LONGITUDE	ELEVAÇÃO
39145000	Limoeiro	-7.88	-35.45	140m
39170000	Vitória	-8.11	-35.28	163m
39187800	São Lourenço da Mata	-8.00	-35.04	35m
39130000	Toritama	-8.01	-36.06	353m
39155000	EngenhoSítio	-7.97	-35.16	94m
39100000	Santa.Cruz do Capibaribe	-7.96	-36.20	434m
39150000	Paudalho	-7.89	-35.17	99m

Fonte: Caio Diaz (2021)

4.2 Procedimientos metodológicos

Neste subitem, serão abordados os procedimentos metodológicos para a execução dos objetivos propostos neste trabalho. Serão tratados aqui a elaboração de mapas de uso e cobertura da terra, a criação do projeto de modelagem hidrológica para análise da BHRC, bem como suas respectivas calibrações e validações, os cálculos e softwares utilizados para a execução da ecologia de paisagem na bacia hidrográfica e as técnicas utilizadas para criação dos cenários hipotéticos de uso e cobertura da terra. Um fluxograma geral é exibido a seguir na figura 7. No esquema, círculos amarelos indicam os softwares utilizados, retângulos vermelhos indicam procedimentos parciais, retângulos verdes indicam os produtos ou procedimentos finais e o quadrado azul indica dados a serem reutilizados. Sobre as setas, enquanto as azuis indicam movimento único, as vermelhas indicam movimentos repetitivos, onde o procedimento foi realizado mais de uma vez.

Figura 7: Esquema dos procedimentos metodológicos e produtos alcançados na pesquisa.



Fonte: Caio Diaz (2021).

4.2.1 Elaboração de imagens de uso e cobertura da terra

Como foi dito anteriormente, foram necessárias 128 cenas de imagens de satélite (Tabela 3) para criação das três imagens de uso e cobertura da terra. Aqui serão destrinchadas as técnicas utilizadas para a confecção das imagens usando estas cenas. Primeiramente, inicia-se os procedimentos de pré-processamento no qual todas as cenas apresentavam ocorrência, em porcentagem variada, de nuvens em sua maioria estratiformes, granulares. Portanto optou-se pelos produtos de cena level-1 da USGS, pois além das imagens de satélite apresentarem valores de reflectância espectral em sua composição, elas também possuem uma banda de qualidade que consiste na tradução, em códigos binários, dos aspectos gerais da paisagem (como água, terreno, nuvens e sombra de nuvens) que estão contidos em cada cena.

Teve-se até certo nível, cuidado para selecionar cenas com datas próximas umas das outras para que o período de resposta da caatinga na BHRC fosse o mais uniforme possível. No entanto, dois fatores impediram a execução desse critério com perfeição. O primeiro diz respeito ao fato de que a área de estudo requer quatro cenas para sua total cobertura. As cenas que apresentam mesma longitude na BHRC são disponibilizadas na USGS com a mesma data, mas o mesmo não ocorre com cenas de longitude diferente, discernindo datas diferentes em cenas que compõem o Leste e Oeste da BHRC.

O segundo fator foi o critério de cobertura de nuvens elegido para a aquisição das cenas. Quanto maior for o nível de exigência desse critério, menor é a quantidade de cenas disponíveis, limitando a escolha das cenas pela data. O critério adotado para esta pesquisa foi de até 20% de cobertura, critério necessário para minimizar possíveis erros impostos nas etapas seguintes.

Segundo a USGS (2017), na banda de avaliação de qualidade, cada pixel contém um valor decimal que representa uma combinação de bits comprimidos da superfície, atmosfera e condições do sensor que podem afetar a utilidade geral de um dado pixel. Através dessa banda, foi possível por meio de uma condicional, retirar os valores de reflectância espectral de nuvens de cada banda das imagens. Alguns trabalhos aplicaram e verificaram a precisão da banda de qualidade na detecção de nuvens e sombras de nuvens (ZHU e WOODCOCK, 2012; CANDRA, PHIN e SCARTH, 2016; CHELOTTI, 2017; XU et al., 2019).

Tabela 3: Código e data das cenas adquiridas na plataforma Earth Explorer.

1986		1996		2016	
CÓDIGO	DATA	CÓDIGO	DATA	CÓDIGO	DATA
214065	10/6/1984	214065	3/8/1992	214065	9/3/2014
214065	28/07/1984	214065	11/7/1995	214065	25/03/2014
214065	30/09/1984	214065	20/02/1996	214065	26/04/2014
214065	28/05/1985	214065	10/5/1996	214065	15/07/2014
214065	16/06/1986	214065	4/12/1996	214065	16/08/2014
214065	18/07/1986	214065	21/09/1998	214065	15/05/2015
214065	20/09/1986	214065	23/10/1998	214065	7/11/2015
214066	10/6/1984	214065	10/12/1998	214065	23/11/2015
214066	28/07/1984	214065	9/8/2000	214065	9/12/2015
214066	30/09/1984	214065	26/09/2000	214065	11/12/2016
214066	28/05/1985	214066	9/2/1992	214065	12/11/2017
214066	16/06/1986	214066	3/8/1992	214065	5/4/2018
214066	18/07/1986	214066	22/04/1995	214065	23/05/2018
214066	20/09/1986	214066	4/2/1996	214065	26/07/2018
215066	24/11/1984	214066	20/02/1996	214066	9/3/2014
215066	26/12/1984	214066	10/5/1996	214066	25/03/2014
215066	26/10/1985	214066	4/12/1996	214066	26/04/2014
215066	27/11/1985	214066	7/10/1998	214066	15/07/2014
215066	25/07/1986	214066	23/10/1998	214066	16/08/2014
215066	27/09/1986	214066	10/12/1998	214066	15/05/2015
215066	16/12/1986	214066	24/07/2000	214066	7/11/2015
215065	24/11/1984	214066	9/8/2000	214066	23/11/2015
215065	26/12/1984	215066	14/3/1990	214066	9/12/2015
215065	7/10/1985	215066	11/12/1990	214066	11/12/2016
215065	26/10/1985	215066	8/8/1991	214066	12/11/2017
215065	27/11/1985	215066	29/08/1993	214066	5/4/2018
215065	27/09/1986	215066	25/11/1996	214066	23/05/2018
215065	16/12/1986	215066	28/01/1997	214066	26/07/2018
-	-	215066	25/09/1997	215066	16/3/2014
-	-	215066	14/10/1998	215066	1/4/2014
-	-	215066	1/12/1998	215066	17/04/2014
-	-	215066	8/4/1999	215066	4/6/2014
-	-	215066	17/10/1999	215066	20/06/2014
-	-	215066	3/10/2000	215066	6/5/2015
-	-	215065	14/3/1990	215066	29/10/2015
-	-	215065	11/12/1990	215066	14/11/2015
-	-	215065	8/8/1991	215066	30/11/2015
-	-	215065	29/08/1993	215066	12/8/2015
-	-	215065	25/11/1996	215066	14/05/2018
-	-	215065	28/01/1997	215066	1/7/2018
-	-	215065	25/09/1997	215066	2/8/2018
-	-	215065	14/10/1998	215065	16/3/2014
-	-	215065	1/12/1998	215065	1/4/2014
-	-	215065	8/4/1999	215065	17/04/2014
-	-	215065	17/10/1999	215065	4/6/2014
-	-	215065	3/10/2000	215065	20/06/2014
-	-	-	-	215065	6/5/2015
-	-	-	-	215065	29/10/2015
-	-	-	-	215065	14/11/2015
-	-	-	-	215065	30/11/2015
-	-	-	-	215065	12/8/2015
-	-	-	-	215065	14/05/2018
-	-	-	-	215065	1/7/2018
-	-	-	-	215065	2/8/2018

Fonte: USGS.

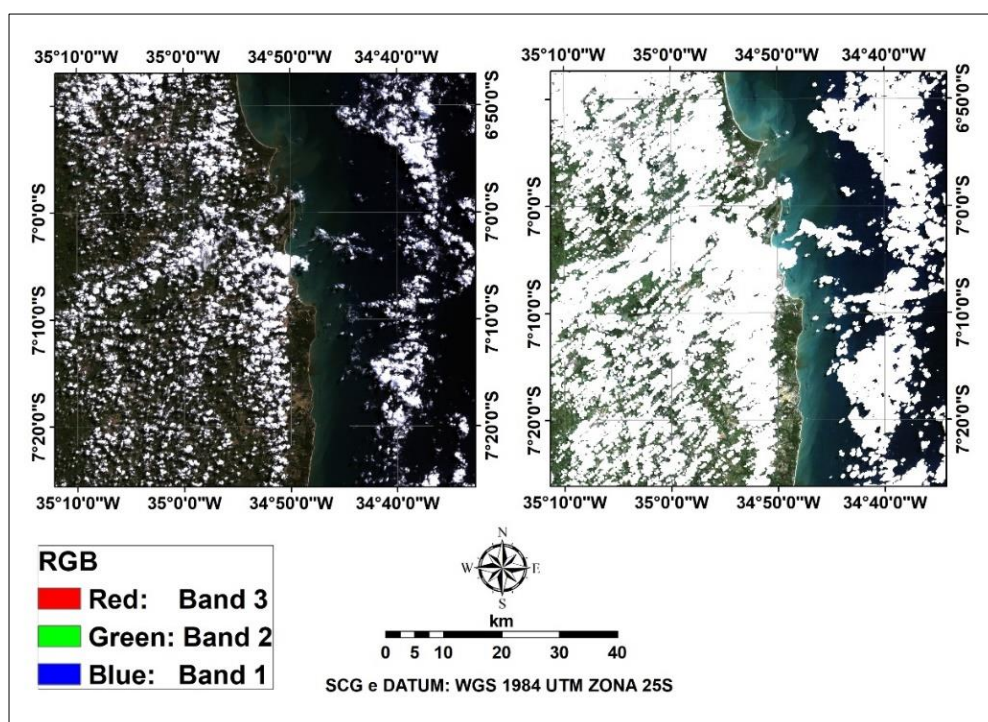
A condicional aplicada na ferramenta *Rastercalculatord* do ArcGIS consiste basicamente em desconsiderar as áreas onde há nuvens e sombras de nuvens nas bandas espectrais das imagens de satélite usando os códigos correspondentes da banda de qualidade como o condicionante. A figura 8 compara uma imagem coberta de nuvens com e sem aplicação da banda de qualidade e a tabela 4 informa os valores de pixel das bandas de qualidade do LANDSAT 8 OLI e do LANDSAT 5 TM.

Tabela 4 - valores de pixel de cada componente da banda de qualidade.

SATÉLITE	TERRENO	ÁGUA	NUVEM	SOMBRA DE NUVEM
LANDSAT 8	322	324	480	328
LANDAT 5	66	68	72	224

Fonte: USGS.

Figura 8 - Detalhes de uma imagem LANDSAT 5 TM com e sem a aplicação da banda de qualidade.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Após retirar os valores de pixel das nuvens e sombras de nuvens em cada banda das imagens, a próxima etapa consistiu em empilhar as bandas. No caso do satélite LANDSAT 5 TM, foram usadas as bandas 1 a 5 e a banda 7. A banda 6 não foi necessária, uma vez que ela é a banda termal do satélite. Já no LANDAT 8 OLI, foram usadas as bandas de 1 a 7,

excluindo-se as bandas 8 a 11 pelo mesmo motivo do LANDSAT 5. A tabela 5 mostra as características básicas de cada banda usada para os dois satélites.

Tabela 5 - Resolução espectral das bandas de cada satélite.

LANDSAT 8 OLI		LANDSAT 5 TM	
Bandas	Resolução espectral	Banda	Resolução espectral
Azul costeiro (B1)	0,43 – 0,45 μm	Azul (B1)	0,45 – 0,52
Azul (B2)	0,45 – 0,51 μm	Verde (B2)	0,50 – 0,60
Verde (B3)	0,53 – 0,59 μm	Vermelho (B3)	0,63 – 0,69
Vermelho (B4)	0,64 – 0,67 μm	Vermelho próximo (B4)	0,76 – 0,90
Vermelho próximo (B5)	0,85 – 0,88 μm	Vermelho médio (B5)	1,55 – 1,75
Vermelho médio (B6)	1,57 – 1,65 μm	-	-
Vermelho médio (B7)	2,11 – 2,29 μm	Vermelho médio (B7)	2,08 – 2,35

Fonte: USGS

Repetindo-se este procedimento para todas as cenas, tem-se 128 cenas sem os valores de reflectância espectral de nuvens e sombras de nuvens. No entanto, as imagens apresentam muitas áreas sem valor ou “*no data*” em exibição. Esta é a justificativa para a aquisição dessa grande quantidade de cenas, uma vez que a próxima etapa consistiu em criar um mosaico com as cenas que representam os anos de 1986, 1996 e 2016, sobrepondo uma imagem sobre a outra e suprimindo a quantidade de pixels sem dados de reflectância.

Para executar os mosaicos das imagens, foi necessário, no ArcMap criar um arquivo de base de dados geográficos ou *file geodatabase* e em seguida um conjunto de dados em mosaico ou *mosaicdataset* para inserir as imagens *rasters* que irão compor o novo mosaico. Adicionada todas as *rasters*, o próximo passo foi gerar linhas de similaridade para melhorar o mosaico. Neste passo, foi possível escolher a forma como essas linhas serão construídas e o método de sobreposição.

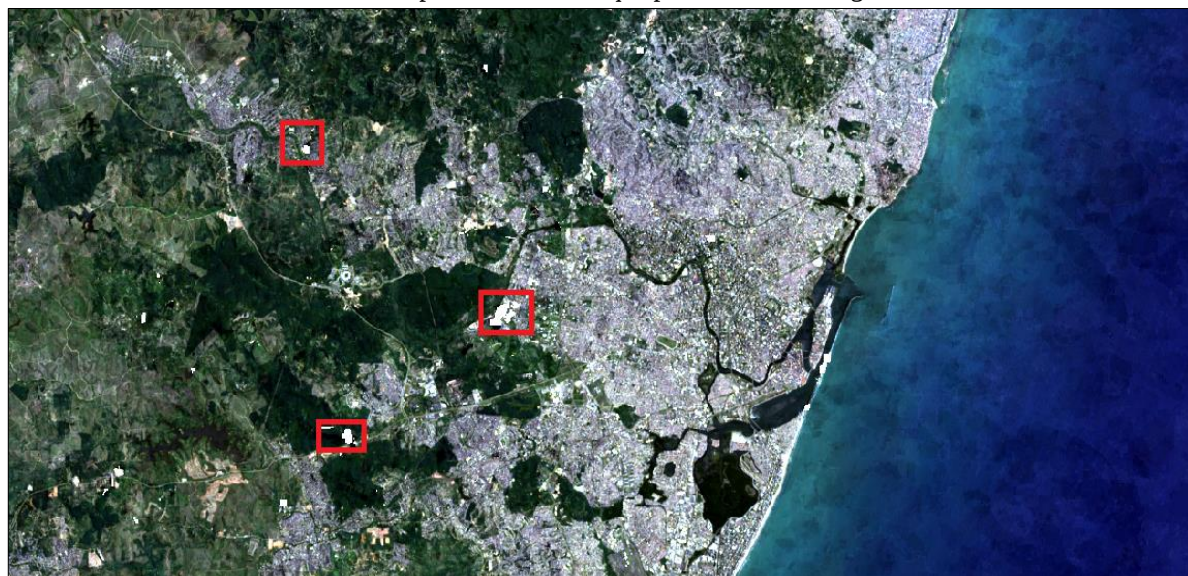
Para a construção das linhas, optou-se pelo método radiométrico, que leva em consideração os padrões espectrais das características das imagens e para a sobreposição, definiu-se o uso da ordenação das imagens por atributo. O atributo escolhido para este procedimento foi o ZOrder, que considera a ordenação a partir da imagem de menor valor (ESRI, 2016). Por padrão, o atributo ponderado das imagens é o *ObjectID*.

Após a criação das linhas de similaridade, é possível modificar o operador de mosaico na aba *mosaic* nas propriedades de camada do mosaico criado, bem como modificar o método e o ordenamento novamente. Para todos os mosaicos criados, optou-se pela média como operador, pois foi observado que é o operador que mais minimiza erros e discrepâncias dos valores de reflectância das imagens.

Após a criação de todas as imagens em mosaico, foi necessário ainda unir as quatro cenas que representam a bacia hidrográfica do rio Capibaribe com outra ferramenta de mosaico. Desta vez usando *mosaict o a new raster* no ArcGIS 10.

Mesmo depois de todas as técnicas aplicadas, alguns pequenos aglomerados de pixels sem dados persistiram nas imagens, como a figura 9 também mostra, fruto da coincidência do mesmo pixel figurar sem dados em todas as imagens envolvidas no processo. Com isso, foi preponderante a aplicação de uma ferramenta de preenchimentos desses valores, através do vizinho mais próximo. Decidiu-se pela ferramenta *focal statistics*, que calcula para cada pixel de entrada, uma estatística dos valores dentro de uma vizinhança específica ao redor dele (ESRI, 2019).

Figura 9 - recorte de um mosaico gerado por imagens do satélite LANDSAT 8 OLI. Os retângulos em vermelho evidenciam pixels sem dados que persistiram na imagem.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Como este tipo de ferramenta não é capaz de estimar o tipo de uso e ocupação originalmente presente nas áreas com pixels sem valores, o cálculo pode induzir a um erro de classificação. No entanto foi a melhor alternativa disponível para a correção dessas falhas nos valores de reflectância. Com isso, o cômputo do *focal statistics* é descrito com uma condicional na seguinte sintaxe:

```
Con(IsNull("raster"), FocalStatistics("raster", NbrRectangle(3,3, "CELL"), "MEAN"), "raster")
```

Em que “Con” é a condicional da sintaxe, “IsNull” é a expressão que delimita o cômputo apenas aos pixels sem valores, “FocalStatistics” é a ferramenta utilizada,

“NbrRectangle” é a delimitação em retângulo dos pixels que serão usados no cálculo com matriz podendo variar a partir de 3x3, “CELL” é a unidade usada no cálculo e “MEAN” é a estatística adotada, que no caso, calcula a média das células na vizinhança.

Aplicado esta estatística, tem-se uma imagem de reflectância sem pixels com valores nulos ou sem dados. A partir desta etapa, foi possível iniciar o processamento propriamente dito e os processos de classificação das imagens para a geração dos mapas de uso e cobertura da terra. Para isso, foi de vital importância a criação e utilização de assinaturas espectrais para nortear a técnica de classificação, que para esse estudo adotou-se a classificação supervisionada interativa, a qual executa o método da máxima verossimilhança usando o conjunto de amostras coletadas e reunidas nas assinaturas. Técnica também utilizada por Younos et al. (2015).

Foram coletadas cerca de 1700 amostras de pixels usando o Google Earth como guia para cada mapa de uso e cobertura da terra, separadas em 6 classes de uso, seguindo os critérios de nomenclatura do manual técnico de uso da terra (IBGE, 2013), porém adaptado para as classes de uso e cobertura da terra disponíveis no banco de dados do SWAT, sendo elas: corpos hídricos, área urbana, vegetação arbórea (ou mata úmida), pastagem, agricultura e vegetação arbustiva (ou caatinga). Como critério, a amostragem não poderia apresentar discrepâncias entre as classes para não comprometer o processo de classificação.

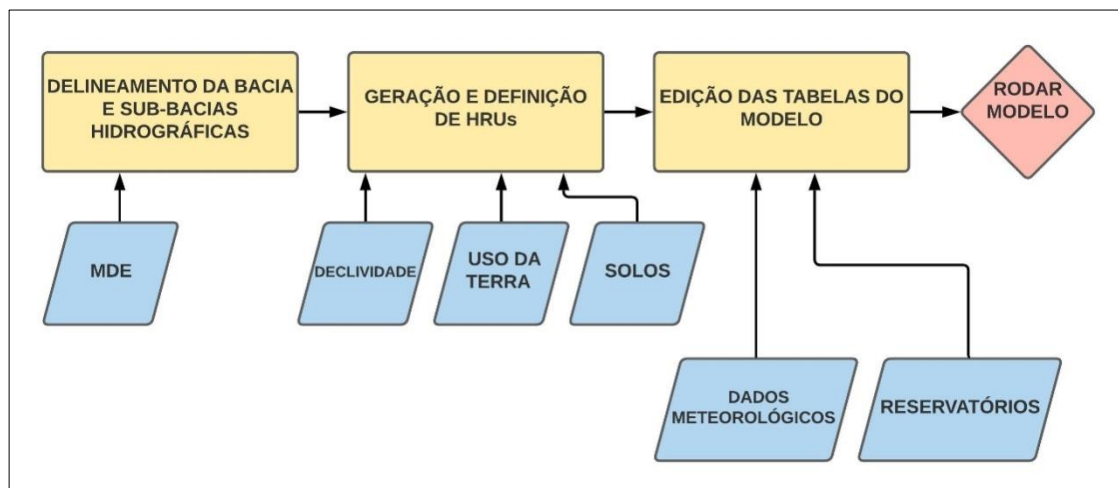
Como os valores de reflectância entre áreas edificadas e solos mais expostos são bastante próximos, o processo de classificação supervisionada fez com que grandes áreas, sobretudo no alto curso da bacia, fossem classificadas como área urbana. Com isso, fez-se necessário, o processo de vetorização manual de cada perímetro urbano presente na bacia hidrográfica para a devida correção e melhoramento dos mapas de uso e ocupação. A vetorização manual foi escolhida, pois apesar de mais trabalhosa, permite melhor precisão e supervisão dos limites urbanos presentes na paisagem e para isso, mais uma vez fez-se uso do Google Earth. A figura 5 exhibe, os mapas de uso e cobertura da terra finalizados e com os perímetros urbanos vetorizados.

4.2.2 Modelagem hidrológica utilizando o modelo SWAT

Este tópico tem por função, descrever as diversas etapas necessárias para o modelamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Capibaribe através do modelo SWAT

utilizando os dados de entrada do modelo, previamente elencados no tópico 4.2. A figura 10 exibe um fluxograma que resume todas as etapas posteriormente descritas.

Figura 10: Fluxograma das etapas da modelagem hidrológica com o SWAT.



Fonte: Caio Diaz (2021).

O primeiro dado de entrada que o SWAT requer para o modelamento de bacias hidrográficas são os dados de elevação ou um MDE (Modelo Digital de Elevação). Adicionada a referida camadaraster ao *software*, foi possível criar o delineamento dos interflúvios da bacia hidrográfica e a sua rede de drenagem. Para este segundo aspecto, o programa requer que o usuário defina um limite da área de influência dos canais a serem gerados. Quanto menor o limite, maior será a quantidade de canais criados. Para esta pesquisa, optou-se pelo limite de 10000 km².

Após a criação da shape de canais, é necessário definir o exutório principal da bacia hidrográfica a partir do modelo de elevação para que os limites da bacia hidrográfica sejam delineados. É de vital importância que a definição do exutório seja bem precisa para que não ocorra alterações na forma geral da bacia. Para a bacia hidrográfica do Capibaribe, o ponto foi definido próximo a ilha do bairro do Recife, no município homônimo.

Além do delineamento geral da bacia, este procedimento também delimita as sub-bacias hidrográficas se utilizando do modelo de elevação. Esta funcionalidade é bastante útil, pois as sub-bacias hidrográficas podem servir comounidade de análise e serão usadas em outra etapa da modelagem mais adiante.

Se caso a bacia hidrográfica dotar de um ou mais reservatórios ou barragens, existe uma aba no SWAT onde é possível adicionar o exutório desses corpos hídricos. A adição de reservatórios, quando houver é importante, pois sua ocorrência na bacia, altera as descargas

de vazão e de sedimentos no alto curso e no baixo curso da estrutura. No caso do Capibaribe, foram adicionados de cinco (1986 e 1996) a sete reservatórios (2016). A tabela 6 lista os reservatórios utilizados no modelamento e suas informações.

Dos sete reservatórios adicionados ao modelo, dois deles (Machado e Jucazinho), não foram inseridos nos modelos dos mapas de uso de 1986 e 1996, pois nessas épocas, as estruturas ainda não haviam sido construídas ou finalizadas. Há ainda outros reservatórios na bacia hidrográfica do Capibaribe, no entanto estes não foram incluídos na pesquisa, devido a qualidade dos dados disponíveis.

Tabela 6 - Reservatórios da bacia hidrográfica do Capibaribe inseridos no modelo.

CÓDIGO	LAT	LON	NOME	ANO
3	-7.894	-35.33	CARPINA	1978
10	-7.97	-35.11	GOITA	1978
814	-7.966	-35.74	JUCAZINHO	1998
15	-7.961	-36.34	POCO FUNDO	1987
6	-8.036	-35.16	TAPACURA	1978
32	-8.024	-36.14	ENG. GERCINO PONTES	1958

Fonte: Caio Diaz (2021).

A segunda parte da modelagem consistiu em criar as Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que segundo Arnold et al. (2012), são porções das sub-bacias hidrográficas que possuem um único atributo de gerenciamento, uso e cobertura da terra e solo em conjunto. Para a criação das URHs, foi necessária a utilização das imagens de uso e cobertura da terra, solo e a geração da imagem de declividade através do modelo de elevação.

Para a inserção das imagens de uso e de solo, o software requer o uso de um arquivo Excel para cada imagem, listando o tipo de uso e de solo, bem como seus códigos correspondentes que constam em um arquivo mdb, também conhecido como macro. Tanto os tipos como os códigos devem ser os mesmos listados no arquivo macro do SWAT.

Para que não fosse necessário criar três projetos do SWAT, um para cada imagem de uso e cobertura da terra criada, optou-se pela utilização de um software de criação de uso e cobertura da terra dinâmico, desenvolvido por Pai e Saraswat (2011) e tutelado pela Universidade de Purdue, que consiste em injetar um conjunto de dados geoespaciais (*Geospatialdatasets*) englobando as características contidas nas HRUs de cada imagem de uso e cobertura da terra criados no projeto do SWAT a ser modelado.

Tal programa denomina-se SWAT LUU, é gratuito e funciona em sistema de *browser*. Esses dados geoespaciais criados concentram-se em três arquivos (um para cada imagem de uso) que são então lidos pelo SWAT e fornecem dados de saída hidrológicos que são

influenciados pelas imagens de uso e cobertura da terra em um mesmo projeto e na mesma série temporal (de 1981 a 2016).

A geração da imagem de declividade foi guiada através da classificação de declividade da EMBRAPA (1979), que considera 6 níveis de declividade: 0 a 3%, 3 a 8%, 8 a 20%, 20 a 45%, 45 a 75% e acima de 75%. Antes da criação das URHs, foi possível ainda refinar o processamento do modelo, simplificando alguns parâmetros de entrada. Com isso, adotou-se como critério de geração de URH, a filtragem por uso da terra, solo e declividade, que segundo Bueno et al. (2017), estabelece-se, para cada mapa, um percentual mínimo de ocupação da área da sub-bacia hidrográfica para que seja definida uma URH.

Eles argumentam que as porcentagens padrão recomendadas para cada filtro sejam de 20% para uso, 10% para solo e 20% para declividade, no entanto, nesta pesquisa foram adotadas as porcentagens 0%, 25% e 25%, respectivamente, uma vez que os aspectos relacionados ao uso e cobertura da terra tenham papel preponderante para o estudo em análise e, portanto, não devem ser suprimidas.

Ainda existe uma sessão na aba de criação de URHs onde é possível editar as classes de uso e cobertura da terra, adicionando características específicas de cada classe, como tipos de culturas, mosaicos e áreas residenciais, comerciais ou industriais, dados em porcentagem.

A última etapa do modelo consistiu em inserir os dados climáticos, fazer a leitura das tabelas que correspondem a cada componente de funcionamento da modelagem e adicionar as características físicas dos reservatórios, uma vez que a localização dos mesmos foi informada no delineamento da bacia.

Em relação aos reservatórios, o SWAT requer alguns dados mínimos referentes ao volume e área das barragens. Em outras palavras, o volume e a área do sangradouro e o volume e área da descarga. Dos sete reservatórios adicionados ao modelo, quatro não possuem informações referentes a área e volume de descarga (Jucazinho, Tapacurá, Carpina e Machado) devido as suas características estruturais, por isso, recomenda-se inserir o mesmo valor da área e volume de sangradouro.

Com todos os dados de entrada devidamente inseridos, o modelo estava apto para ser rodado. Antes desta execução, porém, foi necessário adotar um período de aquecimento para os dados climáticos. Como o período de execução do modelo foi de 31 anos (1986 a 2016), foi escolhido um período de aquecimento de 5 anos, logo, o período total utilizado foi de 36 anos (1981 a 2016).

4.2.3 Calibração e validação do modelo com o SWAT-CUP

Uma das etapas mais importantes, senão a mais importante, quando se trabalha com modelos hidrológicos é a calibração e validação estatística das estimativas do modelo. Nesta etapa, foi utilizado o *software* SWAT-CUP, desenvolvido por Abbaspour (2004), como uma interface de calibração automatizada. Nele, há quatro algoritmos que são utilizados para auxiliar a calibração do modelo. O algoritmo que é mais amplamente usado e que foi inserido neste trabalho foi o SUFI-2, que trabalha com incertezas sequenciais expressas nos parâmetros de calibração sob a forma de intervalos.

Há uma miríade de parâmetros disponíveis no SWAT-CUP com o propósito de modificar e regular diversos aspectos das variáveis hidrológicas que compõem o modelo, tais como solo, sub-bacia, fluxo de base, aquíferos etc. Para a calibração da pesquisa, 9 parâmetros foram inseridos e divididos em 3 métodos de mudança:

- *Replace*: onde o valor de um parâmetro existente é substituído por um dado valor;
- *Absolute*: onde um dado valor é adicionado ao valor de um parâmetro existente e;
- *Relative*: o valor de um parâmetro existente é multiplicado por 1.

Os parâmetros utilizados na calibração são listados na tabela 7, a seguir. Nela constam, além da nomenclatura padronizada pelo sistema do SWAT, a descrição de cada parâmetro, assim como suas respectivas unidades de medidas. Nota-se que alguns desses parâmetros apresentam natureza adimensional, pois estão normalizados.

Tabela 7 - Definição dos parâmetros utilizados

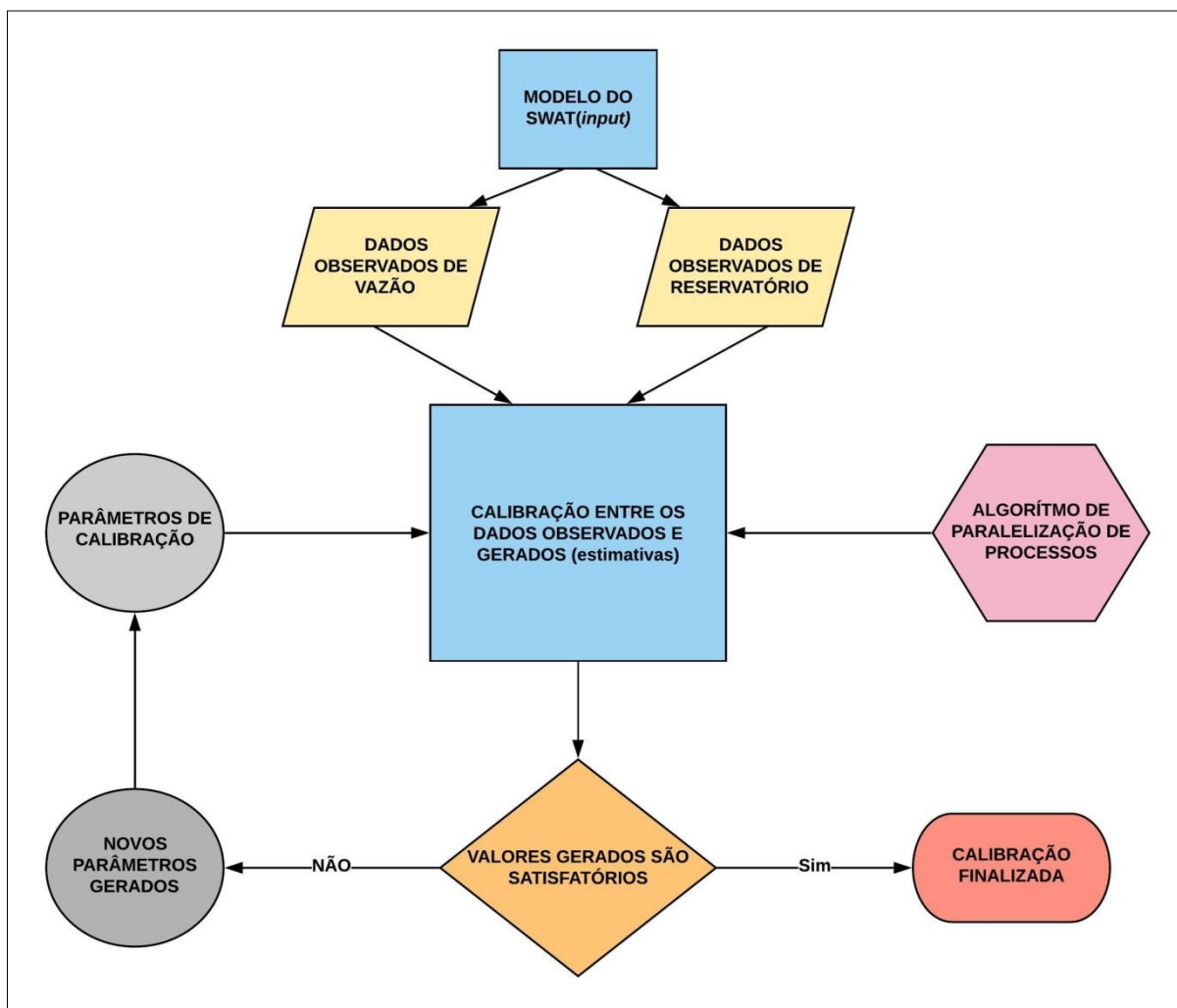
PARÂMETRO	SIGNIFICADO
SOL_K.sol	Capacidade de água da camada de solo (mm/h^{-1})
GW_REVAP.gw	Coeficiente de ascensão da água para a zona de saturação (adimensional)
CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h^{-1})
ESCO.bsn	Fator de compensação da evaporação da água no solo (adimensional)
SOL_AWC.sol	Armazenamento de água no solo (mm^{-1})
CN2.mgt	Função da permeabilidade do solo uso do solo e condições hídricas do solo (adimensional)
ALPHA_BF.gw	Constante de recessão do fluxo de base (dias)
GW_DELAY.gw	Intervalo de tempo para recarga do aquífero (dias)
GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso requerido para o retorno de fluxo ocorrer (mm)

Fonte: Caio Diaz (2021).

Para que haja maior fidedignidade das estimativas criadas pelo modelo, são necessários muitas simulações. Abbaspour et al. (2015) recomendam a aplicação de ao menos 2mil simulações. Como o tempo para que estas simulações se concretizem é demasiado alto, o software dispõe da utilização de iterações, permitindo o particionamento das simulações

mínimas. Abbaspour et al. (2015) comentam que é aceitável iterações de no mínimo 400 simulações, não sendo recomendável iterações com quantidade de simulações menor que a proposta. Um fluxograma com as etapas do SWAT-CUP é mostrada na figura 11.

Figura 11: Etapas de calibração no SWAT-CUP.



Fonte: Caio Diaz (2021).

A etapa de calibração e validação foi dividida em dois momentos. No primeiro momento, foi realizada apenas a calibração e foram feitas 12 iterações de 400 simulações com quatro parâmetros iniciais, totalizando 4800 simulações onde ao longo do processo mais cinco parâmetros foram sendo adicionados, sendo este momento, a etapa principal de calibração. No segundo momento, as séries calibradas foram divididas em duas, sendo uma maior, representando a calibração e uma bem menor, representando a validação do modelo e foram submetidas a mais 400 simulações cada. O critério utilizado para estipular a série de validação foi utilizar os últimos 36 meses de cada série, consistindo em 3 anos de validação, sendo que

em todas as estações de coleta, houve falha de dados, criando diferenças no intervalo real entre cada estação.

Cada parâmetro pode ser mais ou menos sensível aos dados a serem calibrados, ou seja, a resposta dada pelos dados estimados, a depender também do intervalo que é dado para cada parâmetro, pode variar substancialmente (ROUHOLAHNEJAD et al., 2012; ABBASPOUR et al., 2015).

Para auxiliar o usuário na identificação da sensibilidade dos parâmetros utilizados, o SWAT-CUP dispõe de dois testes de identificação. O *t-test* é usado para identificar a significância relativa de cada parâmetro e, fazendo parte de uma análise de regressão múltipla, mede a precisão com que o coeficiente de regressão é calculado. Se o coeficiente é alto se comparado ao erro padrão, pode ser diferente de 0 e, portanto, sensível. Já o *p-value* trabalha com nulidade de hipóteses, onde um baixo *p-value* sugere o descarte da hipótese nula, indicando assim que um parâmetro com *p-value* baixo apresenta mudanças de intervalo mais responsivas.

A avaliação do modelo consiste na aplicação de uma série de estatísticas para avaliar a série estimada em detrimento da série observada. Neste trabalho, no entanto, focou-se nos resultados de três índices: r^2 , coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e *Percent Bias* (PBIAS). r^2 é o coeficiente de correlação de Pearson, já amplamente empregado para validação de modelos.

NSE é, segundo Moriasi et al. (2007), uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual (ruído) comparado a variância dos dados observados (informação) e é descrita pela equação 1 como:

$$NSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right]$$

Equação (1)

Onde Y_i^{obs} é o i -ésimo valor observado sendo avaliado, Y_i^{sim} é o i -ésimo valor simulado sendo avaliado, Y^{mean} é a média dos dados observados sendo avaliados e n é o número total de observações.

PBIAS mede, em porcentagem, a tendência média dos valores simulados constituídos para mais ou para menos em relação aos dados observados (MORIASI et al., 2007). O cômputo do PBIAS é dado por:

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * (100)}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right]$$

Equação (2)

A classificação desses três índices segundo a performance do modelo avaliado é mostrada na tabela 8.

Tabela 8 - Classificação dos índices estatísticos.

R^2	NSE	PBIAS	CLASSIFICAÇÃO
$0.75 < R^2 \leq 1.00$	$0.75 < NSE \leq 1.00$	$PBIAS \leq \pm 10$	Ótima
$0.60 < R^2 \leq 0.75$	$0.60 < NSE \leq 0.75$	$\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$	Boa
$0.50 < R^2 \leq 0.60$	$0.36 < NSE \leq 0.60$	$\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$	Satisfatório
$0.25 < R^2 \leq 0.50$	$0 < NSE \leq 0.36$	$\pm 25 < PBIAS \leq \pm 50$	Ruim
$R^2 \leq 0.25$	$NSE \leq 0.25$	$\pm 50 \leq PBIAS$	Inapropriado

Fonte: Almeida et al. (2018).

4.2.4 Métricas de paisagem

Segundo Wu e Hobbs (2007), a ecologia da paisagem é um campo interdisciplinar que objetiva entender e melhorar as relações entre os padrões espaciais e os processos ecológicos em escalas de alcance. No referido trabalho, as métricas de paisagem, atreladas a ecologia da paisagem foram adotadas com o intuito de se entender melhor a dinâmica de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Capibaribe a partir das classes de uso detectadas com foco de abordagem em cima das médias cidades incidentes na bacia.

Com isso, foram escolhidos três recortes com área igual a 100km² (ou grade 10km x 10km) centrados no perímetro urbano de Santa Cruz do Capibaribe, Limoeiro e Vitória de Santo Antão. A partir das três imagens de uso, as 6 classes poderiam ocorrer nesses três recortes ou não, a depender das mudanças de paisagem ocorridas entre 1986 e 2016.

Para este tipo de abordagem foi utilizado o software FRAGSTAT™ 3.3, um programa de análise de padrões espaciais usado para quantificar as estruturas (como composição e configuração) das paisagens (McGARIGAL, 2015).

O software dispõe de várias métricas das quais foram selecionadas as mais relevantes para o andamento da análise da dinâmica de uso e cobertura da terra dos recortes. Conforme McGarigal (2015), as métricas são listadas abaixo:

Área da classe (Classarea - CA)

Corresponde a soma das áreas (em m²) de todos os fragmentos j de determinada classe i, dividida por 10000 (conversão para hectares), expressa na equação 3:

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Equação (3)

Em que a_{ij} é a área do fragmento ij .

Porcentagem de paisagem (PLAND)

Igual a soma das áreas (em m²) de todos os fragmentos da classe correspondente, dividida pelo total de área da paisagem (m²), multiplicada por 100 (conversão para %). Em outras palavras, PLAND é a porcentagem de paisagem compreendida do tipo de classe correspondente, expressa na equação 4:

$$PLAND = P_1 = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Equação (4)

Em que P_1 é a proporção da paisagem ocupada pela classe i e A é a área total da paisagem dada em m².

Índice de Maior Fragmento (Largest Patch Index – LPI)

Corresponde a porcentagem da paisagem compreendida pelo maior fragmento de determinada classe, ou seja, uma métrica de dominância. O cômputo da LPI é expresso na equação 5:

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$$

Equação (5)

Densidade de borda (Edge density – ED)

Igual soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de limite envolvendo a classe i correspondente, dividido pela área total de paisagem (em m²). ED informa o comprimento de borda por unidade de área que facilita a comparação entre as paisagens e suas variações de tamanho. O cômputo de ED é descrito na equação 6:

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$$

Equação (6)

Em que e_{ik} é o comprimento total em metros da borda na paisagem envolvendo a classe i .

Dimensão Fractal Perímetro-Área (Perimeter-Area Fractal Dimension – PAFRAC)

Segundo Barros (2018), PAFRAC é um índice calculado pela inclinação da linha de regressão do logaritmo das áreas dos fragmentos e pelo logaritmo dos perímetros dos fragmentos de paisagem. Segundo ele, a métrica só faz sentido se a relação logaritmica entre perímetro e área for linear em toda a gama de dimensões de fragmentos.

A PAFRAC varia entre 1 e 2, sendo que uma dimensão fractal maior que 1 para um mosaico de paisagem bidimensional indica o afastamento da geometria euclidiana. Quando o valor se aproxima de 1, indica que o formato do fragmento é mais simples, próximo de um quadrado e quanto mais próximo de 2, mais complexo é o formato do fragmento (MCGARIGAL, 2015). O cálculo da métrica é descrito na equação 7:

$$PAFRAC = \frac{2 \left[n_i \sum_{j=1}^n (1np_{ij} * 1na_{ij}) \right] - \left[\left(\sum_{j=1}^n 1np_{ij} \right) \left(\sum_{j=1}^n 1na_{ij} \right) \right]}{(n_i \sum_{j=1}^n 1np_{ij}^2) - \left(\sum_{j=1}^n 1np_{ij} \right)^2}$$

Equação (7)

Em que p_{ij} é o perímetro (m) do fragmento ij e n_i é o número de fragmentos na paisagem da classe i .

Média da Dimensão Fractal Ponderado pela área (Fractal Dimension Area-Weighted Mean – FRACAM)

É a média da dimensão fractal ponderado pela área. Também varia de 1 a 2 e reflete a complexidade da forma da paisagem traduzida em dada classe i através de um intervalo de escalas espaciais (tamanho dos fragmentos). Essa métrica ajuda a superar limitações da razão linear entre perímetro e área auxiliando a análise de PAFRAC.

Número de fragmentos (Number of Patches – NP)

Número de fragmentos de uma classe particular é uma medida simples da dimensão de subdivisão ou fragmentação de uma determinada classe i . Apesar do número de fragmentos em uma dada classe ser fundamentalmente importante para o número de processos ecológicos, frequentemente possui um valor interpretativo limitado por si mesmo, pois não transmite informações sobre área, distribuição ou densidade de fragmentos. A contagem de fragmentos é dada pela quantidade de pixels da classe correspondente.

Média do índice de forma ponderado pela área (Shape Index Area-WeightedMean – SHAPEAM)

O índice de forma (equação 8) indica o quanto irregular é uma forma, medindo a complexidade da forma de um fragmento em relação à forma básica, ou seja, o índice não possui limite máximo, no entanto, quanto mais próximo de 1, o valor mínimo, mais simples é a forma da paisagem, indicando forte ação humana (BARROS, 2018). Essa métrica foi ponderada pela área de cada fragmento, logo, os fragmentos maiores tiveram maior peso em relação aos menores.

$$SHAPE = \sum_{j=1}^n \left\{ \left(\frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right\}$$

Equação (8)

Riqueza relativa de classes (RPR)

Métrica simples que nos diz se todas as classes estão representadas na área de estudo ao longo do tempo. Representa-se como a porcentagem da riqueza potencial máxima especificada pelo usuário e é igual ao número de diferentes tipos de classes presentes na paisagem (borda do recorte) dividido pelo número potencial máximo de classes especificado pelo usuário (ver equação 9).

$$RPR = \frac{m}{m_{max}} (100)$$

Equação (9)

Em que m é o número de classes presentes na paisagem, incluindo sua borda se presente.

4.2.5 Cenários hipotéticos de expansão urbana e cobertura florestal

Este último subitem versa sobre as técnicas adotadas para a criação de cenários de uso e cobertura da terra centrados nas classes de área urbana e vegetação arbórea. O objetivo primordial foi entender a resposta de algumas variáveis hidrológicas face a cenários idealizados de aumento linear da classe de área urbana no tempo e aumento relativo da classe de vegetação arbórea. As variáveis hidrológicas em questão foram escoamento superficial, evaporação da água no solo, produção hídrica, percolação e evapotranspiração real.

Para criar os cenários de uso e cobertura da terra com foco na expansão urbana, extraiu-se os valores em pixel de cada classe de uso do mapa de 2016. Em seguida, foi

aplicado nos valores de pixel da classe de área urbana o método dos mínimos quadrados, caso linear para estimar um aumento constante, no tempo, da área urbana na BHRC.

Para a aplicação correta, fez-se necessário escolher arbitrariamente, uma classe que seria convertida espacialmente em área urbana, portanto, optou-se pela classe de vegetação arbórea. Assim, os cenários hipotéticos de aumento de área urbana tornaram-se ao mesmo tempo, cenários de conversão linear de área de floresta em área urbana. Os anos de referência utilizados para esta análise foram 2026, 2031 e 2036. Cada ano de referência, na forma de um mapa de uso e cobertura da terra hipotético foi submetido ao modelo SWAT.

Os cenários de aumento de cobertura de vegetação arbórea foram submetidos a um critério diferente de criação onde foi estabelecido um acréscimo de 25% a partir dos valores de pixels de 2016 para o primeiro cenário (intitulado cenário 1) e de mais 25% para o segundo cenário a partir do cenário 1 (intitulado cenário 2).

Assim como os cenários hipotéticos de expansão urbana, foi definido arbitrariamente uma classe a ser convertida em vegetação arbórea. Desta vez, optou-se pela classe de agricultura, criando-se então um hipotético cenário de reflorestamento. Por fim, estes cenários criados, assim como os cenários focados na classe de área urbana, foram introduzidos e rodados no modelo do SWAT. Tanto nestes cenários de aumento vegetação arbórea, como no de área urbana, foram utilizados os parâmetros de calibração obtidos no modelo do SWAT para obter os dados estimados da variáveis hidrológicas em estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na BHRC

Este item inicial dos resultados e discussão traz uma análise introdutória sobre as mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, elencando as classes de uso distribuídas pela bacia, suas ocorrências e os argumentos acerca das mudanças ocorridas no tempo e no espaço. Os anos de referência para esta análise são os mesmos utilizados para elaboração dos mapas de uso, ou seja, 1986, 1996 e 2016.

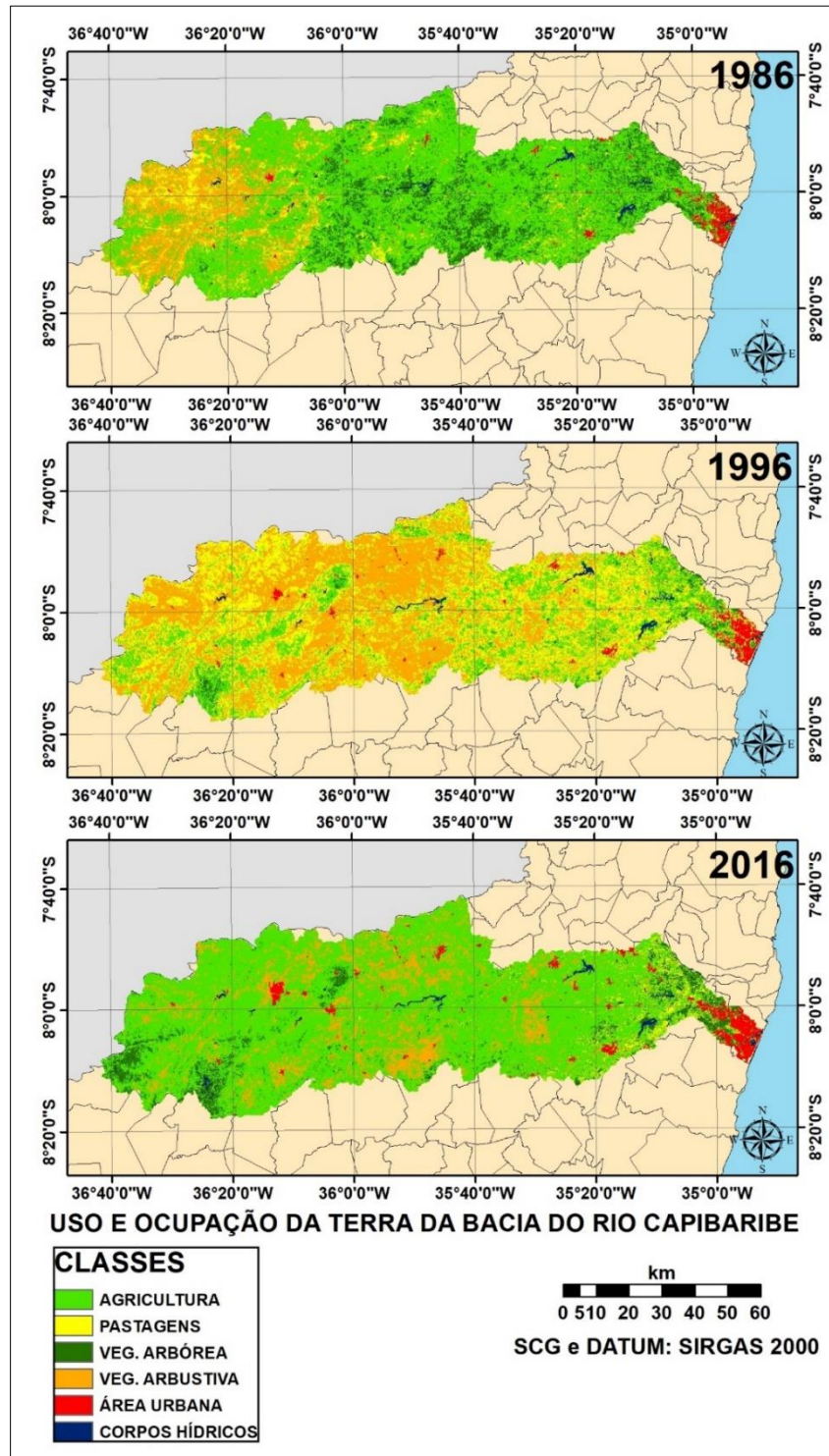
As BHRC é constituída por uma série diversificada de paisagens antrópicas e naturais, expondo regiões inteiras dominadas por vegetação nativa ou secundária, cidades e monoculturas de cana-de-açúcar ou o mosaico do meio natural e do meio antrópico. No entanto, através da elaboração dos mapas de uso e cobertura da terra das décadas de 80, 90 e 10 do século 21, percebeu-se uma dinamicidade na configuração da paisagem ora por obra da ação do homem, ora pela ação de fatores físico-naturais, em especial, do clima. Essa dinamicidade é demonstrada espacialmente na figura 12.

Ao observar os mapas elaborados, destacam-se dois fenômenos detectados. Primeiramente as manchas vermelhas designando a classe de área urbana aumentam e têm maior cobertura sobre a bacia ao longo das imagens. É um reflexo da expansão urbana e do aumento populacional atrelado a uma região cada vez mais industrializada e economicamente mais dinâmica. As áreas de classe urbana que mais crescem são, portanto, as áreas do baixo curso, próximo a foz, que representam a conturbação entre Recife, Camaragibe e São Lourenço da Mata e as sedes no alto curso do Capibaribe representando Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, que constituem a força motriz do polo têxtil da região. Vitória de Santo Antão e Limoeiro também representam expressivo aumento em suas sedes.

Ainda sobre o fenômeno da expansão urbana na Bacia hidrográfica do Rio Capibaribe, percebe-se na Figura 13 que a cobertura de da classe de área urbana aumenta ao longo do tempo em termos percentuais e de forma exponencial, com o percentual de cobertura de 2016 cobrindo quase o dobro da bacia em relação a 1986. Os valores percentuais dessa classe e das outras para os três mapas de uso e cobertura da terra são elencados na tabela 9. Os percentuais de área urbana encontrados sugerem um crescimento cada vez maior dos núcleos urbanos e suburbanos, uma vez que o crescimento populacional dos municípios acompanham a

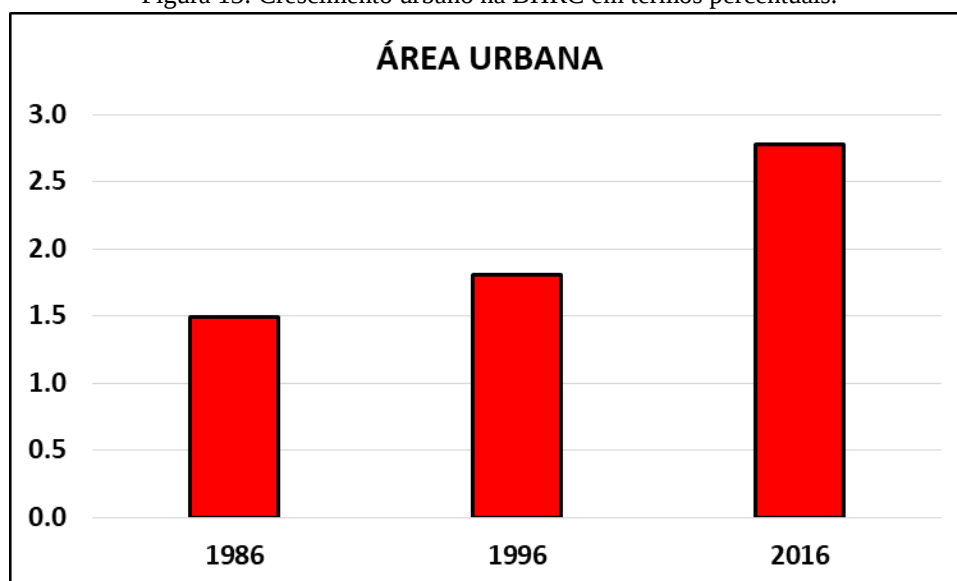
industrialização da região, gerando demanda por habitações que devem ocupar as áreas periféricas do perímetro de cada núcleo urbano.

Figura 12 - Mapas de uso e cobertura da terra finalizados. As áreas urbanas estão representadas em vermelho.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 13: Crescimento urbano na BHRC em termos percentuais.



Fonte: Caio Diaz.

Tabela 09 - Percentual das classes de uso e cobertura da terra em cada mapa elaborado.

	1986	1996	2016
AGRICULTURA	60.7	19.8	71.6
PASTAGENS	9.2	38.8	3.2
VEG. ARBÓREA	13.0	1.5	6.4
VEG. ARBUSTIVA	14.9	37.3	15.1
ÁREA URBANA	1.5	1.8	2.8
ÁGUA	0.8	0.7	0.9

Fonte: Caio Diaz (2021).

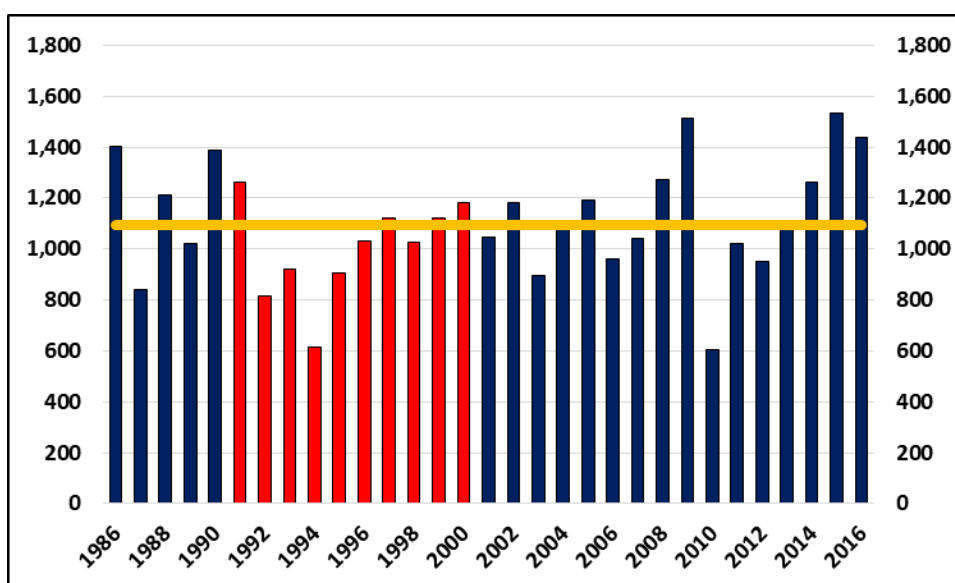
Outro fenômeno de destaque entre as imagens é a diferença paisagística proporcionada pela conversão da classe de agricultura no mapa de 1986 para pastagem e vegetação arbustiva, no mapa de 1996, voltando a configuração padrão no mapa seguinte, em 2016. O mapa de 1996 ganha, assim um aspecto de paisagem seca e improdutivo do ponto de vista agrícola, porém empiricamente isso não ocorreu. O argumento aqui se assenta na configuração climática a que a década de 90 foi acometida que, por conta de fortes estiagens proporcionada por eventos intensos de El Niño, produziu paisagens mais secas. Esses eventos interferiram drasticamente na qualidade das imagens do satélite landsat 5, pois com a superfície mais seca, os valores de reflectância de cada pixel aumentam.

Esse argumento é referendado por Tollerud et al. (2020). Eles falam por exemplo Que o solo exposto e água turva são bem mais reflectivos que água cristalina, aspectos esses constatados durante o período seco em sua área de estudo. Essa característica já é amplamente verificada com a aplicação de índices de vegetação, como o NDVI. Eles também relacionam o

aumento de reflectância espectral e a diminuição de tamanho e profundidade de corpos hídricos do trabalho em detrimento da seca.

Meng et al. (2013) reforçam essa ideia quando relacionam o aumento da severidade das secas extremas à variações do albedo. Esse período de seca inerente a década de 90 pode ser constatado na Figura 14, que mostra o acumulado médio anual da precipitação para o período em estudo. As colunas vermelhas do gráfico representam os acumulados anuais da década de 90 e a linha amarela perpendicular às colunas é a média de precipitação no período. Nota-se um grande vale no gráfico entre as colunas em vermelho, observando-se anos consecutivos na década com acumulados muito inferiores à média histórica.

Figura 14: Acumulados médios anuais de precipitação com destaque para a década de 90.



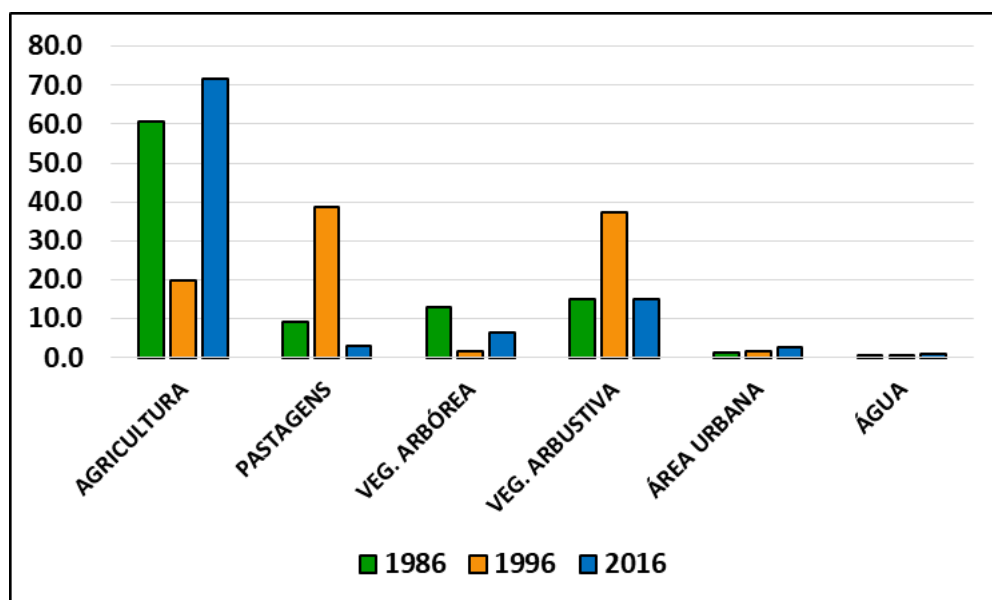
Fonte: Caio Diaz (2021).

Com auxílio da tabela 9 é possível notar também o grau de cobertura da classe de agricultura na bacia, obtendo as maiores porcentagens dentre as classes criadas. De fato, a BHRC desempenha um importante papel dentro do cenário agrícola de Pernambuco, já que nela, sobretudo no seu baixo curso, as atividades monocultoras se manter amplamente presente. O cultivo de cana-de-açúcar e a indústria sucroalcooleira, por exemplo, respondem segundo Pernambuco (2010) e considerando as áreas das regiões de desenvolvimento econômico Mata Norte e Mata Sul, por uma cobertura de cerca de 840mil ha, estando o baixo curso da bacia inserido entre essas duas regiões, representado pelos municípios de Lagoa de Itaenga, Caprina, Glória do Goitá, Paudalho, Chã de alegria, Pombos, Vitória de S. Antão e Chã grande.

No agreste da bacia, o setor agrícola também se apresenta, porém em menor grau, face ao pólo de confecções do Agreste. Essa representatividade, porém, sofre grande redução em 1996 pelos motivos já citados, mas ainda assim apresenta cobertura de quase 1/5 da área da BHRC.

As classes de pastagem e vegetação arbustiva apresentam, dentro do ponto de vista espectral, valores bem próximos. Por isso mesmo as duas são responsáveis por substituir quase que inteiramente a classe de agricultura no mapa de uso e cobertura da terra de 1996. A figura 15 mostra os valores percentuais de cobertura da tabela X em barras, elucidando a magnitude deste exemplo. Somadas, as duas representam mais de 75% de toda a cobertura de 1996, retraindo as classes de agricultura e também de Vegetação arbórea naquele ano.

Figura 15: Representação em barra dos valores percentuais de cada classe de uso e cobertura da terra.



Fonte: Caio Diaz (2021).

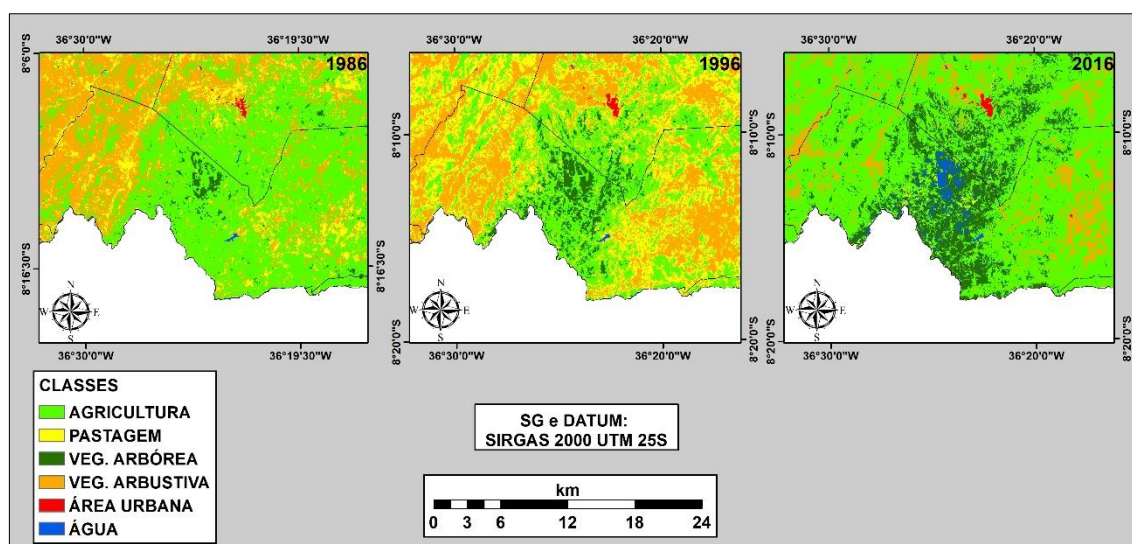
A classe de vegetação arbórea, por sua vez, desempenha uma dinâmica distinta das demais. A classe cobre a bacia de forma bem distributiva, com destaque para médio e baixo curso no mapa de 1986, é reduzida a menos de 2% em 1996 e aumenta novamente com metade da percentagem do primeiro mapa em 2016. Com relação a esse último mapa, a representação da classe manifesta-se mais concentrada em brejos de altitude e Zona da Mata.

Essas áreas e aquelas cobertas no mapa de 1986 representam as zonas de cobertura de floresta ombrófila, floresta estacional e floresta secundária da BHRC que podem ser consultadas na figura X no tópico sobre caracterização da área de estudo. Vale ressaltar que a década de 80 foi bastante afetada pelo ENOS obtendo anomalias positivas de precipitação

(LACERDA 2015), configurando-se como uma década mais úmida. Esse argumento explica a maior cobertura de vegetação arbórea em 1986 do que nos demais mapas, o que não quer dizer que de fato, houve expansão da classe de uso neste cenário, mas que apenas a resposta espectral para a década de 80 retornou menores valores de reflectância em comparação com os outros cenários.

Por fim, a classe de água ou corpos hídricos apresentou-se com ligeira variação percentual, no entanto, do ponto de vista regional, percebe-se grande mudança da paisagem em detrimento das variações de cobertura dessa classe. Toma-se por exemplo o setor sul do alto curso do Capibaribe mostrado na Figura 16.

Figura 16: setor sul do alto Capibaribe com destaque para a APA Serras e Brejos do Capibaribe.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Na figura, Fica claro não só o grande aumento de cobertura de corpos hídricos na área mostrada que corresponde à APA Serras e Brejos do Capibaribe, mas também maior representatividade da classe de Vegetação arbórea no mapa de 1996 que, porventura, apresenta bem menos cobertura dessa classe em toda a bacia do que 1986. Essa variação na representação da classe de corpos hídricos muda em outros setores, mostrando que a análise regionalizada da bacia tende a prover resultados distintos da análise no todo.

5.2 Ecologia da paisagem em cidades médias no Capibaribe

Este capítulo versa sobre a aplicação e interpretação de métricas de paisagem sobre áreas urbanas de cidades médias na bacia hidrográfica do Capibaribe, em específico, centrada através de um recorte nas cidades de Limoeiro, Santa Cruz do Capibaribe e Vitória de Santo Antão. Áreas selecionadas por apresentarem acentuada expansão urbana no tempo e no espaço e, portanto, por apresentarem relevância quanto a resposta hidrológica da bacia hidrográfica em detrimento da dinâmica de uso e cobertura da terra. O subitem é dividido em duas partes: a primeira apresenta a análise da paisagem como um todo utilizando duas métricas e a segunda apresentará a análise de cada classe de uso e cobertura da terra aplicando 7 métricas.

O índice de forma ponderado pela área (SHAPEAM) mede o grau de complexidade da forma da paisagem onde o valor mais baixo (1) indica a forma mais simples (quadrado) e quanto mais alto o valor, mais complexo é a forma da paisagem ou classe estudada. Normalmente tal métrica é muito difundida para se estudar o grau de complexidade de áreas de conservação suprimidas por atividades antrópicas como cultivos e pastagens, no entanto aqui as classes de uso para cada recorte serão estudadas em conjunto compondo uma paisagem única e, portanto, um único valor, como é mostrado na tabela 10. Os recortes espaciais das três cidades para os três mapas de uso e cobertura da terra estudados (1986, 1996 e 2016), também são exibidos na figura 17.

Tabela 10 - Índice de forma ponderada pela área (SHAPEAM) e riqueza relativa de fragmentos (RPR) para os recortes de Limoeiro, Santa Cruz do Capibaribe e Vitória de Santo Antão.

	LIMOEIRO		S.C.CAPIBARIBE		V.S.ANTÃO	
MÉTRICAS	SHAPEAM	RPR	SHAPEAM	RPR	SHAPEAM	RPR
1986	12.14	100	9.86	100	18.95	100
1996	9.89	100	8.17	83.3	14.38	83.3
2016	11.39	100	7.66	83.3	15.76	100

Fonte: Caio Diaz (2021).

Percebe-se que o conjunto paisagístico do mapa de uso e cobertura da terra de 1986 é o que demonstra maior complexidade para as três cidades em estudo. Isso se deve porque neste cenário, todas as classes de uso apresentam forte complexidade. A classe de vegetação arbustiva em Santa Cruz do Capibaribe, por exemplo, exibe-se em toda a área do recorte e de maneira fragmentada, ao passo que a classe de áreas agrícolas preenche grande parte da paisagem também de maneira bem representativa e fragmentada.

As áreas urbanas, por sua vez, apresentam-se bem concentradas, no entanto, ao ocuparem cada vez mais espaço, ao longo do tempo, adquirem forma mais simples em suas áreas periurbanas. Além disso, áreas verdes que antes ocupavam espaços menos fragmentados e isolados dentro do perímetro urbano, com o tempo dão lugar a construção civil, diminuindo a complexidade intraurbana das cidades. O mesmo acontece com as áreas de mata nativa (vegetação arbustiva e vegetação arbórea), que vão cada vez mais sendo convertidas em lotes retangulares ou quadriculados destinados a pastagem ou agricultura e perdendo sua forma original.

Barros (2018) argumenta que à medida que a cidade expande horizontalmente, os índices de complexidade de sua forma aumentam em consonância com essa expansão. Aqui, no entanto isso não se verifica, pois a paisagem acaba por ser analisada como um todo. Além disso, no trabalho de Barros (2018), ele mostra como políticas de criação de áreas verdes foram sendo implementadas na área de estudo e isso contribui para o aumento da SHAPEAM.

Cabe destacar aqui o alto grau de complexidade da forma da paisagem nos recortes espaço-temporais de Vitória de Santo Antão. Isso se deve principalmente a presença em destaque de vegetação arbórea representada pela Mata Atlântica na área em estudo. Em 1996, no entanto o mapa de uso apresenta uma incongruência, mostrando áreas de vegetação arbustiva em uma região onde no local não aparece. Neste caso a melhor interpretação seria a de uma vegetação arbórea, mais seca devido as condições climáticas acometidas pela década de 90. Ainda assim, percebe-se que o perímetro urbano denota formas complexas com inserção de grandes áreas verdes nos três cenários de uso e cobertura da terra.

Também na tabela 13 é possível verificar a riqueza relativa de fragmentos (RPR), métrica simples que nos diz se todas as classes estão representadas na área de estudo ao longo do tempo. Percebe-se que apenas o recorte de Limoeiro apresenta RPR de 100% nos três cenários, ou seja, todas as classes ocorrem na área de estudo nos três mapas de uso e cobertura da terra. Já no recorte de Santa Cruz do Capibaribe, há a ausência da classe de 1 ou mais classes. Neste caso, a ausência de corpos hídricos em 1996 e 2016. Já em Vitória de Santo Antão, apenas o cenário de 1996 não exibe RPR de 100%, atrelado a não ocorrência da classe de corpos hídricos em uma pequena porção a sudeste do recorte.

No primeiros caso, a ausência de corpos hídricos em 1996 e 2016 porque as estruturas da classe água são açudes, que provavelmente com o passar do tempo tiveram intensificação de sua intermitência ou porque a composição de imagens de uso nestes cenários não detectou a presença de corpos hídricos em detrimento das datas das imagens, representadas pelo período seco da região. No caso de V.S.Antão, há uma área destinada a piscicultura a leste da

cidade. Dependendo da profundidade dos tanques, o algoritmo de classificação pode caracterizar a área como outra classe, como solo exposto, por exemplo.

Através de métricas de paisagem, foi possível analisar as classes de cada recorte individualmente. Para isso, dispôs-se de sete métricas sendo elas, área da classe, porcentagem da paisagem, índice de maior fragmento, densidade de borda, dimensão fractal perímetro-área, média da dimensão fractal ponderado pela área e número de fragmentos. Tais métricas estão devidamente descritas no capítulo 3.

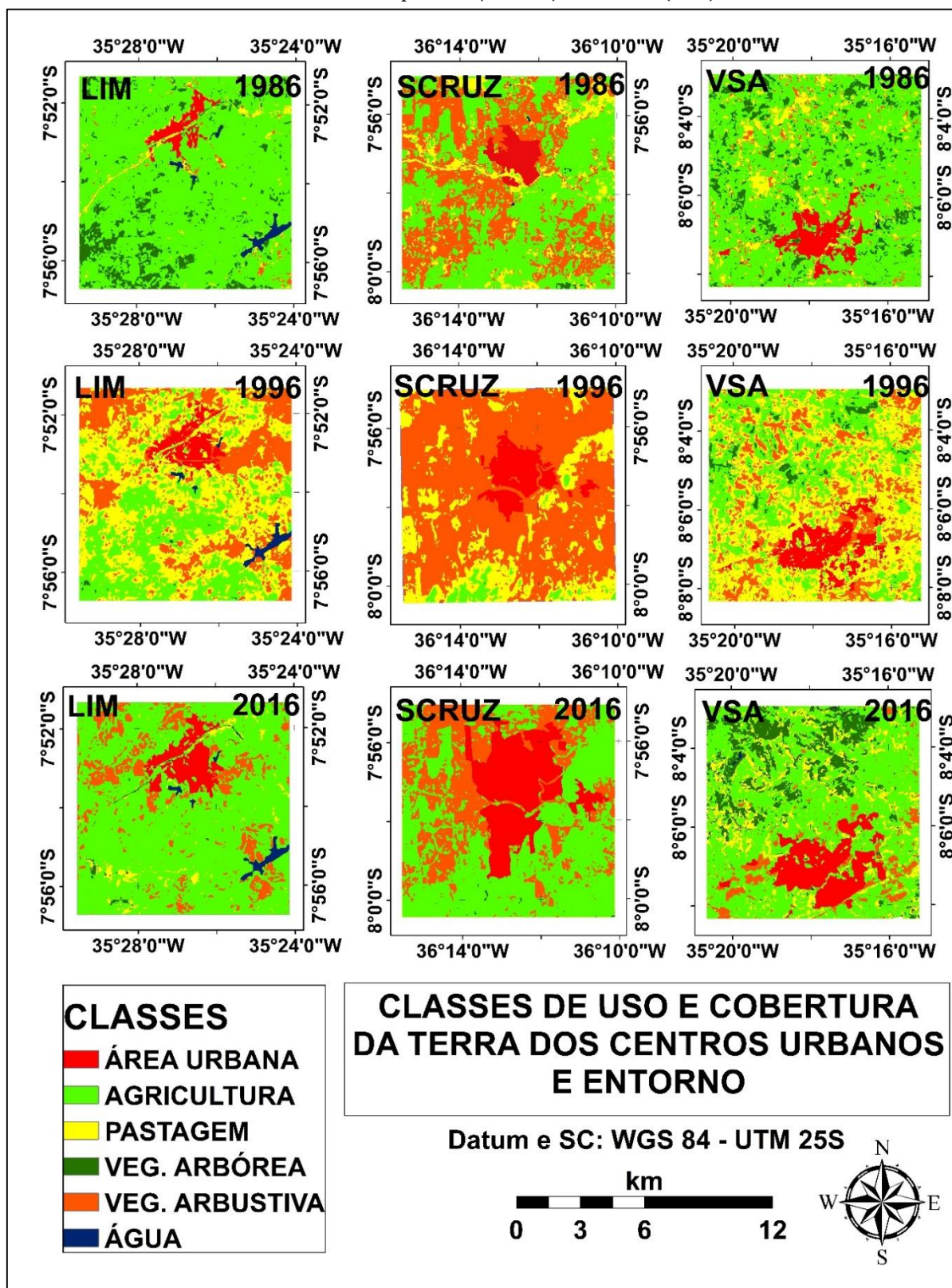
As tabelas 11, 12 e 13 trazem as informações de cada métrica relacionada aos cenários envolvidos para os recortes de Limoeiro, Santa Cruz do Capibaribe e Vitória de Santo Antão respectivamente. Analisando a área da classe (CA), percebeu-se para os três recortes que a classe área urbana aumentou ao longo das décadas. Em Limoeiro, a área urbana cresceu 56,7% entre 1986 e 1996 e saltou mais 37,6% entre 1996 e 2016. No entanto de 1986 para 2016, a área urbana da cidade mais que dobrou, evoluindo mais de 115% em 30 anos.

Em Santa Cruz do Capibaribe e Vitória de Santo Antão, o crescimento foi ainda maior. De 1986 a 2016, a área urbana dessas cidades se expandiu 370 e 77,8%, respectivamente. O aumento dessa classe para essas cidades entre 1986 e 1996 foi um pouco mais suave, porém ainda contundente.

A expansão industrial e comercial nessas cidades respaldam esse crescimento, trazendo consigo, alterações no regime de produção hídrica em sua região. Nas sub-bacias hidrográficas em que estão inseridas, o escoamento superficial apresentou aumento entre os cenários, ao passo que a evapotranspiração real mostrou tendência de queda em algumas sub-bacias hidrográficas em que os recortes estão inseridos.

Entre 1986 e 2016, houve também aumento da área das classes vegetação arbustiva e pastagem em Limoeiro e Vitória. O primeiro decorre da conversão gradual de vegetação nativa ou secundária, por pastagem, de forma que as áreas convertidas se tornam ociosas e a vegetação cresce. O segundo vem da expansão de áreas ora para a produção pecuária ou para alguma atividade agrícola em vias de formação.

Figura 17 - Recortes dos cenários de uso e cobertura da terra para as cidades de Vitória de Santo Antão (VSA), Santa Cruz do Capibaribe (SCRUZ) e Limoeiro (LIM).



Fonte: Caio Diaz (2021).

Tabela 11 - Métricas de paisagem no recorte de Limoeiro para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).

Ano	Classe	CA	PLAND	NP	LPI	ED	FRAC_AM	PAFRAC
1986	Urb	271.0	2.75	7	1.759	4.1	1.180	N/A
	Caa	116.2	1.18	294	0.080	8.2	1.092	1.430
	Pas	245.5	2.49	341	0.446	13.9	1.135	1.408
	Agr	8124.4	82.39	81	81.702	51.9	1.290	1.383
	Mata	976.8	9.91	621	1.752	33.6	1.155	1.333
	Água	126.6	1.28	10	0.995	2.0	1.150	1.291
1996	Urb	424.6	4.31	15	2.390	6.5	1.206	1.421
	Caa	2361.4	23.95	420	6.814	42.4	1.168	1.318
	Pas	4345.6	44.07	305	26.392	84.3	1.308	1.416
	Agr	2589.5	26.26	337	15.051	44.0	1.224	1.314
	Mata	15.7	0.16	21	0.058	0.8	1.061	1.235
	Água	123.8	1.26	4	0.998	1.8	1.151	N/A
2016	Urb	584.3	5.93	3	3.487	5.4	1.168	N/A
	Caa	1296.3	13.15	479	1.349	34.7	1.142	1.298
	Pas	262.4	2.66	291	0.266	12.1	1.107	1.330
	Agr	7536.0	76.43	106	75.366	51.2	1.290	1.369
	Mata	56.0	0.57	90	0.105	3.3	1.102	1.430
	Água	125.6	1.27	11	0.983	2.0	1.148	1.292

Fonte: Caio Diaz (2021).

Tabela 12 - Métricas de paisagem no recorte de Santa Cruz do Capibaribe para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).

Ano	Classe	CA	PLAND	NP	LPI	ED	FRAC_AM	PAFRAC
1986	Urb	405.18	4.1091	3	3.8298	2,40	1.1183	N/A
	Caa	3581.01	36.3168	532	25.7646	73,69	1.3072	1.4072
	Pas	1063.35	10.7839	830	1.8173	41,15	1.1693	1.3783
	Agr	4779.99	48.4762	469	25.3868	64,99	1.2351	1.3439
	Mata	25.74	0.261	30	0.125	1,16	1.093	1.3188
	Água	5.22	0.0529	7	0.0246	0,25	1.056	N/A
1996	Urb	726.39	7.3453	6	4.7006	4,67	1.117	N/A
	Caa	6818.94	68.9534	90	68.3983	35,54	1.2574	1.3496
	Pas	2085.93	21.093	261	4.7761	35,95	1.175	1.3158
	Agr	257.58	2.6047	49	1.4534	5,07	1.1476	1.2812
	Mata	0.36	0.0036	1	0.0036	0,03	1.0545	N/A
	Água	-	-	-	-	-	-	-
2016	Caa	1904.4	19.3134	4	17.2516	7,44	1.1381	N/A
	Arb	2789.01	28.2847	308	15.7574	45,31	1.2392	1.3823
	Pas	2.52	0.0256	18	0.0037	0,29	1.0344	1.4974
	Agr	5152.77	52.2567	223	40.4359	43,95	1.248	1.3324
	Mata	11.79	0.1196	22	0.0301	0,66	1.0507	1.2154
	Água	-	-	-	-	2,40	-	-

Fonte: Caio Diaz (2021).

Tabela 13 - Métricas de paisagem no recorte de Vitória de Santo Antão para as classes de área urbana (Urb), vegetação arbustiva (Caa), pastagem (Pas), agricultura (Agr), vegetação arbórea (Mata) e corpos hídricos (Água).

Ano	Classe	CA	PLAND	NP	LPI	ED	FRAC_AM	PAFRAC
1986	Urb	611.91	6.2056	24	5.4371	8,2	1.2256	1.3888
	Caa	344.34	3.4921	839	0.0958	24,7	1.0855	1.3966
	Pas	905.31	9.181	783	1.0222	38,1	1.1241	1.3383
	Agr	6979.68	70.783	144	69.4066	90,5	1.3567	1.4399
	Mata	1012.68	10.2699	773	0.4217	40,8	1.1223	1.3411
	Água	6.75	0.0685	10	0.0402	0,4	1.0841	1.3095
1996	Urb	776.16	7.8733	28	5.2002	10,4	1.1996	1.3884
	Caa	1560.15	15.826	761	0.9403	49,1	1.1369	1.3221
	Pas	4431.42	44.9518	527	35.0792	111,0	1.3559	1.4307
	Agr	2839.95	28.8081	656	5.2549	69,1	1.2319	1.3603
	Mata	250.47	2.5407	218	0.4181	9,5	1.1083	1.2844
	Água	-	-	-	-	-	-	-
2016	Urb	1088.01	11.0365	7	10.4458	7,2	1.1855	N/A
	Caa	538.38	5.4612	405	0.4227	18,5	1.1115	1.3089
	Pas	1364.31	13.8392	1272	0.8052	66,9	1.1513	1.4236
	Agr	5518.08	55.9738	351	53.1601	90,3	1.357	1.4281
	Mata	1333.62	13.5278	468	2.0797	38,1	1.1894	1.3765
	Água	15.93	0.1616	30	0.0511	1,0	1.0941	1.3999

Fonte: Caio Diaz (2021).

A área da classe de vegetação arbórea, representada na paisagem do Capibaribe por áreas de brejo de altitude e mata atlântica, apresentou grande variação temporal. Em Limoeiro, a vegetação arbórea representava quase 10% de toda área do recorte em 1986. Em 1996 e 2016, esse patamar foi reduzido para apenas 1,6 e 5,6%, respectivamente. O aumento das áreas de vegetação arbustiva, pastagem e agricultura desencadearam esta queda brusca.

Já em Santa Cruz, a variação foi menor e houve aumento em termos absolutos entre 1986 e 2016, com a menor fração de área de vegetação arbórea em 1996 (0,36). A variação em percentagem entre 1986 e 2016, no entanto, foi de 2,6% para 1,2%, mostrando queda de representatividade da classe na paisagem do recorte. Em Vitória, por sua vez, a classe de Vegetação arbórea representava mais de 10% da paisagem em 1986, diminuiu para 2,5% em 1996 e retornou para mais de 13% em 2016.

Dentre todas as classes, a agricultura é a que mostra mais presente em termos absolutos nos três recortes. Em Limoeiro, as áreas de agricultura chegam a ocupar quase toda a paisagem, atingindo mais de 86% em 1986 e 72% em 2016. Nos outros dois recortes, esse fenômeno se mantém com valores acima de 5000 ha em Santa Cruz do Capibaribe (2016) e quase 7000 há em Vitória (1986). Em razão disso, o escoamento em superfície é potencializado devido ao manejo do solo que não apresenta boa proteção fitológica e pode causar carências na infiltração hídrica.

Dias et al. (2019), argumentam que o aumento da fragmentação das classes, sobretudo classes florestais possuem papel fundamental na alteração hídrica da bacia. Essa assertiva é

respaldada, pois as sub-bacias hidrográficas representadas pelos recortes apresentam menor escoamento superficial quando as classes de vegetação arbórea e vegetação arbustiva se mantêm presentes e pouco fragmentadas, ou seja, no cenário de 1996, a exceção da sub-bacia hidrográfica 77 (setor sul do recorte de Santa Cruz do Capibaribe), que revela crescimento da classe de área urbana ao longo das três décadas e aumento proporcional de escoamento superficial. Nos cenários onde a agricultura é majoritária, o escoamento superficial tende a ser maior e onde há forte presença ora de vegetação arbustiva, ora de vegetação arbórea, os valores de percolação e produção hídrica e fluxo de base tendem a ser maiores.

Vários autores (CABACINHA, CASTRO E GONÇALVES, 2010; BARROS, 2018; DIAS et al., 2019;) revelam que a alta fragmentação de áreas florestadas ou de vegetação estão atreladas ao isolamento daquela vegetação face a atividades agrícolas ou agropecuárias. Nos recortes aqui expostos, no entanto, observa-se uma queda no número de fragmentos em razoável consonância com a área das classes de vegetação arbustiva e floresta entre 1986, 1996 e 2016. Em vitória, o número de fragmentos cai de mais de 1600 em 1986 para 980 em 1996 e 870 em 2016. Isso revela a expansão das atividades agrícolas na região, criando ilhas isoladas de vegetação nativa ou secundária, geralmente em topos de colinas e circundadas por produção de cana-de-açúcar.

Em relação a fragmentação das classes de agricultura, pastagem e área urbana, o número de fragmentos somados dessas classes oscilam em Limoeiro entre os cenários, à medida que em Santa Cruz do Capibaribe diminuem e em Vitoria de Santo Antônio, aumentam. Cabacinha, Castro e Gonçalves (2010) argumentam que a queda do número de fragmentos de atividades antrópicas está associada a conversão de áreas vegetadas por áreas antropizadas. Em Vitória de Santo Antônio, este fenômeno acontece perfeitamente e concordam com os resultados de Cabacinha, Castro e Gonçalves. O mesmo não acontece com o recorte de Santa Cruz do Capibaribe, cuja dinâmica de fragmentos é inversa. Já em Limoeiro, há aumento de fragmentos entre 1986 e 1996 e queda entre 1996 e 2016.

O fenômeno de queda no número de fragmentos de áreas antrópicas como pastagens e áreas urbanas partem do pressuposto de que as atividades antrópicas avançam em direção a vegetação local, as convertendo e conectando-se com outra atividade, formando, assim, um mosaico (agrícola ou agropecuário) e criando ilhas (fragmentos) de vegetação na paisagem, tendência que também ocorre no trabalho de Pereira et al. (2001).

O índice de maior fragmento (LPI) identifica o maior fragmento de cada classe na paisagem e calcula sua porcentagem de ocupação em relação a área de estudo. Majoritariamente as classes de pastagem e agricultura se alternam entre os maiores

fragmentos de cada recorte entre os cenários analisados, com exceção do recorte de Santa Cruz do Capibaribe em 1986 e 1996, em que no primeiro cenário, as classes de agricultura e vegetação arbustiva apresentam um fragmento que responde por mais de 25% da paisagem, cada e em 1996, a classe de vegetação arbustiva cobre grande parte da paisagem com mais de 68% do recorte.

O maior fragmento de área urbana demonstra aumento ao longo do tempo nos três recortes estudados, evidenciando a expansão urbana na região. Particularmente em Santa Cruz do Capibaribe, a evolução do maior fragmento de área urbana é notória entre 1996 e 2016 com aumento de 4,7% de representação na paisagem para mais de 17%. Vitória de Santo Antão apresenta evolução do maior fragmento de classe urbana estável entre 1986 e 1996 e dobra em 2016, chegando a 10% da paisagem. Limoeiro, por sua vez, denota moderado aumento de LPI de 1,75%, 2,3% e 3,4% em 1986, 1996 e 2016 respectivamente.

Esse tipo de evolução da área urbana geralmente ocorre centrada na mesma região e implica em grandes alterações da paisagem, com conversão de qualquer outro tipo de classe, inclusive corpos hídricos, em Área antrópicas edificadas. Barros (2018) afirma que este fenômeno revela a expansão horizontal das estruturas urbanas, ampliando as áreas periféricas e aglutinando fragmentos menores levando a retração, inclusive, do número de fragmentos de área urbana. Este efeito, porém, só acontece de fato em Vitória, onde houve aumento da LPI e diminuição dos fragmentos de área urbana, no entanto, nos demais recortes, o número de fragmento seguiu estável a exceção de Santa Cruz entre 1996 e 2016, houve diminuição de 80% da NP enquanto LPI aumentava.

Os dados de LPI para vegetação arbórea mostram resultados contundentes quanto a dinâmica de uso e cobertura da terra da região. No geral o maior fragmento de vegetação arbórea diminui ou se mantém estável entre as décadas para todos os recortes a exceção de Vitória em 2016. Com a fragmentação, conversão e coalescência e súbito isolamento de fragmentos de vegetação arbórea, a LPI ao longo do tempo tende a diminuir nas áreas em estudo, culminando em pequenas concentrações desta classe.

Em Santa Cruz, o maior fragmento de vegetação arbórea nos três recortes é bastante incipiente, visto que há clara predominância de caatinga generalizada na classe de vegetação arbustiva e os poucos fragmentos de vegetação arbórea se dão próximos a açudes e canais também traduzidos na forma de uma composição de caatinga arbórea mais densa. Vitória é o único recorte que apresenta aumento significativo de LPI, entre 1996 (0,42%) e 2016 (2,07%) uma evolução de quase 400% ainda que com inexpressiva representatividade do maior fragmento na paisagem.

Em Limoeiro, configura-se acentuada queda de LPI entre 1986 e os demais cenários, denotada pela queda da fragmentação de vegetação arbórea entre as décadas e diminuindo a ocorrência de áreas mais extensas da classe na paisagem. Fernandes et al. (2017), argumentam em cima dos valores de LPI para fragmentos florestais encontrados por Souza et al. (2014), de 2,47% como um valor considerado baixo quando a matriz antrópica é predominante. Fernandes et al. (2017) observam valor de LPI de 1,6% para classe de floresta em sua pesquisa.

Estes valores são próximos aos encontrados aqui nesta pesquisa, entretanto é importante destacar que dentre os recortes estudados, apenas o de Vitória encontra-se totalmente inserido em uma região de dominação original de floresta (Mata Atlântica), enquanto que o recorte de Limoeiro apresenta características transicionais de ecossistemas (ecótono entre caatinga e mata atlântica) e Santa Cruz do Capibaribe, posiciona-se no bioma caatinga em sua totalidade. Com isso, constata-se que até certo ponto, faz sentido os valores de LPI para a classe de vegetação arbórea serem bem mais baixos do que os encontrados pelos trabalhos citados, cujas áreas de estudo encontram-se em zonas úmidas.

Dias et al. (2019), argumenta que o efeito de borda são alterações localizadas nas áreas de contato entre a matriz antrópica e o remanescente florestal. A métrica densidade de borda (ED), calcula o número total das bordas das classes (em metros) e o relaciona com a área total da classe. Este cômputo nos diz o quanto uma classe, sobretudo aspectos antrópicos, influenciam outras e é muito usado para entender os efeitos antrópicos em ecossistemas naturais.

Vários trabalhos (PEREIRA et al., 2001; ETTO et al., 2013; DIAS et al., 2019) atestam que o aumento da densidade de borda em áreas florestais e naturais são diretamente proporcionais ao aumento do número de fragmentos dessas estruturas da paisagem, o que implica em maior degradação ao longo do tempo. No entanto, Fernandes et al. (2017) também observam uma possível associação entre a diminuição da ED em ambientes naturais com o desaparecimento desses ambientes na paisagem.

Isso significa que para cada classe ou estrutura da paisagem, existe uma interpretação diferente quanto ao aumento ou diminuição da densidade de borda. Na pesquisa, percebeu-se que há uma variabilidade acentuada quanto ao comportamento da densidade de borda para algumas classes em todos os recortes. Para a classe vegetação arbórea, o recorte de Limoeiro apresentou queda abrupta entre 1986 e 1996 e leve alta entre 1996 e 2016, significando que embora bastante fragmentada na década de 80, as áreas de mata ocorriam com certa relevância na paisagem e retraiu-se nas décadas seguintes, quase desaparecendo.

No caso de Santa Cruz do Capibaribe, a classe de vegetação arbórea é praticamente irrelevante devido ao contexto ecossistêmico local já citado. Ainda assim, constatou-se leve queda entre 1986, 1996 e 2016, o que pode ser explicado pela expansão urbana que tomou aos poucos as áreas ribeirinhas do rio Capibaribe que corta a cidade.

Já em Vitória, observou-se relevante variabilidade entre as décadas com queda acentuada de ED entre 1986 e 1996 e aumento entre 1996 e 2016. O alto valor de ED em 1986 e 2016 indica alta fragmentação de mata atlântica e mata secundária na paisagem ao redor da cidade face a expansão agrícola de cana-de-açúcar, enquanto que em 1996, detectou-se baixo valor de ED possivelmente por conta das características climáticas da década (anos muito secos), fazendo com que o método de classificação identificasse mais áreas de vegetação arbustiva, muito embora essas áreas sejam na verdade também ocupadas por vegetação arbórea.

Portanto, observa-se aqui tanto cenários de ED para a classe de vegetação arbórea observados por Pereira et al. (2001) de diminuição da densidade de borda ao longo do tempo quanto dos outros autores que detectaram aumento da ED em detrimento a fragmentação da classe e consolidação do aumento do número de manchas de vegetação arbórea na paisagem.

A variação dos valores da densidade de borda explicam também processos de expansão de classes antrópicas. A diminuição dos valores dessa métrica na paisagem indicam coalescência de fragmentos de pastagem e agricultura que avançam sobre estruturas naturais (PEREIRA et al., 2001), ao passo que seu aumento também pode indicar o aparecimento de novas manchas de pastagem, evidenciando a expansão difusa dessas classes na paisagem (CABACINHA, CASTRO E GONÇALVES, 2010; DIAS et al., 2019).

Em Limoeiro, a densidade de borda das áreas agricultadas apresentaram-se estáveis ao longo do tempo, enquanto em Santa Cruz e Vitória houve evidente queda em 1996 face a forte ocorrência da classe vegetação arbustiva e pastagem nos respectivos recortes. Já a classe de pastagem segue o caminho inverso e em 1996 apresenta os maiores valores em Vitória e Limoeiro, ao passo que em Santa Cruz há flagrante redução de 1986 e 1996 para o cenário de 2016. Este último está atrelado ao quase desaparecimento da classe no último cenário.

Nos outros dois recortes, percebe-se o aumento dos valores de ED em 1996 seguido de suave queda no número de fragmentos, indicando maior efeito de borda da pastagem em associação ao aumento em área desta classe na paisagem, concordando de maneira inversamente proporcional com os valores de ED da classe de vegetação arbórea.

Os cenários onde há aumento de ED para atividades antrópicas pode potencializar alterações no ciclo hidrológico local, uma vez que a pressão das atividades agrícolas às

estruturas naturais pode desencadear aumento do escoamento em superfície e das vazões de entrada e saída de riachos protegidos por vegetação e diminuição das recargas de aquífero, percolação e fluxo de base em decorrência a queda do potencial de interceptação produzido pelo dossel de áreas de vegetação arbórea e arbustiva, que facilitam a infiltração de água no solo.

A Dimensão Fractal dos Fragmentos Ponderados pela Área (FRACAM) e a Dimensão Fractal Perímetro-Área (PAFRAC), são métricas de paisagem que mensuram o nível de complexidade da forma do fragmento usando regressão linear. Barros (2018) explica que ambos os índices variam de 1 a 2 e que os polígonos (fragmentos) mais complexos tem seus perímetros aumentados, também ocupando mais área, de forma que os valores se aproximam de 2. Como PAFRAC apresenta resultados prejudicados pois necessitam de maior número de amostras (NP), constituiu-se como um índice de referência e, portanto, apenas FRACAM foi integralmente analisado.

Os valores no geral, mostraram-se baixos para todas as classes em estudo, no tempo e no espaço, nunca ultrapassando 1,4. Revela-se, então de baixo a médio níveis de complexidade dos fragmentos das paisagens em estudo, com destaque para os fragmentos de vegetação arbórea. Nesta classe os valores de FRACAM ficaram abaixo de 1,2, mostrando baixíssima complexidade dos fragmentos. Este resultado mostra que os fragmentos de vegetação arbórea na paisagem apresentam formato regular e simples, moldados pela dinâmica das atividades antrópicas. Barros (2018) comenta que este fenômeno indica que perturbações antropogênicas operam sobre tais estruturas naturais.

Na contramão da classe de vegetação arbórea, a ocorrência de vegetação arbustiva potencializou a variabilidade e a complexidade dos valores de FRACAM, sobretudo em Santa Cruz do Capibaribe, onde seu predomínio é mais evidente. Neste caso, como a classe se mostra mais complexa, as atividades antrópicas na paisagem parecem exercer menos pressão e influência sobre as áreas de vegetação arbustiva que, em sua maioria, representam a caatinga. Em Santa Cruz, no entanto, percebe-se queda da complexidade dos fragmentos de 1,31 em 1986, 1,26 em 1996 e 1,24 em 2016, tendência explicada pela expansão horizontal do perímetro urbano da cidade.

Já em Limoeiro, percebe-se tendência de aumento da dimensão fractal em consonância ao aumento da área de ocupação no recorte, muito embora sejam valores baixos, inferiores aos encontrados por Barros (2018) e Demir (2019) e para Vegetação arbustiva ou rasteira. A mesma tendência ocorre em Vitória, porém com valores ainda menores, atestando o baixo

nível de complexidade dos fragmentos de vegetação arbustiva na região, provavelmente limitada a lotes intra e periurbanos e vegetação de capoeira.

Nas áreas urbanas, o índice de dimensão fractal comportou-se de maneira distinta em cada recorte. Enquanto houve aumento de complexidade no perímetro urbano em Santa Cruz do Capibaribe, Em Limoeiro e Vitória, os valores de FRACAM diminuíram ao longo das décadas. Para os dois últimos recortes, incorre divergência de resultados aos encontrados por Li et al. (2001) e Barros (2018), ao mesmo tempo que a evolução de complexidade das áreas urbanas de Santa Cruz do Capibaribe concorda com os dois trabalhos citados.

Destaca-se também a diferença dos valores encontrados nesta pesquisa e a dos trabalhos anteriormente citados. Enquanto Li et al. (2001) trabalharam com paisagens de incipiente domínio urbano e valores de FRACAM muito próximos a 1, Barros (2018) encontrou valores maiores considerando que sua área de estudo foi Cuiabá-MT. Aqui, o índice retornou valores intermediários entre os dois trabalhos, o que conclui que o nível de complexidade da forma de áreas urbana pode estar relacionado ao tamanho do perímetro urbano e a forma como este se expande horizontalmente.

5.3 Análise de sensibilidade, calibração e validação da vazão da bacia hidrográfica do rio Capibaribe

Avaliando brevemente a sensibilidade dos parâmetros ao modelo, o algoritmo SUFI2 segue a diretriz que, segundo Jin e Jin (2020), quanto maior for o valor de *t-stat* simultâneo a quanto menor for o valor de *p-value*, maior será a sensibilidade de cada parâmetro aos dados modelados. Assim, a figura 18 expõe de maneira ordenada, os parâmetros mais e menos sensíveis ao modelo.

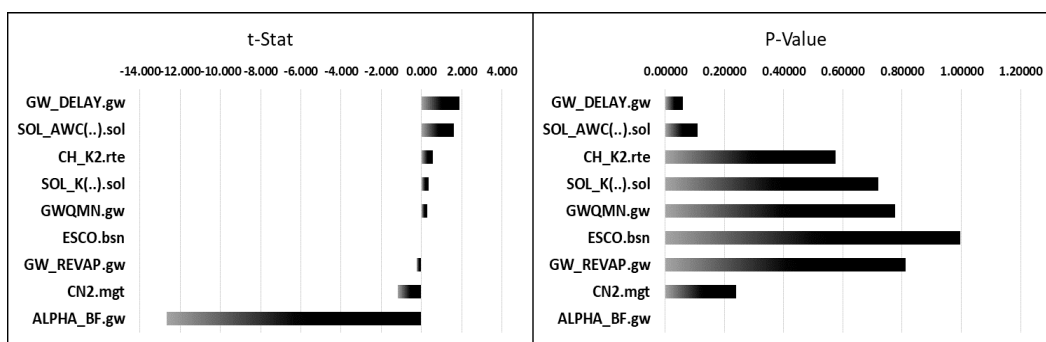
Nota-se que os parâmetros mais sensíveis aos dados estimados foram o intervalo de tempo para recarga do aquífero (GW_DELAY) e armazenamento de água no solo (SOL_AWC), indicando certa importância da dinâmica de lençóis freáticos como fator de resposta a vazão, uma vez que enquanto o primeiro integra um fator de recarga de aquíferos regulado por um intervalo de tempo, o segundo responde a capacidade de armazenamento de água no solo, o que pode influenciar no fluxo de base, uma das variáveis responsáveis pela média total de vazão da série estimada em cada estação estudada.

Em seguida, aparecem em ordem condutividade hidráulica efetiva do canal (CH_K2), capacidade de água da camada de solo (SOL_K), profundidade limite da água no aquífero raso (GWQMN) e Fator de compensação da evaporação da água no solo (ESCO), todos com

t-stat e *p-value* positivos. Coeficiente de ascensão da água para a zona de saturação (GW_REVAP), Função de permeabilidade do solo (CN2) e Constante de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF) figuram com *t-stat* negativos, indicando serem os parâmetros menos sensíveis ao modelo.

É comum que a análise de sensibilidade dos parâmetros seja única e individual para cada bacia hidrográfica, uma vez que cada bacia hidrográfica apresente aspectos hidrológicos e fisiográficos distintos. Em Jin e Jin (2020), por exemplo, CN2 e CH_K2 apresentaram a maior sensibilidade ao modelo. Em Mengistu et al. (2019), que trabalharam com uma bacia hidrográfica no centro da África do Sul, além de CN2, ALPHA_BF se mostrou bastante sensível ao modelo. Almeida, Pereira e Pinto (2018) ao modelarem a bacia hidrográfica do Mucuri em Minas Gerais, detectaram GWQMN como parâmetro sensível. Já Paz et al. (2018) calibraram a bacia hidrográfica do rio Goiana e encontram GW_DELAY, SOL_AWC, ESCO além de CN2 como mais sensíveis, coincidindo os dois primeiros com os resultados encontrados para o Capibaribe, que se limita com o Goiana.

Figura 18 - valores dos índices estatísticos *t-stat* e *p-value* para cada parâmetro calibrado.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Cada Parâmetro utilizado apresentou intervalos iniciais distintos, segundo a natureza de seus dados. O valor final que representa a melhor simulação obtida, bem como os intervalos iniciais e o método de mudança é apresentado na tabela 14. Alguns parâmetros obtiveram performance final negativa, procurando ajustar a série estimada o mais próxima possível das observações. CN2, por exemplo, sendo uma função de permeabilidade do solo usando o escoamento superficial como variável (ARNOLD et al., 2012), embora tenha sido um dos parâmetros menos sensíveis, foi necessário para diminuir a vazão total inicial das estimativas, que por sua vez, estavam superestimando os valores observados. Já o parâmetro SOL_K, responsável pela condutividade hidráulica na zona saturada do solo e ligado a

alterações na evapotranspiração, percolação e fluxo de base (LUBITZ, PINHEIRO e KAUFMANN, 2013) também obteve o valor final negativo, tendo a mesma influência de CN2 na série estimada.

Tabela 14 - Parâmetros utilizados na calibração.

PARÂMETROS	MÉTODO	VALOR MÍNIMO	VALOR MÁXIMO	VALOR APROPRIADO
SOL_K.sol	<i>Relative</i>	-0.9	0.9	-0.728335
GW_REVAP.gw	<i>Absolute</i>	0.02	0.2	0.093242
CH_K2.rte	<i>Absolute</i>	0	20	1.5875
ESCO.bsn	<i>Relative</i>	0	2	0.926207
SOL_AWC.sol	<i>Relative</i>	0	2.5	1.493466
CN2.mgt	<i>Relative</i>	-0.2	0.2	-0.63339
ALPHA_BF.gw	<i>Replace</i>	0	1	0.000019
GW_DELAY.gw	<i>Replace</i>	0	10	7.875967
GWQMN.gw	<i>Replace</i>	0	100	70.050804

Fonte: Caio Diaz

Dentre os 9 parâmetros utilizados, CH_K2 obteve performance distinta. Definido como a condutividade hidráulica efetiva no canal principal, este parâmetro apresentou relação inversamente proporcional aos valores estimados de vazão, ou seja, o intervalo inicial do parâmetro entre 0 e 100 usando o método absoluto de mudança fez com que a vazão total diminuísse preponderantemente, subestimando muito as observações. À medida que o intervalo era diminuído, a série estimada era paulatinamente ajustada, atestando a sensibilidade do parâmetro.

Em bacias hidrográficas distintas, o comportamento de CH_K2 é igualmente diferente. Menguistu et al. (2019) obtiveram valor final de 53mm. Almeida, Pereira e Pinto (2018) atingiram valor bem menos, de 8.9mm. Já Yaduvanshi et al (2017), calibrando uma bacia hidrográfica em zona tropical da Índia, atestaram valor final apropriado de apenas 3.67mm, valor este próximo ao apresentado nesta pesquisa.

Os dois parâmetros mais sensíveis aqui encontrados também revelam grande variação do valor final para outras bacias hidrográficas. Enquanto aqui, GW_DELAY finaliza com 7.87 dias, em Menguistu et al. (2019), o valor chega a 35 dias para a recarga de aquífero. Em Yaduvanshi et al. (2017), este valor supera os 310 dias, ao passo que Pathan e Sil (2019) obtiveram valor final de apenas 1.13 dias, revelando uma recarga quase que diária.

Em relação a SOL_AWC, a mudança de natureza relativa cria a possibilidade do parâmetro retornar um valor final negativo, ou seja, a capacidade de armazenamento de água no solo é superada por outra variável ligada ao escoamento. Exemplificando, Almeida, Pereira e Pinto (2018) testaram valor para a melhor simulação de -0.21, aproximadamente. Sexton et

al. (2011) atingiram valor final positivo, porém próximo de 0, traduzindo um certo equilíbrio entre infiltração, confinamento e escoamento da água em superfície. No resultado aqui obtido, o valor sugere alta capacidade de armazenamento de água no solo.

Após a obtenção dos melhores intervalos e valores otimizados para cada parâmetro utilizado, as séries estimadas finais puderam ser analisadas e avaliadas. Através de vasta literatura (ABBASPOUR et al., 2015; KIM e PARAJULI, 2014; KWARTENG et al., 2020; ROUHOLAHNEJAD et al., 2012 entre outros) é possível identificar tanto ajustes precisos e valores bem calibrados das estimativas às observações, como também detecta-se padrões não fidedignos e irreais.

Analizando as figuras 19 e 20, nota-se em todos os gráficos, de forma quase total ou parcial, comportamentos positivos e negativos como os já citados anteriormente. Na figura 19a, representando a estação de Paudalho, percebe-se ausência de acompanhamento da série estimada aos picos da série observada, ou seja, a intensidade proposta pelas observações na vazão em períodos chuvosos não é atingida pelo modelo, muito embora ela seja identificada com picos menores.

Este padrão também é recorrente na estação de Limoeiro (19b) e Santa Cruz do Capibaribe (19c), onde os picos de vazão em meses chuvosos são bem proeminentes. Destaca-se também o comportamento contrário, onde a série estimada expõe picos de vazão onde não há, mostrando um resultado irreal na série das estações citadas e na estação de Toritama (20a).

Em relação ao primeiro comportamento, Abbaspour et al. (2015) sugerem que os picos baixos da série simulada se devem a três fatores: escoamento superficial baixo e alta evapotranspiração e armazenamento de água no solo. Tais fatores podem ser corrigidos, segundo eles, ajustando-se parâmetros que regulam as variáveis citadas (CN2, ESCO, SOL_AWC, etc).

Já a segunda inconsistência da série simulada em detrimento das observações, Abbaspour et al. (2015) indicam haver problemas na representatividade das estações pluviométricas do modelo em alguns pontos ou até mesmo nas estações fluviométricas, visto que a rede de dados de vazão no Brasil, sobretudo no Nordeste Brasileiro, logra de problema de falhas na coleta. Este problema é bem recorrente em diversos trabalhos e mesmo após a consistência dos dados, o problema pode persistir. No entanto, ainda assim a maioria das séries estimadas apresentaram bom resultado, uma vez que as simulações na maior parte da série conseguem ao menos acompanhar os vales e picos dos valores observados.

Em alguns pontos das séries estimadas, as simulações conseguiram acompanhar os picos das observações em volume, porém não de forma simultânea. Isso acontece quando o

tempo de concentração da série é longo e/ou quando há uma superestimativa da rugosidade do terreno. Para isso, Abbaspour et al. (2015) novamente, sugerem ajustar o coeficiente de rugosidade da superfície ($OV_N.hru$) e na extensão média da declividade do terreno ($SLSUBBSN.hru$). Esse fenômeno ocorreu pontualmente no começo das séries de Paudalho e São Lourenço da Mata, não afetando o desempenho do modelo de maneira preponderante.

Embora tenha se detectado inconsistências nas séries estimadas, elas também provaram ser bastante precisas em vários aspectos da calibração. A série estimada do Engenho Sítio (19d) é um exemplo claro. Apesar de expor o segundo problema aqui já citado (subestimativa de picos), a série simulada acompanha bem as observações, mesmo em períodos de vazão baixa. Além disso, a maioria da série é levemente subestimada, pois toda a parametrização é feita em simultâneo com outras estações e o ajuste da estação de engenho sítio, aumentando a vazão média da série, poderia afetar o desempenho das demais, criando superestimativas indesejadas. A avaliação do desempenho da estação de Engenho Sítio e das demais estações é mostrada na tabela 15, que revela os valores obtidos da correlação de Pearson (R^2), índice de Nash-Sutcliffe (NSE) e o PBIAS.

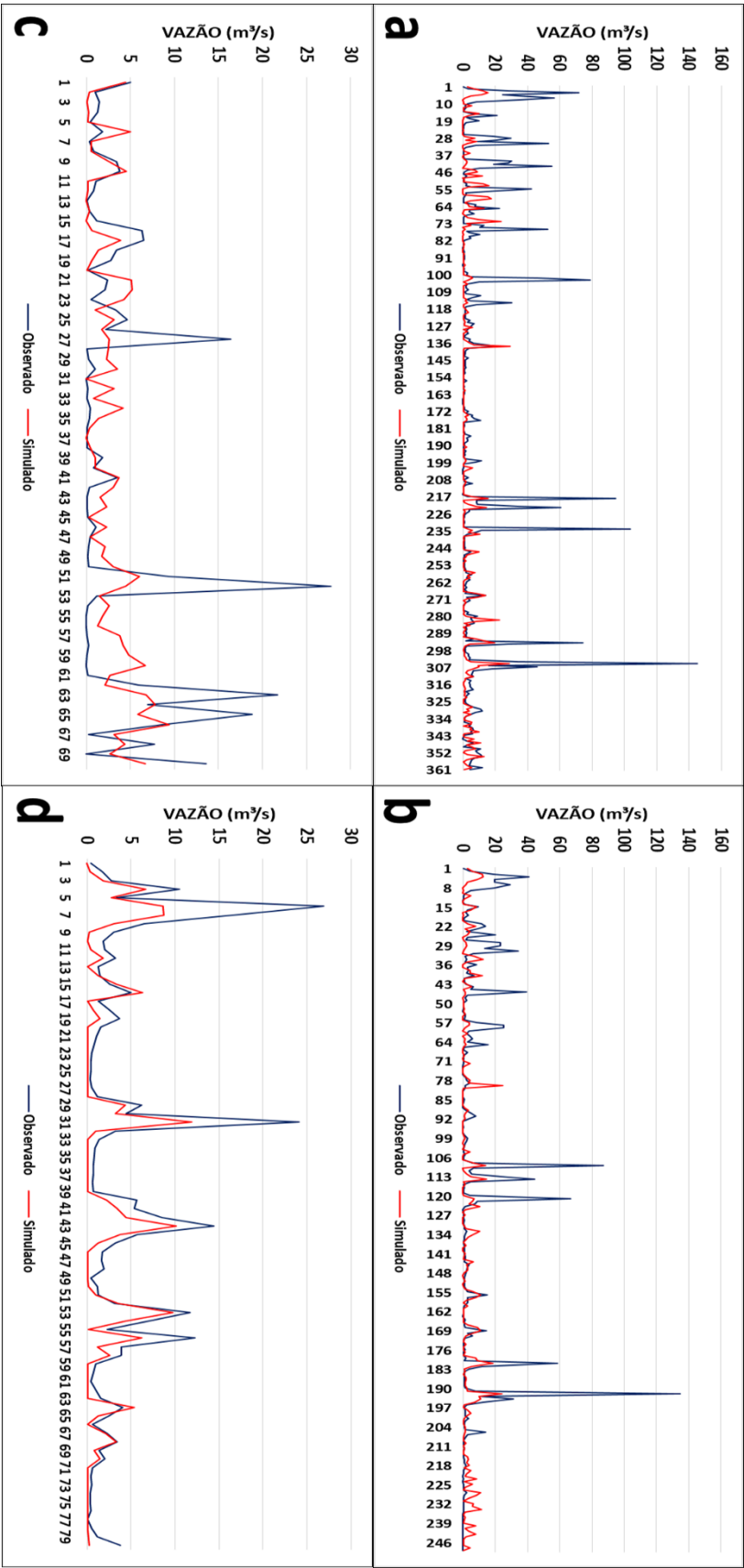
Como é informado na tabela, a própria estação de Engenho Sítio apresenta ótimo desempenho de R^2 e satisfatório de NSE, este último afetado pelas estimativas que subestimaram um pouco as observações como já foi mencionado. PBIAS da estação, no entanto é considerado ruim, também atrelado ao distanciamento entre as séries, destacando-se o primeiro pico como o maior distanciamento.

Tabela 15 - Avaliação de desempenho da calibração por estação usando R^2 , NSE e PBIAS cujas classes são: Ótima (O), Boa (B), Satisfatório (S), Ruim (R) e Inapropriado (I).

ESTAÇÕES	R^2	Classe	NSE	Classe	PBIAS	Classe
PAUDALHO	0.20	I	0.10	I	62.8	I
LIMOEIRO	0.29	R	0.20	I	47.6	R
S.C. CAPIBARIBE	0.25	I	0.23	I	14.0	B
ENGENHO SÍTIO	0.81	O	0.58	S	49.0	R
TORITAMA	0.20	I	0.14	I	37.7	R
S.L da MATA	0.61	B	0.59	S	14.9	B
VITÓRIA	0.79	O	0.77	O	22.3	S

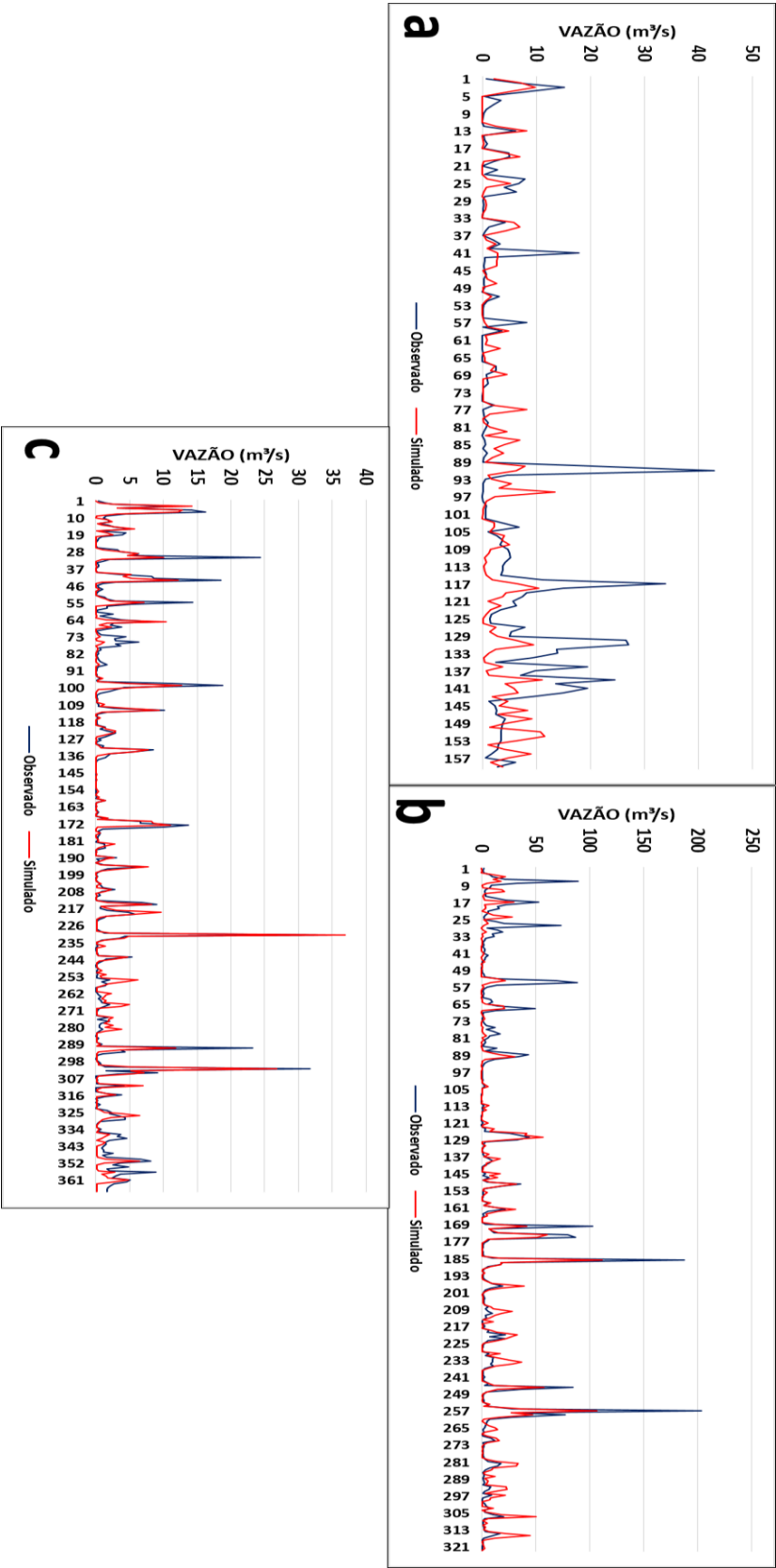
Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 19: Séries estimada e observada da calibração para a estações de Paudalho (19a), Limoeiro (19b), Santa Cruz do Capibaribe (19c) e Engenho sítio (19d).



Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 20 - Séries estimada e observada da calibração para a estações de Toritama (20a), São Lourenço da Mata (20b) e Vitória de Santo Antão (20c).



Fonte: Caio Diaz (2021).

Foram observadas três estações com desempenho considerado inapropriado, tanto para correlação, como para o Nash: Paudalho, S. C. Capibaribe e Toritama. As três que mais apresentaram problemas associados a subestimativa e (não) identificação de picos. O PBIAS da segunda estação citada, no entanto, obteve a melhor classificação, considerando que a série estimada apresenta a melhor tendência da calibração em relação a série observada.

Constatou-se melhor desempenho nas estações de Engenho Sítio, São Lourenço da Mata e Vitória de Santo Antão, atribuídos ao melhor ajuste da série simulada sobre a observada e com melhor acompanhamento, estimando com maior precisão os picos e os períodos de baixa vazão. Como já foi informado, Engenho Sítio obteve o maior valor de correlação do estudo, no entanto o melhor desempenho geral atribui-se a estação de Vitória de Santo Antão, com Correlação e NSE classificados como ótimo e PBIAS satisfatório, atestando a qualidade e acurácia do modelo neste ponto de vazão.

Atestou-se bons resultados na estação de São Lourenço da Mata, cuja série estimada comportou-se de forma semelhante a de Vitória, porém com menos precisão. As duas últimas estações citadas, inclusive, além de próximas entre si, possuem número de amostras (intervalo de dados) semelhantes e durante a calibração, atingiram bons valores de correlação e NSE com bem menos iterações do que as demais estações. Engenho sítio apesar de seus dados não corresponderem as mesmas características que essas duas estações, também se localiza em um ponto de coleta inserido em zona úmida, indicando junto as demais que as áreas úmidas da bacia hidrográfica do Capibaribe parecem reunir melhores características (precisão no uso do solo, solo, qualidade dos dados de precipitação e climáticos em geral, etc) para a calibração do modelo do que as áreas ocidentais no alto curso da rede drenagem que compõem o Agreste da bacia.

No segundo momento da análise, adicionando-se a validação estatística de cada série de vazão estudada, os resultados da avaliação apresentaram uma substancial variação em relação a primeira avaliação considerando apenas a calibração. Os valores das séries, de fato, permaneceram os mesmos, uma vez que foram usados os mesmos critérios de calibração e parametrização e com os intervalos mínimos e máximos de cada parâmetro.

A tabela 16 expõe bem essas variações em detrimento da primeira avaliação, uma vez que R^2 , NSE e PBIAS nas séries de calibração (C) e validação (V), estão melhor ou pior classificadas a depender da estação e tipo de avaliação. No geral, a avaliação apresenta alguns valores ótimos ou satisfatórios entre as duas séries. O NSE de Engenho sítio, por exemplo, na validação atingiu o melhor patamar dentre todas as avaliações, assim como R^2 tanto na calibração como na validação, mostrando-se ser a série mais consistente do estudo.

A estação de Vitória, no entanto, variou bastante de classificação. R^2 e NSE na calibração mostraram-se bem proeminentes, garantindo resultados ainda melhores que os constatados no primeiro momento da análise. Contudo, observam-se resultados insatisfatórios de NSE e PBIAS na série de validação, assim como na estação de São Lourenço da Mata. Nas duas estações é constatada uma subestimativa (VITÓRIA) e uma superestimativa (S.L. da MATA), justificando os baixos NSE e, por conseguinte, altos graus de erro nas estimativas, sendo S.L MATA o pior dos dois.

Aliás, o desempenho geral da série de validação não foi muito bom e isso se justifica pela qualidade da série observada utilizada. O intervalo de 36 meses, apesar de satisfatório como critério e representar os últimos anos das séries estudadas na calibração, não foi suficiente para suprir os problemas de qualidade dos dados do final da série. Outra evidência para isso é que a avaliação da série de calibração deste segundo momento foi ligeiramente melhor que a do primeiro momento, justamente porque a fração final da série (utilizada para a validação) foi retirada da série de calibração, melhorando assim, seu desempenho. Em última análise, Limoeiro apresenta os piores resultados de NSE e PBIAS, curiosamente, por estimar valores bastante altos em comparação as observações, estas que expuseram valores extremamente baixos de vazão.

Tabela 16: Avaliação de desempenho da calibração e validação por estação usando R^2 , NSE e PBIAS cujas classes são: Ótima (O), Boa (B), Satisfatório (S), Ruim (R) e Inapropriado (I).

	C	V	C	V	C	V	C	V	C	V	C	V
ESTAÇÕES	R^2	R^2	Classe	Classe	NSE	NSE	Classe	Classe	PBIAS	PBIAS	Classe	Classe
PAUDALHO	0.21	0.11	I	I	0.1	-0.41	I	I	65.5	31.4	I	R
LIMOEIRO	0.34	0.09	R	I	0.19	-64.37	I	I	56.4	-794.1	I	I
S.C CAPIBARIBE	0.09	0.16	I	I	-0.01	0.15	I	I	1.8	-20.3	O	S
ENGENHO SÍTIO	0.84	0.81	O	O	0.55	0.64	S	B	51	45	I	R
TORITAMA	0.19	0.08	I	I	0.17	-0.19	I	I	30.4	46.9	R	R
S.L da MATA	0.65	0.76	B	O	0.61	-3.29	B	I	22	-125.9	S	I
VITÓRIA	0.81	0.54	O	S	0.8	-0.08	O	I	16.5	62.2	S	I

Fonte: Caio Diaz (2021).

5.4 Resposta hidrológica sob cenários ideias de uso e cobertura da terra

Neste capítulo, foram analisadas variáveis hidrológicas modeladas da bacia hidrográfica do rio Capibaribe (BHRC) em função de cenários de uso e cobertura da terra em diferentes escopos e projeções temporais. Primeiramente foram abordadas respostas hidrológicas do **escoamento superficial, evaporação da água no solo, produção hídrica, percolação e evapotranspiração real** a partir de um prognóstico de aumento linear da área urbana sobre o BHRC em três cenários temporais (2026, 2031 e 2036). Posteriormente foram inseridas análises de respostas das mesmas variáveis citadas, agora sob influência de cenários de uso e cobertura da terra em que a classe de vegetação arbórea cobre 25% (cenário 1) a mais de área a partir do cenário de uso e cobertura da terra de 2016 e 25% a mais a partir do cenário 1 (cenário 2)

5.4.1 Cenários hidrológicos de expansão linear de área urbana e de reocupação de vegetação arbórea

Dentre as classes de uso e cobertura da terra criadas, a classe de agricultura foi aquela que teve a maior representatividade em todos os cenários, como aponta a tabela 17, seguido das classes de vegetação arbustiva e arbórea. Com a utilização de um critério linear de estimativas sobre a classe de área urbana e a escolha da vegetação arbórea como classe a ser substituída, a diferença percentual entre as duas classes caiu de 66,5% para 36.1%.

Já em relação aos cenários hipotéticos em que há aumento da cobertura de classe arbórea em substituição a classe de agricultura, há pouca mudança nas diferenças percentuais entre essas duas classes, uma vez que as atividades agrícolas apresentam representatividade espacial majoritária de mais de 70% de toda a BHRC, no entanto a vegetação arbórea com acréscimo de 25% no primeiro cenário e 25% no segundo, atingiu quase 10% de toda a cobertura da BHRC, dilatando a diferença percentual para as áreas urbanas representadas na ordem de 72.4%

Tabela 17 - Percentual das classes dos mapas de uso e cobertura da terra de 2016 e dos cenários hipotéticos criados.

	2016	2026	2031	2036	Cenário1	Cenário1
AGRICULTURA	71.54%	71.56%	71.55%	71.56%	69.93%	68.04%
PASTAGENS	3.37%	3.22%	3.19%	3.17%	3.4%	3.34%
VEG. ARBÓREA	6.37%	6.07%	5.85%	5.65%	7.98%	9.97%
VEG. ARBUSTIVA	15.01%	15.07%	15.08%	15.08%	15%	14.96%
ÁREA URBANA	2.77%	3.16%	3.39%	3.61%	2.76%	2.75%
ÁGUA	0.94%	0.94%	0.94%	0.94%	0.94%	0.94%

Fonte: Caio Diaz (2021).

Cenários ideias de uso e cobertura da terra representando a expansão linear da área urbana nos anos de 2026, 2031 e 2036, foram modelados seguindo os mesmos critérios do cenário de 2016. Os montantes gerais de escoamento superficial, evaporação da água no solo, produção hídrica, percolação e evapotranspiração real da BHRC para esses cenários hipotéticos são representados da figura 21.

Percebe-se um nítido aumento ao longo do tempo nos patamares gerais do escoamento superficial (SURQ) e evapotranspiração real (ET). O aumento de SURQ na BHRC possui relação intrínseca com o aumento da precipitação, mas também da exposição do solo à precipitação e a intensificação da permeabilidade da superfície, estes ligados a processos de expansão agrícola e, principalmente, a expansão da área urbana.

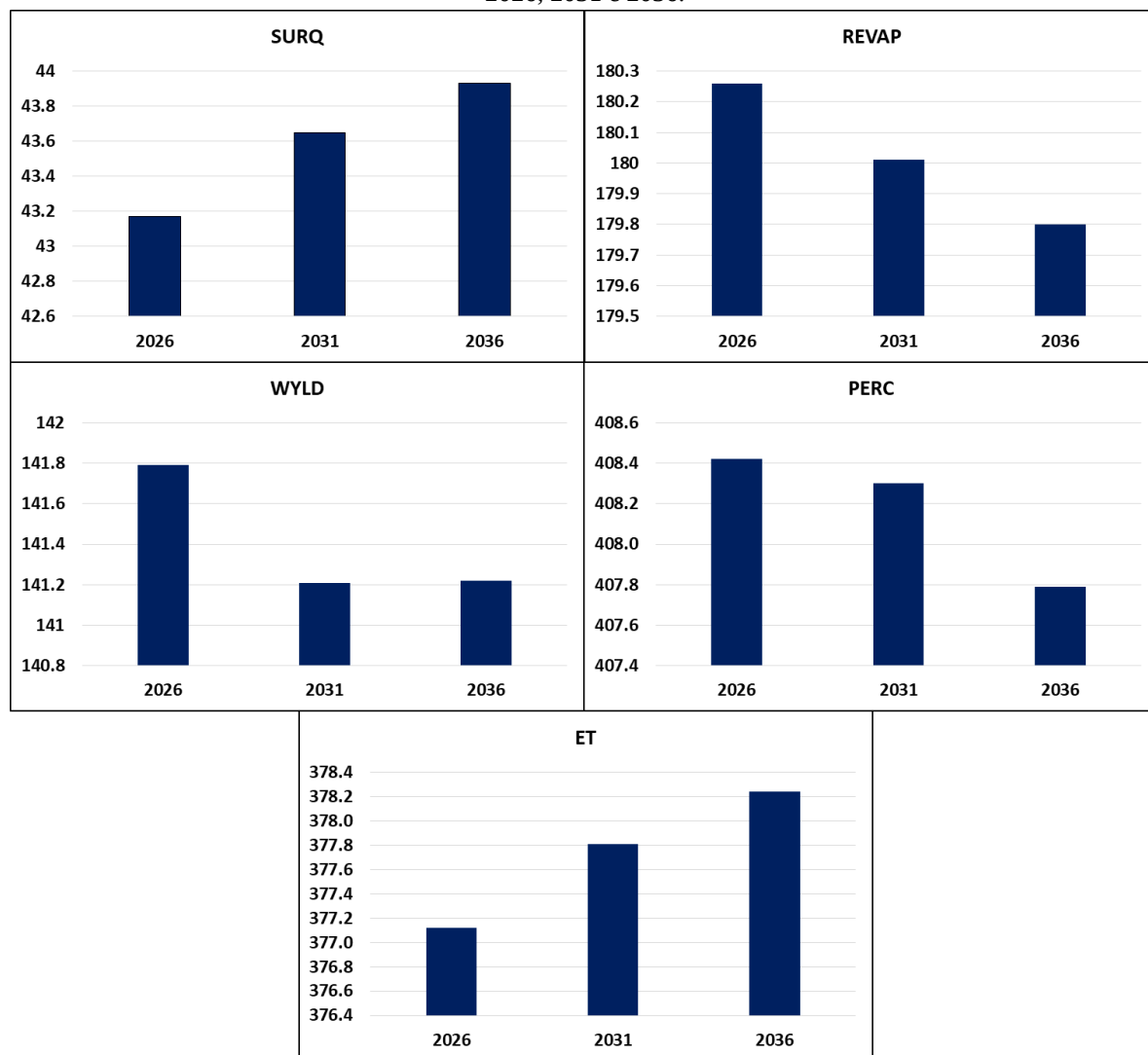
Alterações no ciclo hidrológico em decorrência das mudanças antrópicas do uso e cobertura da terra podem potencializar problemas gerados por tais alterações. O escoamento superficial, por exemplo, fomenta os fluxos no nível de base das bacias hidrográficas, bem como em suas áreas de contribuição, culminando em maior perda de solos nestes dois setores.

Chimdessaet *al.* (2019), exemplificam bem este fenômeno, quando no tempo, verifica-se aumento da perda de solos na maioria das subbacias em estudo face alterações no uso da terra e no clima. Embora a perda de solo não seja exatamente o foco do presente trabalho, é o produto decorrente de aumento do escoamento superficial e da impermeabilidade do solo, tendência que ocorre aqui entre os cenários de estudo.

O aumento da ET tem relações com o aumento de SURQ e da precipitação ao longo do tempo, uma vez que ET soma os valores da evaporação com a transpiração de plantas e, embora a classe de vegetação arbórea diminua com o tempo, sua substituição pela classe de área urbana implica em maior disponibilidade hídrica em superfície para evaporar, compensando os decréscimos pela transpiração. Yang *et al.* (2016) enfatizam esse argumento

ao detectarem queda nas tendências de ET justificadas pelo decréscimo histórico da precipitação e da disponibilidade hídrica em superfície, que por sua vez, auxiliam na diminuição da evaporação. Tão logo há aumento desses fatores, contribui-se para que ET Também possa historicamente aumentar.

Figura 21: Valores (em mm) gerais de escoamento superficial (SURQ), evaporação da água no solo (REVAP), produção hídrica (WYLD), percolação (PERC) e evapotranspiração real (ET) para os cenários hipotéticos de 2026, 2031 e 2036.



Fonte: Caio Diaz (2021).

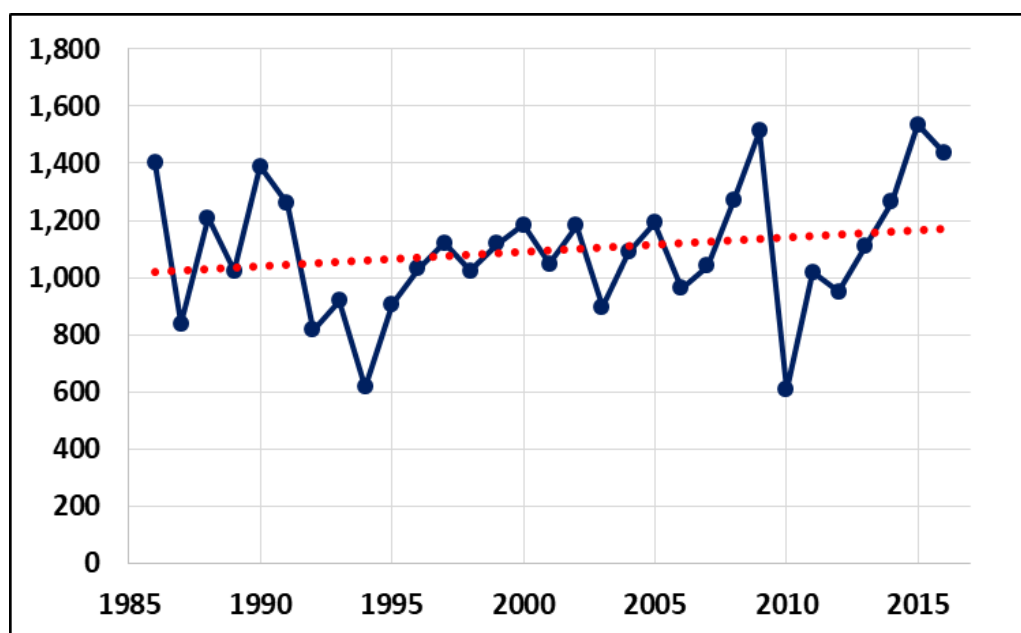
A evaporação de água no solo (REVAP), produção hídrica e percolação mostraram-se em queda ao longo dos três cenários hipotéticos, com 2026 tendo os maiores valores. Normalmente, a diminuição histórica de REVAP pode estar associada à diminuição da temperatura do ar, da precipitação, da permeabilidade do solo e do armazenamento hídrico.

Como pode ser analisado na figura 22, a precipitação anual do período histórico de 1986 a 2016, usado para a modelagem dos cenários hipotéticos, apresenta tendência positiva,

eliminando a relação desta com a queda histórica de REVAP. O aumento da classe de área urbana é o fator que melhor conduz a uma relação apropriada com o comportamento de REVAP, uma vez que a impermeabilização e selamento do solo diminui sua porosidade e dificulta a infiltração, induzindo a menores taxas de percolação (esta que também apresenta queda) e armazenamento hídrico e, conseqüentemente, diminuindo a disponibilidade de água no solo para evaporar.

O montante de produção hídrica (WYLD) também possui queda muito embora haja aumento de SURQ, pois é um elemento que depende do escoamento em superfície, mas também em subsuperfície e subterrâneo, alimentado pelo fluxo lateral e pelos fluxos de base. Como as variáveis anteriores mostram queda de variáveis inerentes a infiltração de água no subsolo, WYLD tende a cair ao longo dos cenários hipotéticos.

Figura 22: Histórico anual da precipitação (em mm) usado na modelagem dos cenários analisados. A linha tracejada em vermelho representa tendência positiva da precipitação no período.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Choto e Fetene (2019) verificaram que a produção hídrica (WYLD) aumentou durante o tempo com o aumento das atividades agrícolas, conferindo uma relação de proporcionalidade entre o uso e a variável hidrológica. Porém o mesmo não é verificado entre a expansão urbana e WYLD na BHRC, havendo inclusive, decréscimo entre o cenário ideal de 2026 e 2031.

Esta relação também pode ser ponderada em Choto e Fetene (2019), onde enfatizam que mudanças no uso da terra resultaram em mudanças nos fluxos de vazão, em específico a

expansão da agricultura que intensificou aumento do escoamento superficial e, por conseguinte, a dinâmica hídrica em sub superfície e subsolo.

O mesmo pode ser argumentado sobre a expansão de área urbana na BHRC, que em detrimento da impermeabilidade, diminui ao longo do tempo, o montante de REVAP, uma vez que disponibilidade hídrica em subsolo é afetada negativamente em detrimento do maior escoamento em superfície.

Torna-se, portanto, muito nítido como a expansão da classe de área urbana tem papel fundamental na intensificação de fluxos em superfície e claramente mostrados aqui. Munoth e Goyal (2019), embora deem maior ênfase desta variável hidrológica com a variabilidade espaço-temporal da agricultura, eles também mostram que há aumento da classe urbana, muito embora não fique claro a relação direta desta classe com o escoamento superficial, pois esta discussão não tratada no trabalho com afinco.

Os cenários modelados com maior cobertura da classe de vegetação arbórea (VA) em substituição a classe de agricultura são analisados a seguir. Os valores do cenário 1, representando o mapa de uso e cobertura da terra com 25% a mais de VA a partir do mapa de 2016 e do cenário 2, representando uso e cobertura da terra com 25% a mais a partir do cenário 1 são expostos na figura 23. São estes, valores das mesmas variáveis analisadas para a expansão da classe de área urbana.

Revela-se nos gráficos, que o comportamento das variáveis é inversamente proporcional quando se comparado com a análise anterior, denotando um efeito oposto da maior representatividade da VA no mapa de uso em relação aos cenários de aumento de classe urbana. Estranhamente, os valores do cenários 1 de SURQ e REVAP em termos absolutos, figuram-se um pouco maiores ou menores em relação aos valores do cenário ideal de 2026 quando deviam ser menores ou maiores, respectivamente, devido à maior cobertura de VA.

De qualquer forma, verifica-se uma queda no montante de SURQ e ET e aumento de REVAP, WYLD e PERC quando há maior VA e menor área de agricultura entre os cenários. O poder de interceptação de gotas de chuva pelo dossel florestal e preservação e conservação do solo por intermédio da rede radicular e serapilheira, além das atividades bióticas, promovem a diminuição do escoamento em superfície, a maior recarga de aquíferos potencializada por uma percolação mais eficiente.

Os valores de ET revelam-se em queda à medida que mais VA é incorporada ao mapa de uso do modelo, neste caso, o cenário 2 que apresenta quase 10% de seu território coberto por vegetação arbórea. Se comparado aos valores encontrados nos cenários de expansão

urbana, fica evidente a influência de áreas urbanas e áreas com cobertura florestal, no balanço da evapotranspiração.

Ghafari-Azar *et al.* (2018) ao compararem o montante histórico de ET entre as duas Coreias, mostram como há uma clara diferença entre as duas regiões, sendo a Coreia do Norte com o menor montante ET, maior cobertura florestal e menor área urbana, enquanto que a Coreia do Sul explicita maior montante de ET e características de cobertura opostas.

Com a água percolando de forma mais fácil no solo, se abre a possibilidade de tornar o mesmo mais úmido, intensificando REVAP. O aumento entre os cenários 1 e 2 de WYLD é traduzido, justamente por essa maior possibilidade da água infiltrar-se mais no solo e intensificar a dinâmica de fluxos em subsuperfície e subterrâneo, aumentando assim os fluxos laterais e de base, o oposto do ocorrido nos cenários de aumento de área urbana.

Todas essas variáveis também são influenciadas não apenas pelo aumento da cobertura de VA, mas também pela retração da classe de agricultura em detrimento a VA. As atividades agrícolas, ainda mais em condições de *plantation*, podem ser responsáveis pela maior exposição e perda de solo, homogeneidade da paisagem e diminuição dos fluxos em subsuperfície e no subterrâneo.

Munoth e Goyal (2019) trazem uma discussão à luz da movimentação representativa das áreas de agricultura e sua influência sobre o ciclo hidrológico de forma a não concordar com alguns resultados aqui representados. Eles determinaram que houve aumento da produção hídrica a partir da expansão agrícola e retração das áreas florestais ao longo do tempo, enquanto que os resultados aqui expostos versam sobre o aumento da produção hídrica em consonância com o aumento da classe de floresta nos cenários 1 e 2 em detrimento da diminuição da área da classe de agricultura.

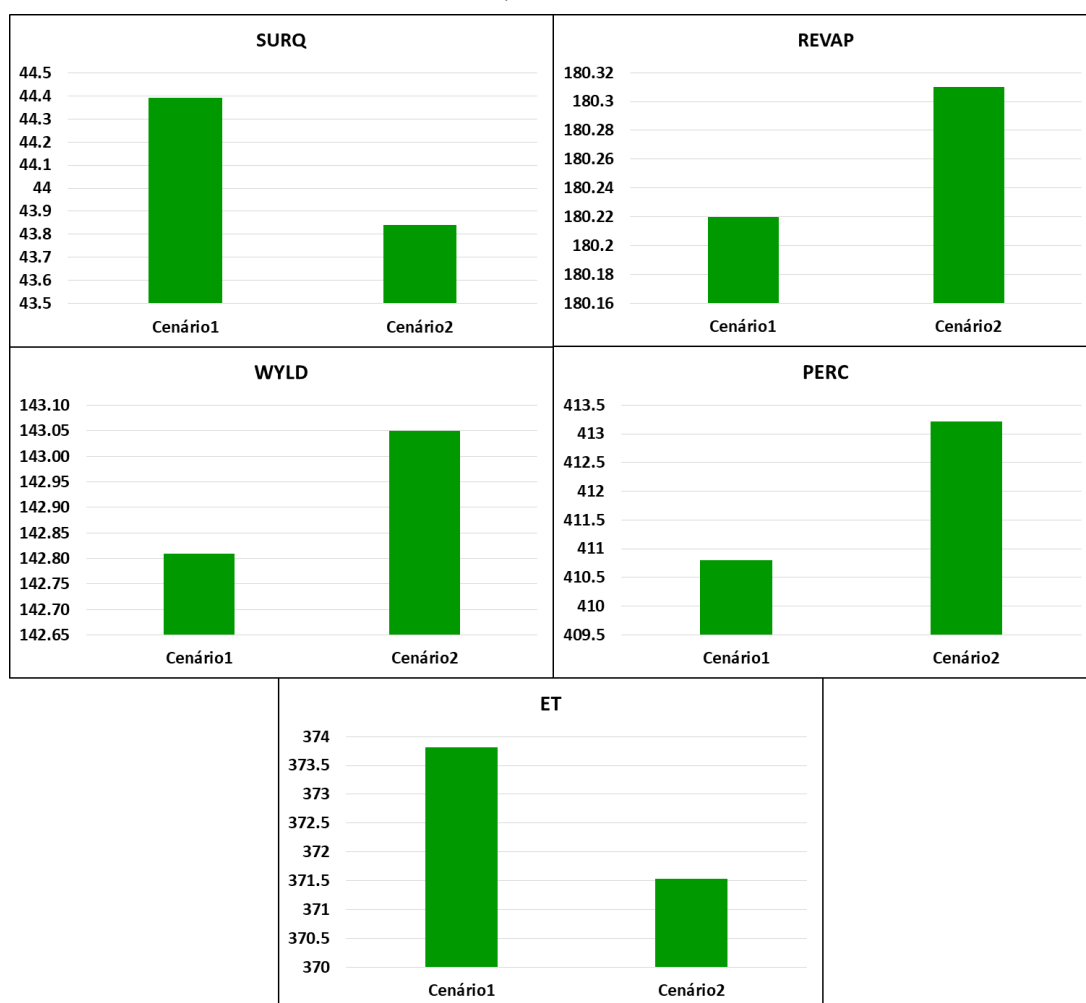
Ao mesmo tempo, ambos os trabalhos concordam com relação às movimentações do escoamento superficial, uma vez que há aumento, no tempo, de valor da variável com a expansão agrícola em Munoth e Goyal (2019) e diminuição desse montante em função da retração da classe de agricultura face a sua substituição pela classe de vegetação arbórea, presente neste trabalho.

Näschenet *al.* (2018) discorrem acerca da substituição da savana por pastagens e áreas agrícolas e percebem um aumento nos montantes de escoamento superficial em função disso ao mesmo tempo que verificam relação diretamente proporcional entre WYLD e ET. O primeiro fenômeno de conversão em relação ao escoamento superficial concorda com os resultados, pois os efeitos de conversão opostos aos encontrados em Näschenet *al.* (2018) produzem queda nos montantes de escoamento superficial.

Já as relações entre produção hídrica e evapotranspiração destoam dos valores encontrados aqui, onde indica-se relação de oposição entre as duas variáveis. Em outras palavras, a medida que há aumento de cobertura florestal em detrimento de retração da agricultura, percebe-se evidente aumento de produção hídrica e queda de evapotranspiração.

Li *et al.* (2019) atentam sobre a diminuição do montante anual de vazão em decorrência da queda de escoamento superficial e atribuem principalmente ao aumento da expansão agrícola e verificam uma relação inversamente proporcional entre o aumento da vazão e diminuição de ET durante o período chuvoso, contrastando com os resultados expostos aqui que mostram uma clara redução de SURQ e ET em decorrência do aumento de áreas de floresta e diminuição de áreas agricultadas.

Figura 23: Valores (em mm) gerais de escoamento superficial (SURQ), evaporação da água no solo (REVAP), produção hídrica (WYLD), percolação (PERC) e evapotranspiração real (ET) para os cenários hipotéticos de 2026, 2031 e 2036.



Fonte: Caio Diaz (2021).

5.5 Aspectos hidrológicos em função das mudanças de uso e cobertura da terra

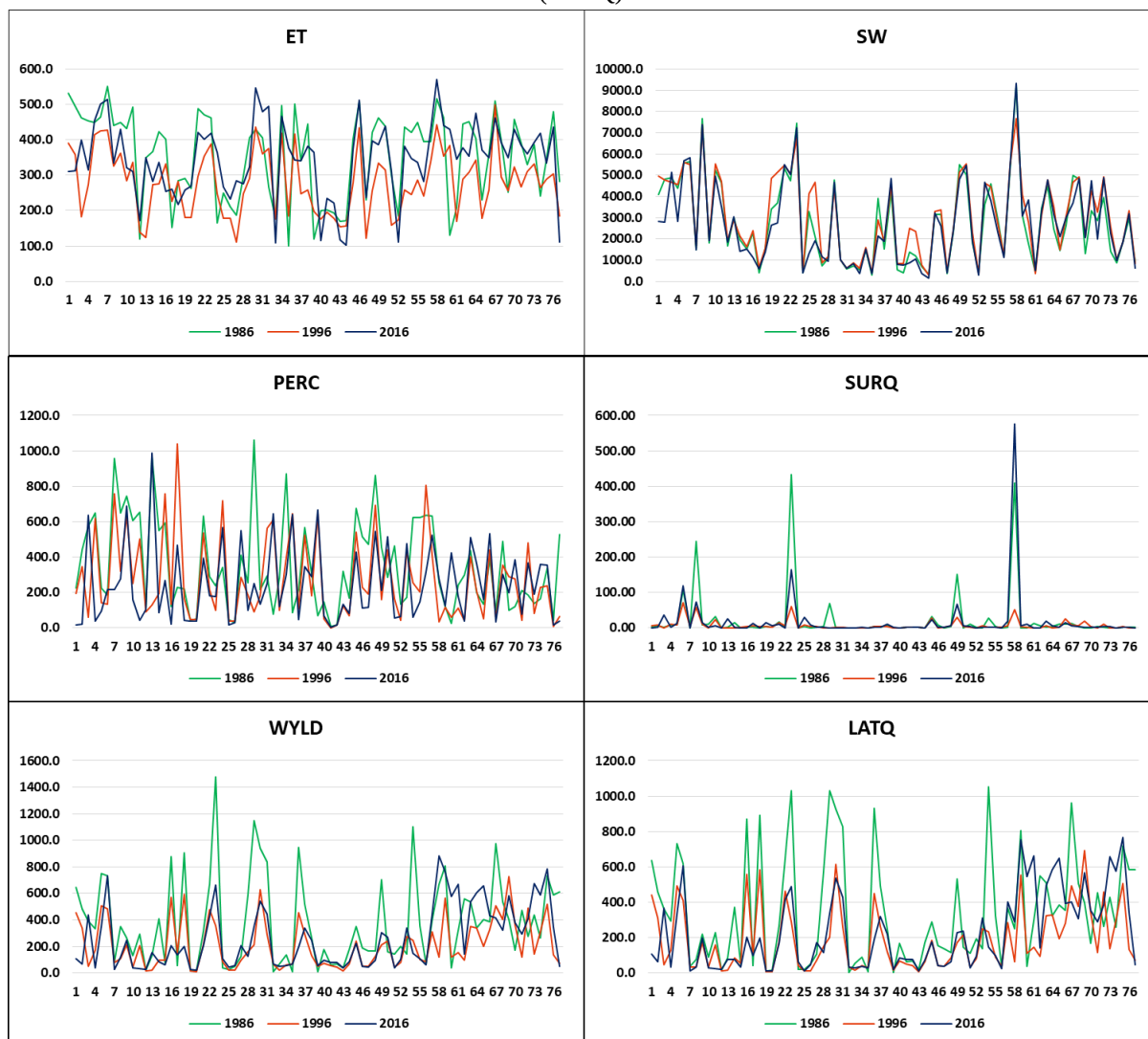
Neste item, serão analisados os principais aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do Capibaribe, tais como vazão específica, escoamento superficial, evapotranspiração real e potencial e contribuição do lençol freático e suas mudanças em função da dinâmica de uso e cobertura da terra ao longo de 30 anos. O item é subdividido em três tópicos. O primeiro esmiúça variáveis hidrológicas compartmentadas em sub-bacias hidrográficas, o segundo destrincha as variáveis de vazão e evaporação dos canais da bacia. Estes dois primeiros têm como parâmetro de análise os anos que representam os cenários de uso e cobertura da terra criados (1986, 1996 e 2016) a fim de avaliá-los diretamente em paralelo. O terceiro e último tópico versa sobre a variabilidade anual das variáveis hidrológicas em toda a série histórica.

5.5.1 Análise espaço-temporal das variáveis hidrológicas e do balanço hídrico das sub-bacias hidrográficas do Capibaribe para os cenários de 1986, 1996 e 2016

Valores médios anuais de evapotranspiração real, escoamento superficial, capacidade de água no solo, percolação, produção hídrica e escoamento sub-lateral para cada sub-bacia hidrográfica nos anos que representam os cenários de uso de 1986, 1996 e 2016 serão analisados a seguir tendo a figura 24 como recurso central da análise espacial de cada variável em estudo em associação às tabelas expostas como Apêndice A, B e C. Estas destacam 77 sub-bacias hidrográficas geradas pelo modelo. Algumas delas com delineamento exclusivo no modelo, outras representadas empiricamente, como Tapacurá e Goitá.

A evapotranspiração real (ET) durante o período simulado variou entre as sub-bacias hidrográficas de 100mm a 551mm no ano de 1986, 111mm a 499mm em 1996 e de 101mm a 569mm no ano de 2016. Em sua maioria, os maiores valores de ET são encontrados nas sub-bacias hidrográficas a baixo curso do Capibaribe onde há maior precipitação e ocorrência de mata atlântica preservada ou matas úmidas em geral ou em sub-bacias hidrográficas do interior com brejos de altitude, como Taquaritinga do Norte e Brejo da Madre de Deus, onde nessas áreas a vegetação é densa, arbórea e há maior transpiração. A exemplo disso, temos as bacias hidrográficas 67 e 64 (Figura 25).

Figura 24: Valores por sub-bacia hidrográfica de evapotranspiração real (ET), armazenamento hídrico (SW), percolação (PERC), escoamento superficial (SURQ), produção hídrica (WYLD) e escoamento sub-lateral (LATQ).



Fonte: Caio Diaz (2021).

Já os menores valores de ET prevalecem em sub-bacias hidrográficas de baixa altitude no alto curso do Capibaribe onde há predomínio de caatinga ou em outras com poucas áreas de vegetação nativa e alta concentração de áreas agricultadas e/ou pastoris, como exemplos das sub-bacias hidrográficas 27 e 77.

Em relação a variação temporal da ET, percebe-se que boa parte das sub-bacias hidrográficas do oeste do Capibaribe obtiveram queda de ET entre 1986 e 1996 e aumento de evapotranspiração real entre 1996 e 16, algumas com substancial acréscimo. A sub-bacia hidrográfica 51, por exemplo, teve queda de 299mm em 1986 para 158mm em 1996 e aumento de 310mm em 2016. Nos mapas de uso e cobertura da terra dos três cenários, é mostrado como está sub-bacia hidrográfica sofre uma substancial mudança de uso, em que boa parte da área de caatinga contida em 1986 e 1996 é convertida em áreas agricultadas.

De maneira análoga, a sub-bacia hidrográfica 57, no centro-sul da bacia, apresenta queda de ET entre 1986 e 1996, seguido de aumento em 2016, com 395, 335 e 426mm, respectivamente. Aqui desta vez, é a vegetação arbórea quem sai de cena no lugar da agricultura. Na sub-bacia hidrográfica 25, no entanto, o mesmo não ocorre e a ET diminui de 1986 a 2016, de 461mm para 418mm sendo o ano de 1996 o de menor patamar, com 388mm. Nesta sub-bacia hidrográfica que fica perto do exutório principal da bacia, houve o inverso das sub-bacias hidrográficas anteriormente citadas e a área de mata entre os cenários aumentou juntamente com a área urbana, que nesta sub-bacia, encontra-se próximo ao nível de base do rio principal.

As simulações também modelaram a capacidade média de armazenamento de água no solo (SW) para cada sub-bacia hidrográfica delineada. Em regiões de clima tropical úmido com solos profundos, é perfeitamente normal que o armazenamento de água no solo seja amplo e volumoso. Por isso, as sub-bacias hidrográficas mais próximas do litoral possuem as maiores capacidades de armazenamento. Três delas (23, 8 e 58) ultrapassam 6500mm nos três cenários e no caso da sub-bacia hidrográfica 23, grande parte de sua área é coberta por vegetação arbórea, o que maximiza a infiltração de água nos solos com auxílio da interceptação das árvores.

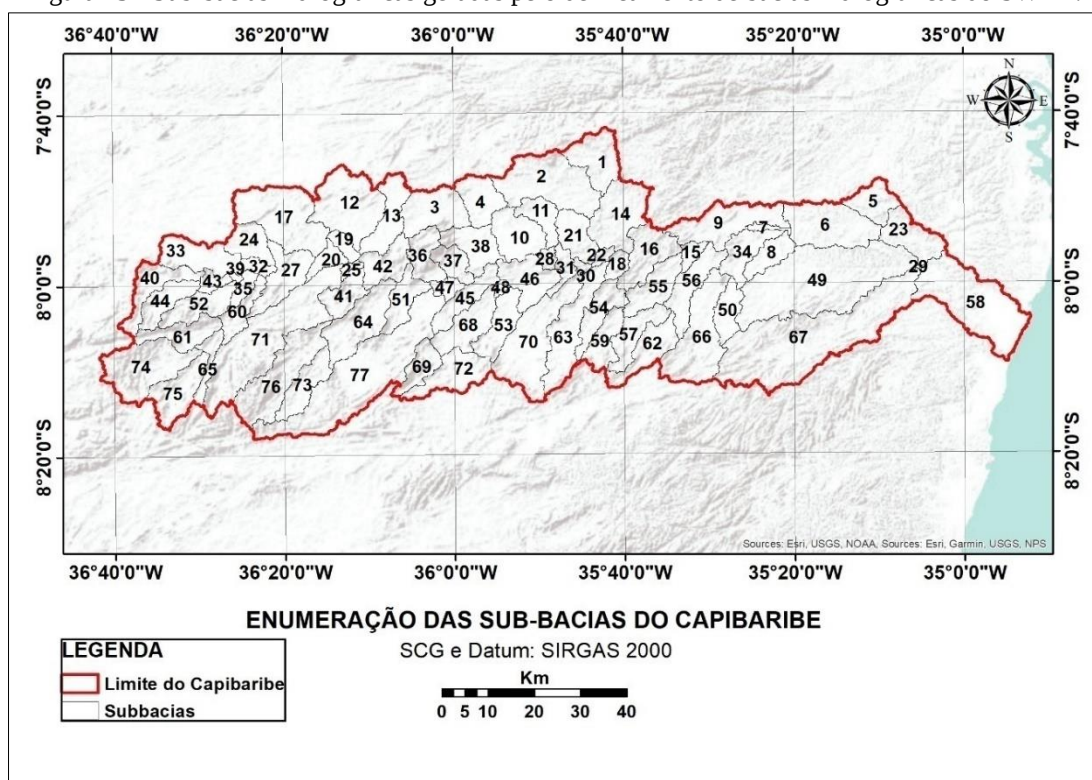
Já no cenário de 1996, o número de sub-bacias hidrográficas com SW maior que 4000mm é maior sendo 30 no total seguido de 1986 com 22 e 2016 com 19. Isso nos mostra que não só no cenário pretérito, a capacidade de armazenamento das sub-bacias hidrográficas seria maior, se associado ao predomínio de vegetação para assegurar esta capacidade como mostra uma redução de SW entre 1986 a 2016, por vezes, gradual. A sub-bacia hidrográfica 02, por exemplo, situando a sede do município de Surubim, houve redução de SW de 1991.9mm entre 1996 e 2016 e 2037.5mm entre 1986 e 2016, possivelmente devido à expansão urbana ocorrida associada a diminuição de vegetação densa.

Algumas sub-bacias hidrográficas no alto curso do Capibaribe (36 e 76) também possuem alta capacidade média devido sua cobertura de brejo ou de caatinga arbórea, ainda que a precipitação seja bem menor que as áreas próximas ao litoral. Entre os cenários, porém, não há mudanças tão significativas como nas sub-bacias hidrográficas no baixo curso, a exceção das sub-bacias hidrográficas 26 e 19 que registraram proeminente aumento de SW entre 1986 e 1996 e/ou queda entre 1996 e 2016.

Notou-se na verdade que a maioria das sub-bacias hidrográficas registraram aumento de SW entre 1986 e 2016, contrariando a tendência próxima ao litoral. A sub-bacia hidrográfica 60, como exemplo, registrou SW simulada de 1786mm em 1986, passando por

2801mm em 1996 até 3824mm em 2016. A sub-bacia hidrográfica 70 também registrou SW de 3311mm em 1986, 4262mm em 1996 e 4723mm em 2016, um aumento de 30% em 30 anos. Já a sub-bacia hidrográfica 53 registrou 3609mm de SW em 1986, acentuado aumento em 1996 com 4625mm e 4679mm em 2016, demonstrando que esta tendência persiste nas sub-bacias hidrográficas com alta capacidade de armazenamento. O alto valor de SW registrado em 1996 se deve a classe de caatinga que predomina amplamente no mapa de uso deste ano, em relação aos demais.

Figura 25 - Sub-bacias hidrográficas geradas pelo delineamento de bacias hidrográficas do SWAT.



Fonte: Caio Diaz

Ainda sobre o oeste da bacia hidrográfica do Capibaribe, devido à baixa pluviosidade e alta difusão de solos rasos, há poucas áreas com boa capacidade de armazenamento hídrico. Atrela-se aí, vastas áreas com solos antropizados, destinados a agropecuária e tem-se, então, sub-bacias hidrográficas com baixo SW. Seis sub-bacias hidrográficas (44, 52, 43, 33, 35, 47) apresentam SW médio menor que 400mm em 2016, enquanto que em 1986 (35, 44, 47, 17) e 1996 (44, 61, 52) esse número é menor, evidenciando o caráter deficitário de armazenamento de água no solo dessas regiões. Entre os cenários, o número de sub-bacias hidrográficas com SW menor que a média de precipitação do modelo (901mm) não variam, sendo 15 em cada ano. Considerando estas analogias entre as sub-bacias hidrográficas e a diferença de área

ocupada pela caatinga como classe de uso entre os cenários, percebe-se a preponderância desse tipo de bioma para o armazenamento hídrico e manutenção do ciclo hidrológico.

A percolação média de água no solo em cada sub-bacia hidrográfica é outra variável analisada aqui. Os patamares de percolação são importantes, pois através deles tem-se uma ideia de quais regiões no Capibaribe possuem ambientes com alta ou baixa capacidade de infiltração de água nos perfis dos solos levando-se em consideração o ciclo hidrológico como um todo, bem como o uso e cobertura da terra nessas regiões.

Em geral, a distribuição espacial dos maiores e menores valores de percolação na bacia hidrográfica é mais heterogênea do que das variáveis anteriores (Figura 26), com as médias por sub-bacia hidrográfica oscilando próximo a 0 até mais de 1060mm entre os cenários. Contudo, percebe-se uma concentração das sub-bacias hidrográficas com os menores valores médios de percolação a no baixo curso do Capibaribe e em áreas de brejo que mal chegam a 150mm. Um conjunto de fatores contribuem para a baixa percolação nessas sub-bacias hidrográficas, mas cada sub-bacia hidrográfica pode ter sua particularidade.

Solos muito argilosos em vastas áreas destinadas agricultura, por exemplo, podem tornar o processo de percolação da água até o lençol freático, mais lento. Alta pluviosidade faz com que esses solos argilosos saturem mais rapidamente, potencializando efeitos de escoamento em superfície. Outro fator que diminui bastante a percolação é a impermeabilização do solo em centros urbanos.

É o caso da sub-bacia hidrográfica 58, localizada próxima a foz do Capibaribe, é densamente urbanizada e com predominância de latossolos e argissolos, além de registrar acumulados pluviométricos anuais acima de 2000mm. A percolação média de toda a série simulada nessa sub-bacia hidrográfica é de 260mm, bem distante dos 760mm de média de percolação da sub-bacia hidrográfica 24 localizado a Oeste de Santa Cruz do Capibaribe.

A Sub-bacia hidrográfica 23 posiciona-se igualmente próximo ao litoral, porém é bem menos urbanizada e apresenta maior variedade de solos arenosos, que saturam menos e permitem melhor percolação, além de dotar-se de ampla vegetação arbórea, potencializando a interceptação da chuva e a consequente infiltração de água no solo. No entanto, em 1996 e 2016, o registro simulado de percolação nessa sub-bacia hidrográfica é de apenas 99 e 175mm, respectivamente, valor agravado por obter bem menos área de vegetação arbórea ou mata atlântica neste cenário do que em 1986.

Um total de 22 sub-bacias hidrográficas (ver as sub-bacias hidrográficas 13, 35 e 24 como exemplo na Figura 25 e anexos 1 e 2) em 1986 e 16 em 1996 registraram mais de 500mm de percolação média e boa parte delas a noroeste da bacia hidrográfica do Capibaribe.

Aqui, ao contrário, a precipitação é menor e há predominância de solos mais arenosos (planossolos e neossolos) facilitando a percolação da água nos perfis até os aquíferos. No entanto, como foi visto anteriormente, essas sub-bacias hidrográficas apresentam em média baixa capacidade de armazenamento hídrico devido, entre outros fatores a pouca profundidade dos solos dessas regiões. Essa característica faz com que boa parte da água incorporada em aquíferos retorne a superfície como olhos d'água ou nascentes.

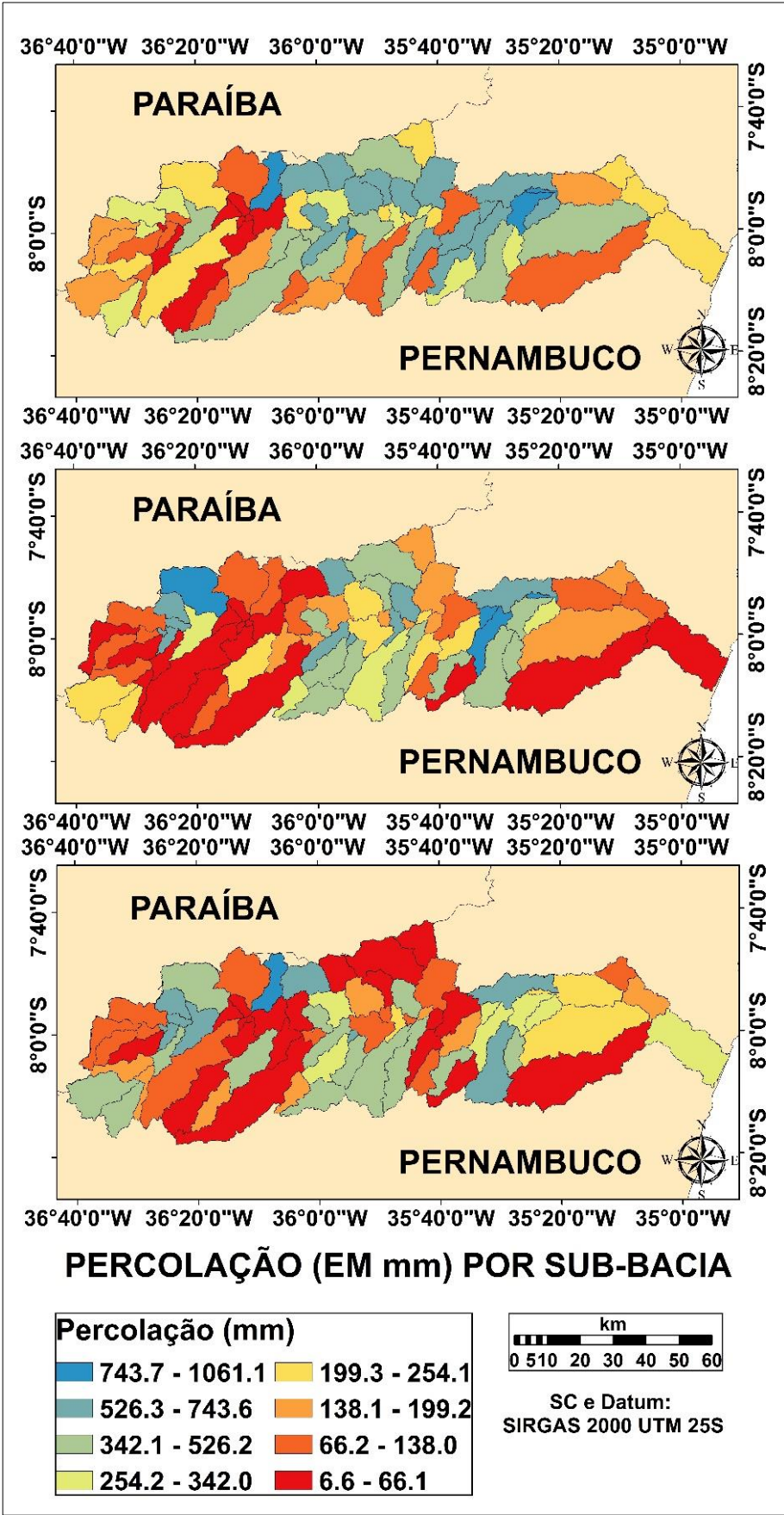
Já no cenário de 2016, percebe-se um decréscimo para 13 sub-bacias hidrográficas acima de 500mm, sendo a maioria posicionada também a noroeste da bacia. Considerando este menor número e sabendo que a menor média de percolação entre os cenários é de 2016, considerou-se a hipótese de que o ano de 2016 possui valores mais dispersos de percolação por sub-bacia hidrográfica que os outros cenários e isso foi constatado quando aplicado o desvio padrão médio para os três anos. 1986 apresentou desvio padrão de 257mm e foi computado 237mm em 1996, enquanto 2016 registrou desvio padrão de 214mm. Isso mostra que a percolação média na simulação 1996 e 1986 é ainda mais espacialmente heterogênea do que em 2016.

Por ser uma das variáveis que mais são impactadas pela dinâmica de uso e cobertura da terra, o escoamento superficial em análise para cada sub-bacia hidrográfica é imprescindível. Em geral, quanto mais profundo, poroso e estruturado for o solo, mais aplainado for o terreno e quanto mais denso e arbóreo for a vegetação, menores são o volume e a quantidade de água escoada em superfície.

Isto, no entanto, não é suficiente para explicar a variabilidade espacial do escoamento médio na bacia hidrográfica do Capibaribe. De fato, nota-se que as sub-bacias hidrográficas da porção ocidental da bacia hidrográfica em sua maioria detêm os menores valores de escoamento superficial (SURQ) em função do clima semiárido e, portanto, baixa pluviosidade média a exemplo da sub-bacia hidrográfica 74 e as sub-bacias hidrográficas limítrofes, que apresentam menos de 4mm de SURQ médio.

Outro exemplo de baixo SURQ é a sub-bacia hidrográfica 19, que por conta da mudança de uso e cobertura da terra entre os cenários, registrou razoável impacto no escoamento superficial médio. No cenário 1986, a sub-bacia hidrográfica se apresenta coberta pela classe de uso representada pela caatinga e possui escoamento médio de apenas 3.06mm. No cenário de 1996 há um ligeiro aumento do escoamento chegando a 3.68mm e a manutenção da caatinga. Já no cenário de 2016, boa parte da caatinga é substituída por áreas urbanizadas o que eleva o escoamento médio nesta simulação para 13.72mm, um aumento de quase 348%.

Figura 26 - Valores de Percolação nos três cenários estudados.



Fonte: Caio Diaz (2021).

No entanto, mesmo no semiárido, áreas de baixa drenagem e infiltração, atrelados a exposição e impermeabilização do solo podem potencializar o escoamento em superfície. A pequena sub-bacia hidrográfica 25 é um exemplo, pois em 2016, tem sua área quase toda ocupada por zona urbana e possui SURQ médio de 29.7mm. Já em 1986 e 1996, quando a área coberta pela classe de zona urbana era bem menor, o escoamento médio modelado era de 3.17 e 7.43mm, respectivamente. Em outras palavras, devido à expansão urbana nesta sub-bacia, o modelo sugeriu uma diferença de 836% do escoamento superficial entre 1986 e 2016.

Os três cenários também demonstram que algumas das sub-bacias hidrográficas com os maiores valores de escoamento superficial obtiveram grande variação de SURQ, tais como as sub-bacias hidrográficas 8, 23 e 58. Nestas regiões, constatou-se no ano representando o cenário de 1996, o menor registro de SURQ dentre os cenários. Revela-se em 1996, o menor predomínio da classe de agriculturas nestas sub-bacias hidrográficas em consonância com fragmentos de vegetação que podem explicar o baixo escoamento.

No entanto, também não se explica porque a sub-bacia hidrográfica 23, com alta presença da classe de mata úmida apresentar grande acumulado de SURQ em 1986 senão em referência a este ano ter sido bem mais úmido do que em 1996. Estimou-se na sub-bacia hidrográfica 58, por sua vez, o maior acumulado geral em 2016, facilmente relacionado a alta impermeabilidade do solo proporcionada pela presença majoritária de área urbana.

A produção hídrica total (WYLD) de cada sub-bacia hidrográfica é outra variável elencada para análise. Trata-se do somatório entre escoamento superficial, fluxo de base e escoamento sublateral subtraído pela perda de água por transmissão através do leito. Em outras palavras, o montante de água que deixa as sub-bacias hidrográficas para incorporar a vazão dos rios e canais da bacia hidrográfica (ARNOLD *et al.*, 2012).

Neste sentido, as maiores produções hídricas concentram-se próximo a foz, em parte do centro e no extremo sudoeste, estas últimas que integram as principais cabeceiras da bacia hidrográfica. Na maioria dessas sub-bacias hidrográficas, WYLD se aproxima ou supera os 600mm em 2 dos 3 cenários, sendo que na simulação de 1986, as sub-bacias hidrográficas contribuem com maior montante hídrico que nas simulações de 1996 e 2016. Além disso, as sub-bacias hidrográficas 30 e 59 também registraram valores próximos ou acima de 600mm tanto em 1986 como em 1996 e 2016, sendo esta última, uma sub-bacia hidrográfica de cabeceira de drenagem e apresentando esse valor em decorrência do alto escoamento sublateral e fluxo de base.

Outra peculiaridade, dessa vez uma variação temporal, diz respeito ao fato de que a maioria das sub-bacias hidrográficas do estudo apresentam diminuição nos valores simulados

de WYLD entre 1986 e 2016, sendo 45 de decréscimo e 32 de acréscimo. Além disso, o cenário de 1996 figura-se com valores menores em relação aos outros cenários, proveniente da baixa pluviosidade daquele ano.

As sub-bacias hidrográficas do leste do Capibaribe protagonizam os maiores valores de WYLD, com destaque para a pequena sub-bacia hidrográfica 29, representando o reservatório de Goitá, detectando-se um dos maiores valores de produção hídrica para o cenário de 1986 com abrupta modificação em analogia aos cenários posteriores. Além dela, figurou-se também entre os maiores valores a sub-bacia hidrográfica 67, que compreende o exutório das sub-bacias hidrográficas do Tapacurá e recebe vazão dos reservatórios dessa sub-bacia hidrográfica, também para os três cenários, com diminuição de produção hídrica de aproximadamente 49% entre 1986 e 1996 e aproximadamente 19% entre 1996 e 2016.

Por fim, o modelo do SWAT simulou também dados médios de escoamento sublateral (LATQ), variável importante para a recarga dos cursos hídricos perenes e intermitentes. Na bacia hidrográfica do Capibaribe, os valores de LATQ encontram-se distribuídos de maneira bem heterogênea, com os maiores valores ocorrendo tanto em alto, quanto em médio e baixo Capibaribe. As 15 sub-bacias hidrográficas com maior escoamento sublateral médio são elencadas na tabela 18.

Tabela 18 - As 15 sub-bacias hidrográficas com maior escoamento sublateral por cenário estudado.

	1986		1996		2016
Sub-bacia	LATQmm	Sub-bacia	LATQmm	Sub-bacia	LATQmm
54	1050.6	69	692.2	75	767.3
23	1030.7	30	615.1	59	752.2
29	1030.0	18	584.8	61	660.9
67	961.2	16	557.8	73	659.0
36	930.4	59	551.8	65	649.5
30	928.1	75	504.2	6	604.7
18	892.9	67	494.3	64	586.2
16	870.3	5	493.7	74	574.0
31	825.0	22	460.6	69	567.5
59	804.2	72	456.4	60	546.4
5	730.0	36	449.7	30	534.4
75	718.4	1	440.4	63	493.1
22	650.4	6	408.9	23	490.0
1	636.4	18	584.8	31	427.3
6	616.7	16	557.8	22	416.0

Fonte: Caio Diaz (2021.)

De acordo com a tabela, nota-se disparidade de escoamento sublateral entre os anos, com destaque o cenário de 1986. Destas, 5 localizam-se no setor ocidental da bacia, no cenário de 1986, 3 no cenário de 1996 e 3 localizam-se nesta mesma porção em 2016. Nota-se também que as sub-bacias hidrográficas apresentam LATQ maior em 2016 do que em 1996, como se, cronologicamente tivessem um acréscimo.

Percebe-se claramente que o cenário de 1986 compõe sub-bacias hidrográficas com maior LATQ em relação aos demais, três destas sub-bacias hidrográficas acumulam LATQ médio acima de 1000mm e posicionam-se no alto curso da bacia hidrográfica do Capibaribe. Os cenários subsequentes, por sua vez, mostram aumento se relacionado diretamente os dois anos de 1996 e 2016. No entanto, não há registro de nenhuma sub-bacia hidrográfica das citadas na tabela com valor de LATQ maior em 2016 em relação a 1986. Deduz-se então que, no cenário de uso e cobertura da terra de 1986, tem-se maior escoamento sublateral que verte, por gravidade, o fluxo em subsuperfície aos canais indicando que o montante desta variável está tendendo a diminuir.

Na outra ponta da tabela, encontram-se sub-bacias hidrográficas com escoamento sublateral próximas a 0. A tabela 19 expõe sub-bacias hidrográficas dos três cenários com LATQ menor que 20mm (valor escolhido para delimitar uma amostra). Algumas dessas sub-bacias hidrográficas localizam-se no semiárido e isto indica que o escoamento sublateral, sozinho pode não ser capaz de manter cursos d'água como perenes, uma vez que esta característica hidrológica pode alimentar os canais diretamente pelo leito.

Tabela 19 - Sub-bacias hidrográficas com menos de 20mm de escoamento sublateral para os três cenários simulados.

	1986		1996		2016
Sub-bacia	LATQmm	Sub-bacia	LATQmm	Sub-bacia	LATQmm
39	2.52	19	7.37	7	11.02
32	4.31	20	7.45	25	11.46
35	5.30	43	8.64	19	11.65
19	12.68	12	10.04	43	12.73
20	15.40	26	13.25	20	13.76
12	16.72	25	13.54	12	18.96
25	19.00	13	13.89	39	19.70
-	-	39	15.48	-	-
-	-	33	16.18	-	-

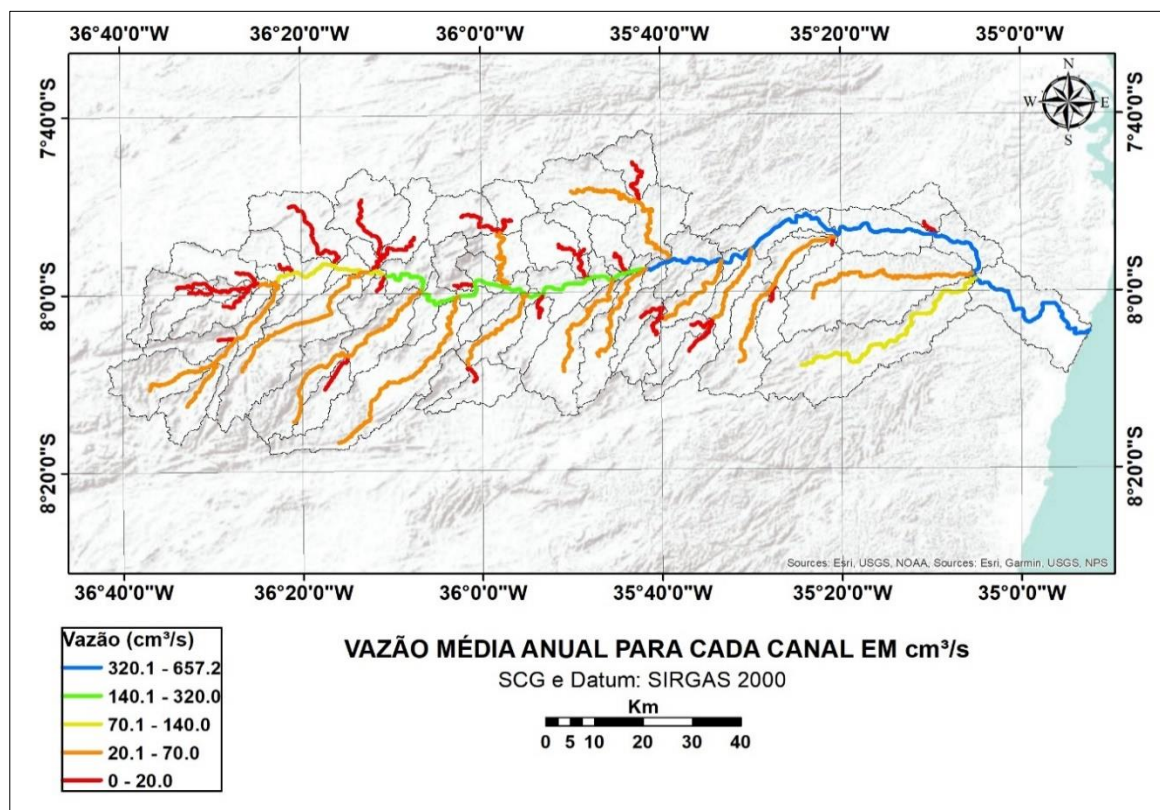
Fonte: Caio Diaz (2021).

5.5.2 Análise hidrológica dos canais principais da bacia hidrográfica do Capibaribe entre os cenários de 1986, 1996 e 2016

Usou-se neste tópico a nível de análise, os canais principais das 77 sub-bacias hidrográficas geradas pelo modelo como referência. As variáveis analisadas aqui referem-se as vazões de entrada e saída dos canais em cm^3/s e a quantidade de água que é perdida pelos canais através da evaporação também dada em cm^3/s . O Apêndice D expõe os dados destas variáveis para os três cenários.

Tomando como ponto de partida as vazões de entrada, a figura 27 mostra um mapa da evolução acumulativa histórica da vazão de entrada dos canais principais do Capibaribe representando os cenários de 1986, 1996 e 2016. Percebe-se uma grande variabilidade dos valores de vazão de entrada, evidenciando em caráter lógico, como grande parte dos canais de primeira ordem, que não possuem tributação, registram baixíssimas vazões de entrada com até $20 \text{ cm}^3/\text{s}$. da mesma forma, os canais no baixo curso com grande tributação registram vazões de entrada perto de $300 \text{ cm}^3/\text{s}$ até mais de $600 \text{ cm}^3/\text{s}$, destacando o potencial hidrológico da bacia hidrográfica do Capibaribe.

Figura 27 - representação espacial dos valores de vazão de entrada em cm^3/s de 1986, 1996 e 2016.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Em relação aos dados contidos no ApêndiceD, constata-se que a maior vazão de entrada é registrada em 1986 no canal representa a sub-bacia hidrográfica 58, sendo esta o exutório principal do Capibaribe. No cenário de 1996, no entanto, a vazão de entrada é menor e este cenário se replica em quase todos os canais, onde a vazão de entrada em 1986 e 2016 é maior que em 1996.

Já a menor vazão de entrada em cada cenário se evidencia em pequenos canais distribuídos entre o médio e o alto Capibaribe, sendo eles os canais 24, 19 e 11 nos cenários de 1986, 1996 e 2016, respectivamente. São eles, canais curtos, intermitentes, meandrais e posicionam-se nas regiões do subúmido e semiárido do Capibaribe.

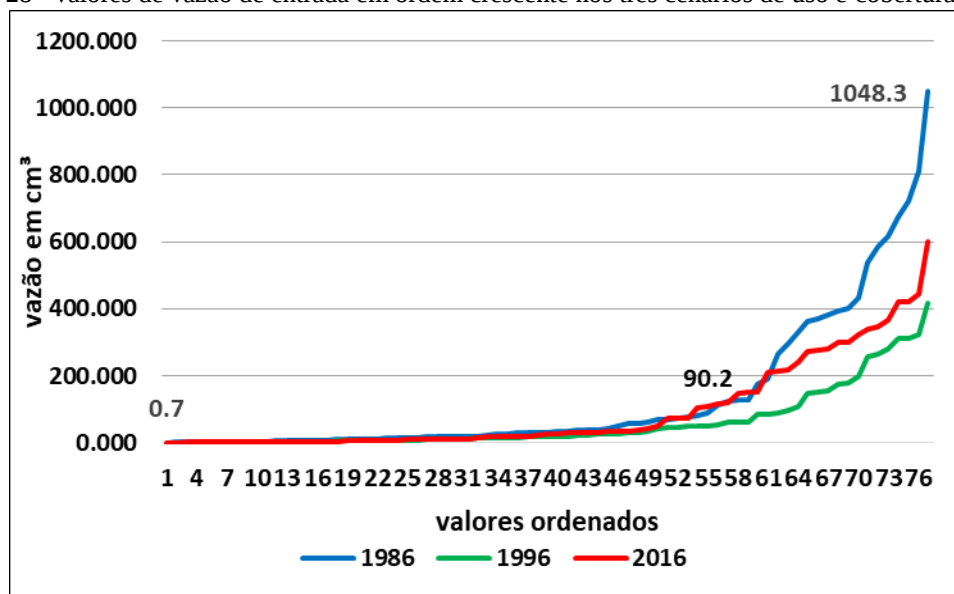
A figura 28 mostra também, um gráfico ordenando do menor para o maior nos três cenários os valores de vazão de entrada. Percebe-se que cerca de 55 dos 77 canais apresentam vazões de entrada menor que $100 \text{ cm}^3/\text{s}$, enquanto apenas 8 canais manifestam patamares acima de $500 \text{ cm}^3/\text{s}$ nos cenários apresentados sendo eles componentes do rio principal da bacia hidrográfica do Capibaribe, a maioria em 1986 e nenhum canal acima de 500 mm em 1996.

Também é nítida a mudança na tendência de aumento justamente após as 55 menores vazões. Isso acontece porque a diferença nas vazões de entrada dos canais com menos de $100 \text{ cm}^3/\text{s}$ é muito menor do que os outros 22 canais. Outro aspecto interessante assenta-se na grande diferença de vazões de entrada entre os canais 49 e 67, de aspectos semelhantes, que apresentam, respectivamente $114 \text{ cm}^3/\text{s}$, $34.1 \text{ cm}^3/\text{s}$ e $49.6 \text{ cm}^3/\text{s}$ e $176 \text{ cm}^3/\text{s}$, $90.6 \text{ cm}^3/\text{s}$ e $73 \text{ cm}^3/\text{s}$ nas simulações de 1986, 1996 e 2016.

A vazão de saída, que mensura o quanto de água é descarregado no exutório do canal, possui aspectos correlatos a vazão de saída. No geral, os valores de vazão de saída possuem comportamento semelhante e são menores que os da variável anterior, uma vez que o canal tende a perder água ao longo do curso por evaporação, absorção radicular etc.

A diferença entre as vazões de entrada e saída para as simulações dos 3 cenários mostraram-se bem discretas em canais de pouca vazão e bastante proeminentes em canais caudalosos com valores menores que $1 \text{ cm}^3/\text{s}$ e maiores que $40 \text{ cm}^3/\text{s}$. Percebeu-se que o ano de 2016 possui a maior amplitude de valores de vazão entre os cenários ao passo que o ano de 1996 apresenta a menor dispersão de dados, indicando que a vazão dos canais daquele cenário foi a que menos variou. A figura 29, 30 e 31 mostram a diferença para cada canal entre as vazões de entrada e saída para os cenários de 1986, 1996 e 2016.

Figura 28 - valores de vazão de entrada em ordem crescente nos três cenários de uso e cobertura da terra.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Identificaram-se as maiores diferenças nos canais do baixo Capibaribe entre os municípios de Recife e Limoeiro com valores entre 20 a 50 cm^3/s , à medida que as menores diferenças se situam no baixo e médio Capibaribe correspondendo-se aos canais de cabeceira e com os menores valores de vazão. Destaca-se o decréscimo temporal na diferença do canal da sub-bacia hidrográfica 77 que saiu de perto de $10\text{cm}^3/\text{s}$ em 1986 para perto de $1\text{cm}^3/\text{s}$ em 2016, associando-se a também forte queda de vazão desse canal ao longo da série.

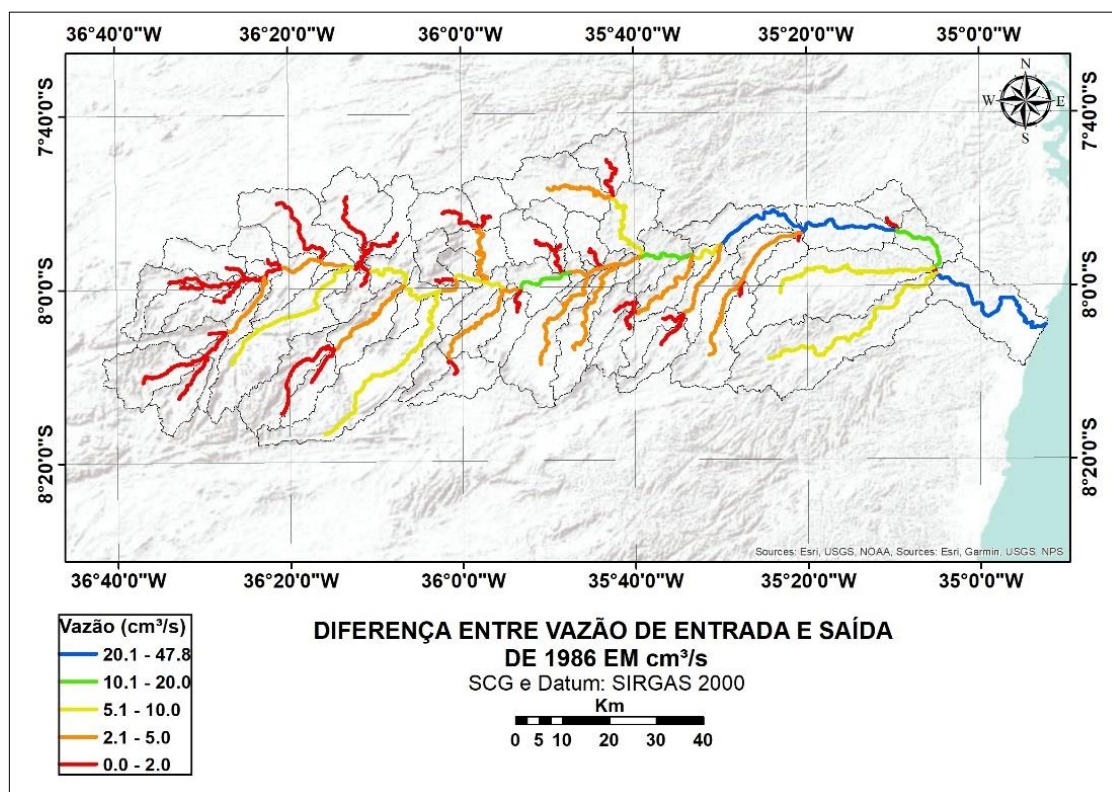
Alguns trabalhos como Chien (1985) discutem a relação da queda de vazão com a construção de represas, barragens ou reservatórios, que no caso da sub-bacia 77 pode estar associado a criação do reservatório de Machado em 2000. Salientasse-se a assimetria nas diferenças entre canais de maior comprimento e os mais curtos como os do alto Capibaribe, mas também diferenças entre canais que possuem reservatórios em meio ao seu curso e os que não possuem.

A perda média total de água dos canais por evaporação (EVAP), dada em cm^3/s , é mostrada espacialmente na figura 32. Percebe-se nitidamente que em quase toda a bacia hidrográfica do Capibaribe, as perdas não são acentuadas, salvo em alguns canais longos onde parte destes possuem trechos que passam por áreas densamente urbanizadas como os canais das sub-bacias hidrográficas 37, 40 e 25. Constata-se também que no baixo Capibaribe os canais apresentam maior volume de evaporação do que em sua porção ocidental. O comprimento, urbanização e clima mais quente e úmido podem ser as razões para isso.

Os valores de EVAP do ApêndiceD mostram entre os cenários estudados, que 2016 apresenta perda maior de água por evaporação do que os cenários de 1986 e 1996. Ao todo, 63 (49) dos 77 canais possuem EVAP maior em 2016 do que em 1996 (1986). Além disso, não há um padrão geográfico quanto aos outros canais onde EVAP é maior em 1986 e 1996 do que em 2016, ou seja, estes canais estão distribuídos por toda a bacia hidrográfica do Capibaribe. Percebe-se, no entanto, que essa diferença de valores entre os cenários pode ser grande a depender do canal, indicando na verdade, que a mudança de uso e ocupação pode ter influência sobre a perda de água de canais no Capibaribe.

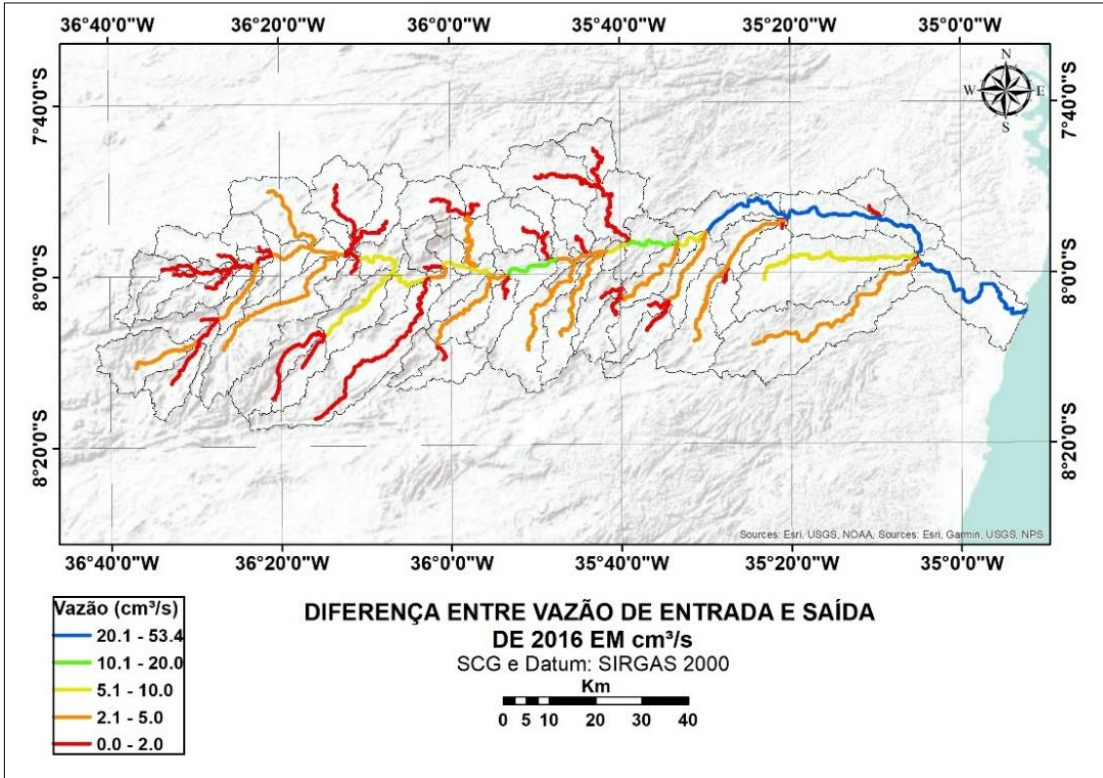
O canal 23, por exemplo, trecho de São Lourenço da mata, registra aumento entre os anos por parte do aumento de área urbana e da classe de pastagens. O canal 22, compondo o canal principal da bacia hidrográfica e a jusante do reservatório de Jucazinho, também registra aumento entre os três cenários modelados.

Figura 29 - Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 1986.



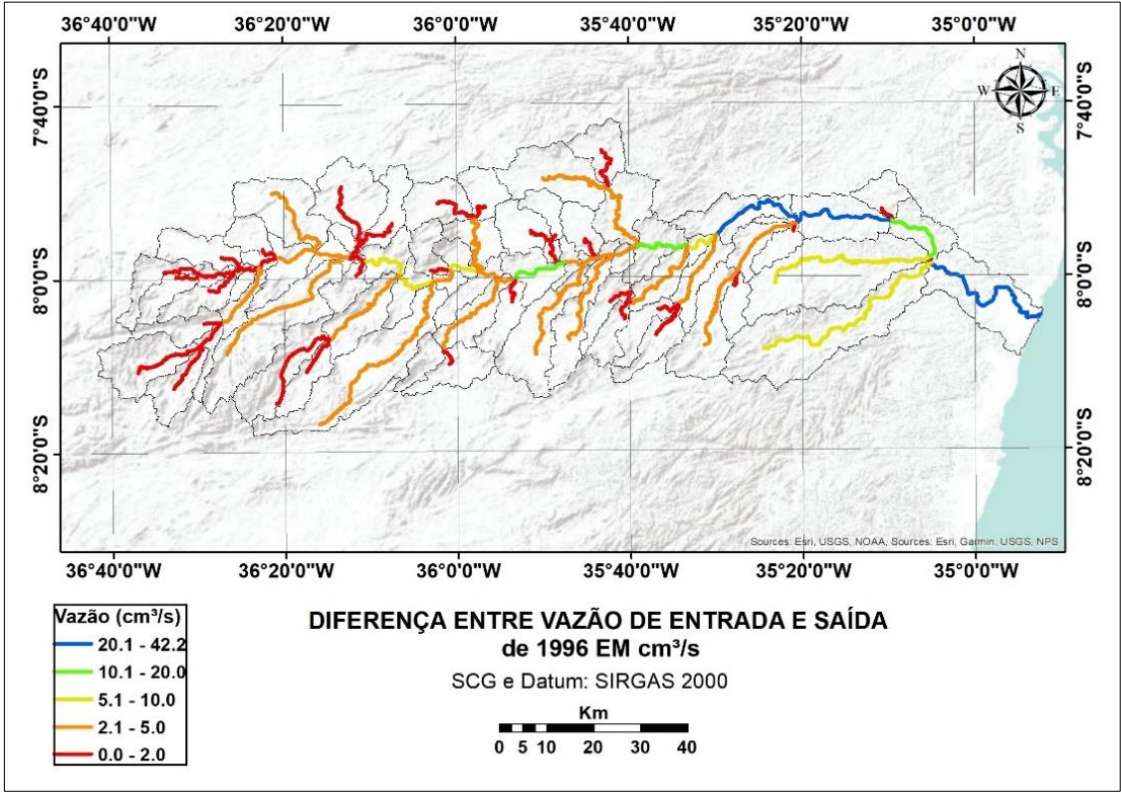
Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 30 - Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 1996.



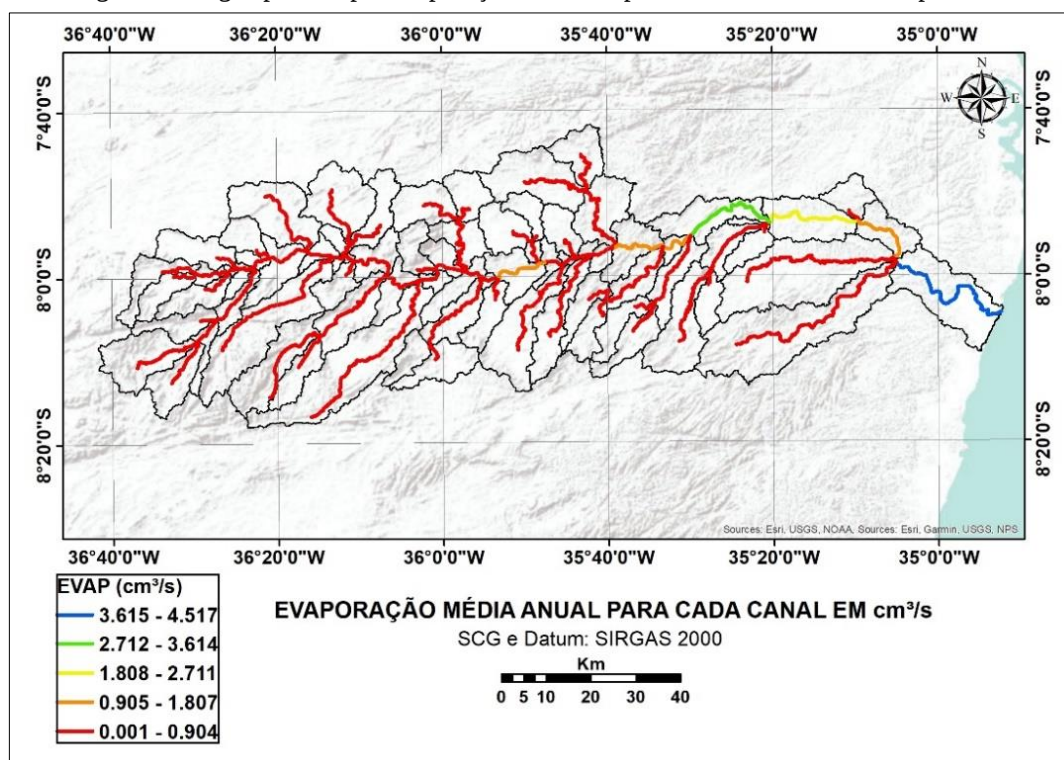
Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 31 - Diferenças em cm^3/s entre as vazões de entrada e saída para os canais principais do Capibaribe em 2016.



Fonte: Caio Diaz (2021).

Figura 32 - Água perdida por evaporação em cm^3/s pelos canais na bacia do Capibaribe.



Fonte: Caio Diaz (2021).

5.5.3 Análise da série histórica de 30 anos simulada (1986 a 2016)

Este tópico analisa toda a série histórica anual simulada não apenas contando com os anos representativos aos cenários de mudança de uso e cobertura da terra criados (1986, 1996 e 2016), mas também os anos sub e consequente a esses cenários, que são influenciados pela dinâmica de uso criada pelo software SWAT LUU.

Comparando os dados na série histórica anual, observou-se grande variação na série em todas as variáveis para os dois cenários. A tabela 20, expõe em detalhes, os valores de escoamento superficial, escoamento sublateral, percolação, evapotranspiração real e produção hídrica. Em termos gerais, os valores anuais das variáveis hidrológicas citadas apresentam grande variabilidade no tempo. A exemplo disso, o escoamento superficial apresenta comportamento ascendente na série histórica (Figura 33) explicada entre outros fatores, pela mudança de uso, sobretudo pelo aumento de áreas que potencializam a impermeabilização do solo como zonas urbanas e áreas agrícolas (a exemplo da produção de cana-de-açúcar) no Leste do Capibaribe. Percebe-se que a partir do ano 2000 que os valores de SURQ se mantêm acima de 30mm, a exceção de 2001, sendo que antes desse ano, os valores oscilam quase que sempre abaixo de 30mm.

Neste sentido, os valores de escoamento superficial revelaram-se em consonância com os totais pluviométricos anuais. O modelo respondeu bem e nos anos com maiores acumulados, o escoamento superficial foi maior, com destaque para 2000, sendo o terceiro ano mais chuvoso e com o maior valor de escoamento e 1994, um dos anos mais secos em toda a bacia hidrográfica e com o menor acumulado médio de escoamento superficial. Os anos de 1998 e 2012, considerados anos de El Niño, apresentaram os menores acumulados de precipitação e, por conseguinte, o modelo mensurou os menores valores de escoamento para estes anos. Vale ressaltar inclusive a posição geográfica da bacia hidrográfica e como o fenômeno El Niño não incide tanta influência sobre as ondas de leste que atuam no Leste de Pernambuco se comparado a influência sobre a ZCIT e VCANs, sistemas de menor influência pluviométrica na região e com maior influência sobre o semiárido (HASTENRATH, 1984; VEIGA *et al.*, 2002; JUNIOR; ALMEIDA, 2012)

Os dois anos com maior média acumulada de precipitação (1986 e 2011) também registraram os maiores valores acumulados anuais de escoamento sublateral e um dos maiores de percolação da série. São duas variáveis cujos patamares dependem muito da precipitação e também da qualidade física do solo, uma vez que são responsáveis pelo armazenamento e relacionam-se diretamente com a saturação de água no solo. Portanto, faz sentido não apenas em 2011 e 1986, mas também em outros anos com altos acumulados pluviométricos, essas variáveis registrarem valores igualmente altos. A mesma lógica vale-se para anos secos, tais como 1998 e 2012.

Em relação a evapotranspiração real (ET), na figura 33, tem-se algumas diferenças e os anos que expõem os maiores valores mudam. O gráfico mostra que a ET varia entre 270mm até mais de 380mm, destacando-se o ano de 1998, o mais seco da série, com valor simulado de ET de 270,18mm, patamar justificado pela pouca presença de água disponível em superfície em detrimento a seca naquele período. Já o ano de 2012 responde por uma ET maior que anos mais úmidos, como 2000 e 2004.

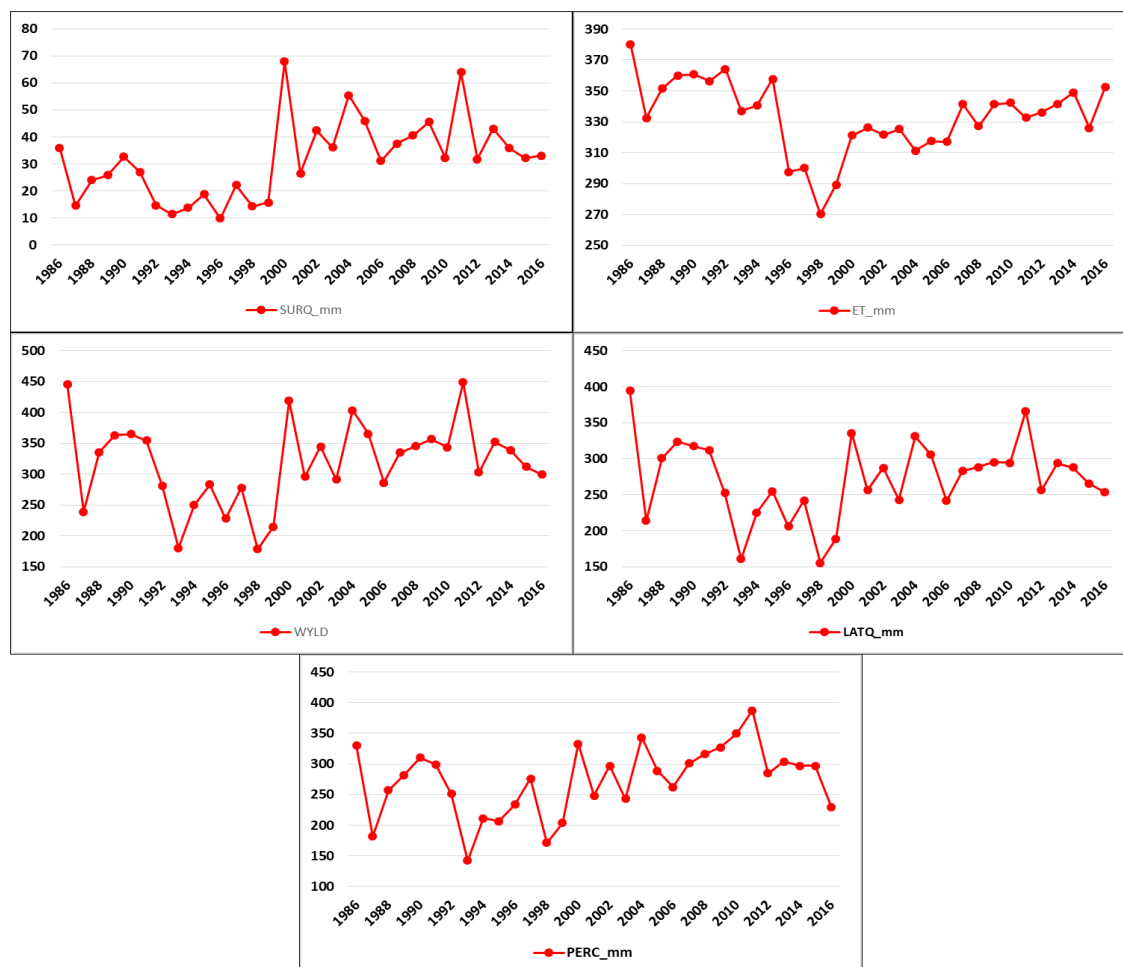
Tabela 20 - Valores anuais simulados de escoamento superficial, escoamento sublateral, percolação, evapotranspiração real e produção hídrica.

PREC	Ano	ET (mm)	WYLD	SURQ (mm)	LATQ (mm)	PERC (mm)
1133.59	1986	380.33	446	35.93	394.31	329.64
701.47	1987	332.53	239.18	14.52	213.91	181.69
957.06	1988	351.38	335.45	24.04	300.46	257.06
999.93	1989	359.99	363.14	25.88	323.93	281.54
1009.38	1990	360.65	364.62	32.66	317.6	310.11
986.02	1991	356.26	354.53	27.1	312.12	299.42
885.03	1992	364.18	281.72	14.68	252.5	251.17
607.59	1993	337.03	180.2	11.47	160.87	142.39
792.64	1994	340.55	249.76	13.79	225.45	211.11
831.34	1995	357.77	283.12	18.7	254.83	206.61
730.24	1996	297.56	227.83	9.87	205.96	233.73
831.36	1997	299.94	277.89	22.17	241.88	275.77
578.33	1998	270.18	178.6	14.24	155.37	171
694.57	1999	289.25	214.7	15.7	188.87	203.39
1077.62	2000	321.1	418.81	67.89	335.77	332.83
847.16	2001	326.19	296.13	26.46	256.38	248.28
936.05	2002	321.56	344.71	42.4	287.34	296.76
836.92	2003	325.33	291.53	36.14	243.04	242.94
1038.52	2004	311.18	403.57	55.36	331.25	343.3
957.13	2005	317.4	365.39	45.92	305.66	288.97
834.84	2006	317.01	286.03	31.11	241.38	262.29
956.93	2007	341.28	335.15	37.59	283.1	300.96
964.3	2008	327.22	345.16	40.59	288.52	316.18
1004.69	2009	341.48	356.54	45.58	295	327.21
1012.54	2010	342.31	343.51	32.28	294.19	349.34
1149.91	2011	332.68	448.83	63.94	365.9	387.1
889.03	2012	336.19	302.79	31.78	256.19	284.96
981.13	2013	341.61	352.15	43.04	293.84	303.64
959.46	2014	348.86	339.06	35.87	288.05	296.91
913.16	2015	325.96	312.16	32.12	265.83	296.85
836.11	2016	352.36	299.03	33.02	253.26	229.11

Fonte: Caio Diaz (2021).

Isso ocorre porque os anos anteriores registraram acumulados médios para toda a bacia hidrográfica acima de 1000mm, o que ajudou nas recargas de aquíferos e um bom armazenamento e disponibilidade hídrica para a vegetação para o ano seguinte que, por sua vez, respondeu com ET maior que o esperado pelos anos secos. O primeiro ano da série e o ano de 1992 simularam os maiores acumulados médios de ET da série sendo este último com médiapluiométrica anual abaixo da média histórica de 901mm. Este caso, portanto, repete o exemplo anterior onde os anos pretéritos foram mais chuvosos.

Figura 33 - Série histórica das variáveis simuladas sendo elas: escoamento superficial (SURQ), evapotranspiração real (ET), produção hídrica (WYLD), escoamento sublateral (LATQ) e percolação (PERC).



Fonte: Caio Diaz (2021).

Dados anuais de produção hídrica (WYLD) na bacia hidrográfica também se encontram na tabela 11 e figura 33. Observa-se proeminente variação ao longo dos anos com valores acima de 150mm até quase 450mm. Nesta variável, os dados simulados pelo modelo correspondem bem a precipitação acumulada no ano ao qual está vinculada. Em outras palavras, como era de se esperar, os anos mais chuvosos apresentam as maiores produções hídricas e os anos mais secos apresentam as menores.

Em decorrência disso, destaca-se aqui a relação estatística entre a precipitação e a produção hídrica, onde há o acompanhamento entre as duas variáveis. Efetuando-se uma correlação entre as variáveis simuladas e a precipitação, foi detectada relação estatística com alto grau de significância (valor crítico de 0.386) onde r foi igual a 0.982 (Tabela 21) para a produção hídrica. Resultado semelhante foi encontrado para o escoamento sublateral (LATQ), que porventura apresenta o padrão da série histórica bastante semelhante com a produção hídrica.

As diferenças anuais das outras variáveis entre os cenários também registraram forte relação estatística com destaque para o escoamento superficial com r de 0.779 e percolação com r de 0.934. Isso demonstra como as mudanças de uso e cobertura da terra são capazes de influenciar a hidrologia de uma região em que nos anos mais chuvosos, um cenário onde a vegetação ocupa uma área bem maior da bacia hidrográfica do que outro e as áreas urbanizadas são menores, é capaz de perder bem menos água, minimizar o escoamento em superfície, garantir maior infiltração da água no solo e maior armazenamento e contribuição subterrânea para os cursos d'água, potencializando assim, a produção hídrica no sistema.

Tabela 21 - Correlação entre as variáveis simuladas e a precipitação anual média.

	R
SURQ	0.779
LATQ	0.979
PERC	0.934
ET	0.514
WYLD	0.982
95%	0.279
99%	0.386

Fonte: Caio Diaz

6. CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe revela-se como uma unidade de planejamento bastante explorada e ocupada por atividades antrópicas. Tal característica faz com que essa região disponha de ampla dinamicidade do uso e cobertura da terra, bem como alta complexidade na mudança da paisagem no tempo e espaço. Essas mudanças trazem consigo, de suaves a severas alterações no cenário hidrológico dos canais que correm nos interflúvios e no ciclo hidrológico que regem a rede de drenagem da bacia.

O capítulo introdutório dos resultados elucidou o comportamento do uso e cobertura da terra sobre a BHRC trazendo informações importantes sobre as classes de uso que compõem a paisagem da bacia. Ficou claro o domínio das atividades antrópicas primárias na BHRC, principalmente com a agricultura, mas também vislumbrou-se um cenário de uso e cobertura da terra de 1996 mais distinto que os demais cenários, face a configuração climática da década. Percebeu-se também a crescente expansão urbana no espaço e no tempo e como a vegetação arbórea regrediu e se concentrou ao longo do tempo.

A análise de ecologia de paisagens aplicadas a 3 recortes 10x10 km centradas em cidades médias da bacia hidrográfica do rio Capibaribe nos permitiu pôr à prova a dinamicidade espaço-temporal do uso e cobertura da terra na Unidade de Planejamento. Tornou-se evidente o predomínio das matrizes antrópicas (área urbana, agrícola e pastagem) submetendo as estruturas naturais (vegetação arbustiva e arbórea) à franca supressão.

Destacou-se o cenário de 1996, que serviu como cenário de predomínio de vegetação arbustiva e pastagem nos três recortes e respondeu de maneira distinta quanto as métricas de paisagem aplicadas, em relação aos outros dois cenários. Percebeu-se uma relação entre a área das classes de uso, o número de fragmentos de cada classe e o Índice de Maior fragmento onde em uma queda da fragmentação de vegetação arbórea entre as décadas diminui-se a ocorrência de áreas mais extensas da classe na paisagem.

Os resultados denotaram que a evolução da área urbana demonstrada pelo Índice de Maior Fragmento, geralmente ocorre centrada na mesma região e implica em grandes alterações da paisagem, com conversão de qualquer outro tipo de classe, inclusive corpos hídricos, em Área antrópicas edificadas.

Observou-se para a classe de vegetação arbórea, diminuição da densidade de borda ao longo do tempo em alguns casos enquanto em outros detectou-se aumento da ED em detrimento a fragmentação da classe e consolidação do aumento do número de manchas de

vegetação arbórea na paisagem corroborando, nas duas situações, alguns autores supracitados. Esses mesmos efeitos de queda e aumento de ED foram verificados nas classes de áreas agricultadas e pastagens, mostrando a dinâmica de expansão e retração das mesmas as classes que representam o meio natural.

O estudo ainda revelou baixo a médio Índice de Dimensão Fractal (FRACAM), indicando baixa complexidade das formas das estruturas da paisagem. Isto implica em interpretações diferentes de acordo com cada classe de uso e cobertura da terra. Para a vegetação arbórea, por exemplo, baixa complexidade de forma sugere que a classe está sendo pressionada por uma ou mais classes componentes da matriz antrópica da paisagem.

Notou-se nítida variabilidade do Índice de Dimensão Fractal em áreas urbanas, detectando-se aumento de complexidade no perímetro urbano em Santa Cruz do Capibaribe e queda em Limoeiro e Vitória. Estas distinções podem indicar processos de expansão horizontal diferentes, bem como dinâmicas intraurbanas diferentes, como políticas de implementação de áreas verdes, que podem contribuir para a diminuição de FRACAM.

Sobre a calibração do modelo, a análise de sensibilidade mostrou que os parâmetros relacionados ao fluxo de base e a capacidade de armazenamento hídrico no solo são os mais sensíveis e, portanto, os que mais responderam ao modelo. A calibração no geral se mostrou bem sucedida, com coeficientes de correlação igual ou acima de 0.20, estimativas de erro com PBIAS razoáveis e índice de Nash-Sutcliffe positivos chegando 0.6, o que é considerado um bom saldo, visto que há vários trabalhos que reportam bons resultados em suas avaliações juntamente com valores negativos tanto de r quando de NSE.

Constatou-se que das estações calibradas, as de Engenho Sítio, São Lourenço da Mata e Vitória de Santo Antão foram as que melhor puderam ser calibradas e ajustadas aos dados observados de vazão, indicando que as regiões úmidas da Bacia hidrográfica do Rio Capibaribe parecem ser melhor susceptíveis a calibração do que as regiões mais secas.

A análise da resposta hidrológica face a cenários hipotéticos constatou algumas hipóteses lançadas e contrapôs outras. Ficou evidente como a expansão urbana e a consequente conversão de vegetação arbórea por áreas antropizadas são capazes, à luz da modelagem hidrológica, de modificar o ciclo hidrológico ao ponto de diminuir ou aumentar, temporalmente, o montante de componentes que regulam diretamente a vazão da rede de drenagem, como o escoamento superficial e a produção hídrica e variáveis responsáveis por auxiliar o entendimento da recarga de águas subterrâneas, como a percolação e a evaporação de água no solo.

De modo contrário, os cenários criados a partir do aumento de cobertura de vegetação arbórea mostraram o total oposto, indicando tendência de diminuição de escoamento superficial e evapotranspiração inerentes a maior cobertura vegetal e aumento de evaporação no solo, produção hídrica e percolação. Estes resultados sugerem que a conversão de áreas agrícolas em floresta promovem a regulação de variáveis hidrológicas que podem potencializar ou controlar fenômenos socioambientais de impactos negativos, como enchentes, escorregamentos e deslizamentos.

No entanto, alguns autores indicam relações classe de uso/variável e variável/variável em discordância com os resultados encontrados nesta pesquisa como aumento de produção hídrica em acompanhamento ao aumento de evapotranspiração ou a queda de montante de escoamento superficial em detrimento da expansão agrícola, resultados estes que se encontram em total contraponto com os resultados constatados nesta pesquisa.

Ao submeter os três cenários de uso e cobertura da terra correspondendo às décadas de 80, 90 e 20 do século 21 (2011 a 2020) no modelo hidrológico do SWAT, percebeu-se como esta dinamicidade de uso e ocupação, seja ela correspondendo a bacia hidrográfica como um todo, compartimentada em sub-bacias hidrográficas ou inerentes aos canais que compõem a rede de drenagem torna-se preponderante para que diversas variáveis hidrológicas apresentem respostas distintas, culminando em alterações drásticas de volume e vazão, por exemplo e que podem causar ou estar causando problemas na disponibilidade hídrica tanto para o uso natural como antrópico.

Em alguns casos, ficou evidente como a expansão urbana pode reduzir a disponibilidade hídrica face a dificuldade da água em infiltrar-se no solo e causando déficit de recarga de águas subterrâneas, sobretudo a potencialização do escoamento em superfície, que irá entregar maior vazão aos canais circundantes, aumentando riscos de inundações oriundas de acumulados pluviométricos, que anteriormente não ocorreriam.

Ainda assim, estes mesmos cenários mostraram que não obstante ao predomínio de áreas urbanas, se acompanhados de políticas de preservação em áreas naturais, conservando a vegetação original ou secundária, podem apresentar suavização ou até equilíbrio da cadeia de fenômenos hidrológicos já supracitados, como acontece em sub-bacias hidrográficas no baixo curso do Capibaribe, onde observa-se o aumento da expansão urbana acometida pelo crescimento do perímetro urbano da RMR e agrícola no perímetro de cana-de-açúcar na Zona da Mata em consonância com a preservação e aumento em área de alguns fragmentos de Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C; JOHNSON, C. A; GENUCHTEN, M, T, V. Estimating Uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, Vol. 3, p 1340-1352, 2004.
- ABBASPOUR, K. C; ROUHOLAHNEJAD, E; VAGHEFI, S; SRINIVASAN, R; YANG, H; KLOVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, Vol. 524, p. 733-752, 2015.
- AGUADO, E; CAYAN, D; RIDDLE, L; ROOS, M. Climatic fluctuations and the timing of West Coast streamflow. **Journal of climate**, Vol. 5(12), 1468–1483, 1992.
- AITKENHEAD, M. J; AALDERS, I. H. Classification of Landsat Thematic Mapper imagery for land cover using neural networks. **International Journal of Remote Sensing**, Vol. 29, No. 7, p. 2075–2084, Abr/2008.
- AL-SAADY, Y; MERKEL, B; AL-TAWASH, B; AL-SUHAIL, Q. Land use and land cover (LULC) mapping and change detection in the little Zap River Basin (LZRB, Kurdistan region, NE Iraq and NW Iran. **Freiberg Online Geoscience**, Vol. 43, 2015.
- ALLEY, W. M; BAUGH, J. W. A; REILLY, T. E. Groundwater as an element in the hydrological cycle. **Encyclopedia of Hydrological Science**, Volume único(13), 1-14, 2005.
- ALMEIDA, R. A; PEREIRA, S. B; PINTO, D. B. F. Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri River basin. **Journal of the Brazilian association of Agricultural engineering**, Vol. 38, n. 1, p. 55-63, jan/fev 2018.
- ALVES, W. S; MARTINS, A. P; SCOPEL, I. Uso da cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. **Revista Caminhos de Geografia**, Vol. 19, No. 65, p. 125-145, 2018.
- ANDRADE, M. P; RIBEIRO, C. B. M; LIMA, R. N. S. **Avaliação do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul na primeira década do século XXI a partir de imagens MODIS - Land Cover**. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, INPE, João Pessoa-PB, Brasil, p. 1961-1968, 2015.
- ANDRADE-LIMA, D. **Present day forest refuges in Northeastern Brazil**, in: PRANCE, G.T. (ed.). Biological Diversification in the Tropics, Columbia University Press, New York. p. 245-254. 1982.
- ARNOLD, J.G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, Vol. 34, N. 1, p. 73–89, 1998.

ARNOLD, J. G; KINIRY, J. R; SRINIVASAN, R; WILLIAMS, J. R; HANEY, E. B; NEITSCH, S. L. Soil And Water Assessment Toll: input/output documentation. **Texas WaterResourcesInstitute**, USA, 2012.

ASSIS, J. M. O; CALADO, L. O; SOUZA, W. M; SOBRAL, M. C. Mapeamento de uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Vol. 7, No. 5, p. 859-870, 2014.

AYIVI, F; JHA, M. K. Estimation of water balance and water yield in the Reedy Fork-Buffalo Creek watershed in North Carolina using SWAT. **International Soil and Water Conservation Research**, Vol. 6, p. 203-213, 2018.

BARKEY, R. A; MAPPIASSE, M. F; NURSAPUTRA, M; Model of climate and land-use changes impact on water security in Ambon City, Indonesia. **Journal of Geomatics and Planning**, Vol. 4, No. 1, p. 97-108, 2017.

BARROS, M. P. Métricas da paisagem como ferramenta de avaliação dos efeitos de urbanização na estrutura da paisagem: o caso de Cuiabá, Brasil. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Vol. 7, No. 4, p. 411-432, 2018.

BAUMANN, M; OZDOGAN, M; WOLTER, P.T; KRYLOV, A; VLADIMIROVA, N; RADELOFF, V. C. Landsat remotesensing of forest windfall disturbance. **Remote Sensing of Environment (ELSEVIER)**, Vol. 143, p. 171-179, 2014.

BEEK, L. P. H; WADA, Y; BIERKENS, M. F. P. Global monthly water stress 1: Water balance and water availability. **Water Resources Research**, Vol. 47(7), 1-25, 2011.

BEVEN, K; GERMANN, P; Macropores and water flow in soils. **Water Resources Research**, Vol 18(5), 1311-1325, 1982.

BOUSQUET, P; CIAIS, P; MILLER, J. B; DLUGOKENCKY, E. J; HAUGLUS-TAINE, D. A; PRIGENT, C; VAN DER WERF, G. R; PEYLIN, P; BRUNKE, E. G; CAROUGE, C; LANGENFELDS, R. L; LATHIÈRE, J; PAPA, F; RAMONET, M; SCHMIDT, M; STEELE, L. P; TYLER, S. C; WHITE, J. Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability, **Nature**, Vol. 443, 439–443, doi:10.1038/nature05132, 2006.

BITEW, M. M; GEBREMICHAEL, M. Assessment of satellite rainfall products for streamflow simulation in medium watershed of the Ethiopian highlands. **Hydrology and Earth System Sciences**, Vol. 15, No. 4, p. 1147-1155, 2011.

BITEW, M. M. et al. Evaluation of high-resolution satellite rainfall products through streamflow simulation in a hydrological modeling of a small mountainous watershed in Ethiopia. **Journal of Hydrometeorology**, Vol. 13, N. 1, p. 338-350, Feb/2012.

BUENO E. O; OLIVEIRA, V. A; VIOLA, M. R; MELLO, C. R. Desempenho do modelo SWAT para diferentes critérios de geração de unidades de resposta hidrológica. **Revista Scientia Agraria**, Vol. 18, No. 2, p. 114-125, 2017.

BRASIL, RESOLUÇÃO Nº143, DE 10 DE JULHO DE 2012, Estabelece critérios gerais de classificação de barragens por categoria de risco, dano potencial associado e pelo seu volume, **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF.

CABACINHA, C. D; CASTRO, S. S; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, Vol. 40, No. 4, p. 675-690, 2010.

CAVALCANTI, L. C. S. **Da descrição de áreas À teoria dos geossistemas: uma abordagem epistemológica sobre sínteses naturalistas**. 2013, 218 p. Tese (doutorado em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife-PE.

CEMIN, G; PERICO, E; REMPEL, C. **Uso de sistemas de informação geográfica para análise de estrutura da paisagem do município de Arvorezinha, RS**. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, INPE, Goiania-GO, Brasil, p. 2113-2120, 2015.

CHELOTTI, M. C; ROSOLEN, V. Dinâmica da agropecuária e uso da terra na mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba (MG). CAMPO TERRITÓRIO: **Revista de Geografia Agrária**, edição especial do XXI ENGA-2012, p. 1-19, jun/2014.

CHIANG, L. C; CHAUBEY, I; HONG, N. N; LIN, Y. P; HUANG, T. Implementation of BMP strategies for adaptation to climate change and land use change in a pasture-dominated watershed. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Vol 9, No. 10, p. 3654-3684, 2012.

CHIEN, N. Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs. **Earth Surface Processes and Landforms**, Vol. 10, p. 143-159, 1985.

CHIMDESSA, K; QURASHI, S; KEBEDE, A; ALAMIREW, T. Effect of land use land cover and climate change on river flow and soil loss in Didessa River Basin, South Waest Blue Nile, Ethiopia. **Hidrology**, Vol. 6, No. 2, 20 p. 2019.

CHOTO, M; FETENE, A. Impacts of land use/land cover change on stream flow and sediment yield of Gojeb watershed, Omogibe Basin, Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, Vol. 14, pag. 84-99, 2019.

COELHO, V. H. R; MONTENEGRO, S. M. G. L; ALMEIDA, C. N; LIMA, E. R. V; NETO, A. R; MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Vol. 18, No. 1, p. 64-72, 2014.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, Vol. 24, No. 1, p. 109-137, 2004.

DADHICH, A. P; GOYAL, R; DADHICH, P. N. Urban Sprawl pattern assessment using spatial metrics. Proceedings of International Conference on Hydraulics, **Water Resources and Coastal Engineering** (Hydro 2016), CWPRS, Pune-India, p. 848-858, 2016.

DANG, C; ZHANG, H; SINGH, V. P; YU, Y; SHAO, S. Investigating hydrological variability in the Wuding river basin: Implications for water resources management under the water-human-coupled environment. **Water**, Vol. 13(2), 1-20, 2021.

DEL REY, G. O; CUNHA, L. S. **Estimativa de fluxo de base em bacias hidrográficas e sua importância na gestão integrada dos recursos hídricos: estudo de caso da bacia do rio Pípiripau**. Anais do XX congresso brasileiro de águas subterrâneas, ABAS, Campinas – SP, 4 p. 2018.

DEMIR, S. Landscape dynamics changes of the protected Mary Valley, Turkey. **Applied Ecology and Environmental Research**, Vol. 17, No. 2, p. 3591-3613, 2019.

DIAS, G. F. M; LIMA, A. M. M; SANTOS, M. N. S; BEZERRA, P. E. S. A relação entre as mudanças na paisagem e a vazão da bacia do rio Capim, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, Vol. 14, No. 2, p. 255-270, 2019.

DI GREGORIO, A; JANSEN, L. J. M. **Land cover Classification system (LCCS): classification concepts and user manual**. FAO, Rome, 1998.

DU, K; ZHANG, B; LI, L. Soil Water dynamics under different land uses in Loess Hilly region in China by stable isotopic tracing. **Water**, Vol. 13(2), 1-11, 2021.

DUDEN, A. S; VERWEIJ, P.A; KRAAK, Y.V; VAN BEEK, L. P. H; WANDERS, N; KARSSSENBERG, D. J; SUTANUDJAJA, E. H. VAN DER HILST, F. Hydrological impacts of ethanol-driven sugarcane expansion in Brasil. **Journal of environmental Management**, Vol. 282, 1-9, 2021.

EGGEN, M; OZDOGAN, M; ZAITCHIK, B. F; SIMANE, B. Land cover classification in complex and fragmented agricultural landscapes of the Ethiopian highlands. **Remote Sensing**, Vol. 8, No. 8, 23 p. 2016.

ETTO, T. L; LONGO, R. M; ARRUDA, D. R; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras. **Revista Árvore**, Vol. 37, No. 6, p. 1063-1071, 2013.

ESRI. **Understanding a mosaicking rules for a mosaic dataset**. 2016, disponível: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/understanding-the-mosaicking-rules-for-a-mosaic-dataset.htm>. Acesso em: 20/01/2021.

FERNANDES, M; FERNANDES, M; ALMEIDA, A; GONZAGA, M. I. S; GONÇALVES, F. Ecologia da paisagem de uma bacia hidrográfica dos tabuleiros costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Vol. 24, 9 p. 2017.

FERREIRA, R. S; UAGODA, E. S. Análise da predição do balanço hídrico da bacia do Ribeirão do Gama – DF através do modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Vol. 10, No. 3, p. 880-893, 2017.

FICKLIN, D. L; ZHANG, M. a comparison of the curve number and green-ampt models in an agricultural watershed. **Transactions of the ASABE**, Vol. 56, N. 1, p. 61-69, 2013.

FREIRE, M. S; RAMOS, R. R. D; LOPES, H. L; SOBRAL, M. C; MONTENEGRO, S. M. G; ACCIOLY, L. J. O. **Avaliação do uso e cobertura do solo na bacia do Pajeú –**

Pernambuco. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, INPE, Curitiba-PR, p. 1403-1410, 2011.

GHAFOURI-AZAR, M; BAE, D. H; KANG, S. U. Trend analysis of long-term reference evapotranspiration and its componentes over the Korean península. **Water**, Vol. 10, 18 p, 2018

GITHUI, F; GITAU, W; MUTUA, F; BAUWENS, W. Climate change impact on SWAT simulated streamflow in western Kenya. **International Journal of Climatology**, Vol. 29, No. 12, p. 1823-1834, 2009.

GLEICK, P. H. Climate change, hydrology, and water resources. **Reviews of Geophysics**, Vol. 27(3), 329, 1989.

GONÇALVES, H. C; MERCANTE, M. A; SANTOS, E. T. Hydrological cycle. **Brazilian Journal of Biology**, Vol. 71(1), 241-253, 2011.

GOSLING, S. N; TAYLOR, R. G; ARNELL, N. W; TODD, M. C. A comparative analysis of projected impacts of climate change on river runoff from global and catchment-scale hydrological models. **Hydrology and Earth System Sciences**, Vol. 15, No. 1, 279-294, 2011.

GREY, O. P; WEBBER, D. F. St. G; SETEGN, S. G; MELESSE, A. M. Application of the soil and water assessment tool (SWAT Model) on a small tropical island (Great River watershed, Jamaica) as a tool in integrated watershed and coastal zone management. **Revista de Biologia Tropical**, Vol. 62, No. 3, p. 293-305, 2014.

HAO, H; GEN-SUO, J. Assessing MODIS land cover products over China with probability of interannual change. **Atmospheric and Oceanic Science Letters**, Vol. 7, No. 6, p. 564-570, 2014.

HERZOG, F; LAUSCH, A; MÜLLER, E; THULKE, H. H; STEINHARDT, U; LEHMANN, S. Landscape metrics for assessment of landscape destruction and rehabilitation. **Environmental Management**, Vol. 27, No. 1, p. 91-107, 2001.

IBGE. **Manual técnico de uso da terra.** 3ª edição. Rio de Janeiro, Roberto Cavararo, 2013.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira.** 2ª edição, Coordenação técnica Celso José Monteiro filho. Rio de Janeiro, 2012.

IKIEL, C; DUTUCU, A. A; USTAOGU, B; KILIC, D. E. Land use and land cover (LULC) classification using SPOT-5 image in the Adapazari plain and its surroundings, Turkey. **TOJSAT**, Vol. 2, No. 2, 2012.

JIN, X; JIN, Y. Calibration of a distributed hydrological model in a data-scarce basin based on a GLEAM datasets. **Water**, Vol. 12, n. 3, 14 Pag, 2020.

KIM, H; PARAJULI, P. B. Impacts of reservoir outflow estimation methods in SWAT model calibration. **Transactions of ASABE**, Vol. 57, n. 4, p. 1029-1042, 2014.

KUHN, C. **Modeling rainfall-runoff using SWAT in a small urban wetland.** Hixon Center for Urban Ecology, Yale school of forestry & environmental studies, 19 p. 2014.

KWARTENG, E. A; GYAMFI, C; ANYEMEDU, F. O. K; ADJEI, K. A; ANORNU, G. K. Coupling SWAT and bathymetric data in modelling reservoir catchment hydrology. **Spatial Information research**, Volume único, 15 pag, mai/2020.

LACERDA, F. F. **Tendências de temperatura e precipitação e cenários de mudanças climáticas de longo prazo no nordeste do brasil e em ilhas oceânicas**. 2015, 110 p. Tese (Doutorado em Engenharia civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife- Pe.

LI, D; TIAN, Y; LIU, C; HAO, F. Impact of land-cover and climate changes on runoff of the source regions of the Yellow River. **Journal of Geographical Sciences**, Vol. 14, No. 3, p. 330-338, 2004.

LI, S; YANG, H; LACAYO, M; LIU, J; LEI, G. Impacts of land-use and land-cover changes on water yield: A case of study in Jing-Ji-Ji, China. **Sustainability**, Vol. 10, No. 4, 16 p. 2018.

LI, X; LU, L; CHENG, G; XIAO, H. Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. **Journal of Arid Environments**, Vol. 48, p. 521-535, 2001.

LI, Y; CHANG, J; WANG, Y; GUO, A; MA, F; FAN, J. Spatiotemporal impacts of land use land cover changes on hydrology from the mechanism perspective using SWAT model with time varying parameters. **Hydrology Research**, Vol. 50, No. 1, p. 244-261, 2019.

LI, Y; WANG, G; LIU, C; LIN, S; GUAN, M; ZHAO, X. Improving runoff simulation and forecasting with segmented delay of baseflow from fast surface flow in Montane high-vegetation-covered catchments. **Water**, Vol. 13(2), 1-21, 2021.

LU, D. WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. **International Journal of Remote Sensing**, Vol. 28, No. 5, p. 823-870, 2007.

LUBITZ, E; PINHEIRO, A; KAUFMANN, V. Simulação do transporte de sedimentos, nitrogênio e fósforo na bacia do Ribeirão Concórdia, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Vol. 18, n. 2, p. 39-54, abr/jun 2013.

MAEKAWA, M. A; NAKAGOSHI, N. Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in Central Japan. **Landscape and Urban Planning**, Vol. 37, p. 37-43, 1997.

MAGALHÃES, A. G; MONTENEGRO, A. A. A; ANDRADE, C. W. L; MONTENEGRO, S. M. G. L; JUNIOR, R. V. P. F. Hydrological modelling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Vol. 13, No. 6, 19 p. 2018.

MAHAPATRA, M; RAMAKRISHNAN, R; RAJAWAT, A. S. Mapping and monitoring of land use and land use cover changes using Remote Sensing and GIS techniques. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, Vol. 4, No. 1, p. 242-248, 2013.

MARTINS, R. N; ABRAHÃO, S. A; RIBEIRO, D. P; COLARES, A. P. F; ZANELLA, M. A. Spatio-temporal analysis of landscape patterns in the Catolé watershed. **Revista Árvore**, Vol. 42, No. 4, 11 p. 2018.

MATOS, R. C. M; CANDEIAS, A. L. B; JUNIOR, J. R. T. Mapeamento da vegetação, temperatura e albedo da bacia hidrográfica do Pajeú com imagens MODIS. **Revista Brasileira de Cartografia**, Vol. 65, No. 1, p. 139-160, 2013.

McGARIGAL, K. **FRAGSTATS HELP**. University of Massachussets, Amherst, 182 p. abr/2015.

MENDONÇA, J. C; FREITAS, R. M; SOUSA, E. F. Avaliação temporal de eventos de inundação na Baixada Campista, região norte fluminense, RJ, pelo uso de imagens digitais orbitais do sensor MODIS. **Revista Brasileira de Cartografia**, Vol. 59, No. 3, p. 235-239, 2007.

MENG, X. H; EVANS, J. P; MCCABE, M. F. The influence of inter-annually varying albedo on regional climate and drought. **Climate Dynamics**, Vol. 42, n. 3-4, pag. 787–803, 2013.

MENGISTU, A. G; RENSBERG, L. D. V; WOYESSA, Y. E. Techniques for calibration and validation of SWAT model in data scarce and semi-arid catchments in South Africa. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, Vol. 25, 18 pag, 2019.

MOHAJANE, M; ESSAHLAOUI, A; OUDJIA, H; HAFYANI, M; HMAIDI, ABDELLAH; OUALI, ABDELHADI; RANDAZZO, G; TEODORO, A. C. Land use/land cover (LULC) using Landsat data series (MSS, TM, ETM+ and OLI) in Azrou forest in the central middle Atlas of Morocco. **Environments**, Vol. 5, No. 12, 16 p. 2018.

MORIASI, D. N; ARNOLD, J. G; VAN LIEW, M. W; BINGNER, R. L; HARMEL, R. L; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transaction of ASABE**, Vol. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MUNOTH, P; GOYAL R. Impacts of land use land cover change on runoff and sediment yield of upper Tapi River Sub-basin, Índia. **International Journal of River Basin Management**, Vol. 18, p. 177-189, 2020.

MUTHUSAMY, S; ARUNKUMAR, X. R; RAJ, T. N; LAKSHUMANAN, C; JAYAPRAKASH, M. Land use and land cover changes detection using multi-temporal satellite data, Cuddalore coastal zone, Se-coast of India. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, Vol. 1, No. 3, p. 610-619, 2010.

NÄSCHEN, K; DIEKKRÜGER, B; LEEMHUIS, C; STEINBACH, S; SEREGINA, L. S; THONFELD, F; VAN DER LINDEN, R. Hydrological modelling in data-scientific catchments: The Kilombero floodplain in Tanzania. **Water**, Vol. 10, No. 599, 27 p, 2018.

NEITSCH, S. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation**. Texas, USA, 2005.

NETO, J. G. C; NETO, A. R; MONTENEGRO, S. M. G. L. **Assessment of rainfall-runoff models for flood river extreme event simulators**, 6th International Conference on Flood Management, CIWRHR, São Paulo – SP, 10 p. 2014.

O'DRISCOLL, M; CLINTON, S; JEFFERSON, A; MANDA, A; McMILLAN, S. Urbanization effects on watershed hydrology in stream processes in the Southern United States. **Water**, Vol. 2(3), 605-648, 2010.

OLIVEIRA, G; MORAES, E. C; RUDORFF, B. F. T. Balanço de radiação em áreas de expansão da cana-de-açúcar no estado de São Paulo com uso de dados orbitais MODIS/AQUA. **Revista Brasileira de Cartografia**, Vol. 66, No. 3, p. 419-431, 2014.

PALMIERI, F; RODRIGUES, T. E; SANTOS, H. G; MOTHCI, E. P; FREITAS, F. G; MATOS, M. M. **Súmula da X reunião técnica de levantamento de solos: (SNLCS, série miscelânea, 1)**. EMBRAPA, Vol. 10, 83 p. Rio de Janeiro, Mar/1979.

PAZ, Y. M; GALVÍNCIO, J. D; HOLANDA, R. M; SRINIVASAN, R; JONES, C. A. Sensitivity analysis and calibration of the SWAT model for a basin in northeastern Brazil using observed and reanalysis climatic data. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Vol. 11, n. 1, 371-389, 2018.

PEREIRA, C. C; MARIANO, Z. F; WACHHOLZ, F; CABRAL, J. B. P. Análise da temperatura em superfície e uso da terra e cobertura vegetal na bacia Barra dos Coqueiros (GOIAS). **Revista Geonorte**, edição especial 2, Vol. 2, No. 5, p. 1243-1255, 2012.

PEREIRA, J. L. G; BATISTA, G. T; THALÊS, M. C; ROBERTS, D; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação na Amazônia. **Geografia**, Vol. 26, No. 1, p. 59-90, 2001.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos. Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe, TOMO I, VOL II. Coordenação técnica Audrey Oliveira Lima. Recife: A Secretaria, 2010.

PHIRI, D. MORGENROTH, J. Developments in Landsat Land Cover Classification Methods: A review. **Remote Sensing**, Vol. 9, No. 9, 25 p. 2017.

RAMSTEIN, G.; KHODRI, M.; DONNADIEU, Y.; FLUTEAU, F; GODDÉRIS, Y. Impact of the hydrological cycle on past climate changes: three illustrations at different time scales. **Comptes Rendus Geoscience**, Vol. 337(1-2), 125–137, 2005.

ROCHA, V. M; CORREIA, F. W. S; SATYAMURTY, P; FREITAS, S. R; MOREIRA, D. S; SILVA, P. R. T; FILHO, E. S. Impacts of land cover and greenhouse gas (GHG) concentration changes of the hydrological cycle in Amazon basin: A regional climate model study. **Revista Brasileira de Climatologia**, Vol. 15, 21 p. 2014.

RÖßLER, O; LÖFFLER, J. Analyzing Spatio-Temporal Hydrological Processes and Related Gradients to Improve Hydrological Modeling in High Mountains. **Springer**, Vol. 115, 243-256, 2009.

RUHOFF, A. L; PAZ, A. R; ARAGÃO, L. E. O. C; MALHI, Q. M; COLLISCHONN, W; ROCHA H. R; RUNNING, S. W. Assessment of the MODIS global evapotranspiration algorithm using eddy covariance measurements and hydrological modelling in the Rio Grande basin. **Hydrological Sciences Journal**, Vol. 58, No. 8, p. 1657-1676, 2013.

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

SAMBOU, S; LYKKE, A. M; SAMBOU, H; GUIRO, I; SAMBOU, B; MBOW, C. Land use-land cover change drivers of deforestation in the Patako area (center-west of Senegal). **American Journal of Environmental Protection**, Vol. 4, No. 6, p. 306-317, 2015.

SCHILLING, K. E; JHA, M. K; ZHANG, Y. K; GASSMAN, P. W; WOLTER, C. F. Impact of land use and land cover change on the water balance of the large agricultural watershed: Historical effects and the future directions. **Water Resources Research**, Vol. 44, No. 7, 12 p. 2008.

SEKERTEKIN, A; MARANGOZ, A. M; AKCIN, H. Pixel-based classification analysis of land use land cover using sentinel-2 and landsat-8 data. The International Archives of the Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Vol. 42, No. 4, p. 91-93, Oct/2017.

SEXTON, A. M; SHIRMOHAMMADI, A; SADEGHI, A. M; MONTAS, H. J. Impact of parameter uncertainty on critical SWAT output simulations. **Transaction of ASABE**, Vol. 54, n.2, p. 461-471, 2011.

SHARMA, J; PRASAD, R; MISHRA, V. N; YADAV, V. P; BALA, R. Land use and land cover classification of multispectral Landsat-8 satellite imagery using discrete wavelet transform. The International Archives of the Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Vol. 42, No. 5, p. 703-706, 2018.

SHARMA, P; GUPTA, G; PRABHAKAR, P; TIWARI, S; KATHAIT, P; PATHAK, Y; MISHRA, N; KUMAR, S. Land use land cover change impact on water resources – Review. **International Journal of Advances in Engineering & Scientific Research**, Vol. 4, No. 2, p. 7-14, 2017.

SILVA, A. P; SILVA, C. M. Planejamento ambiental para bacias hidrográficas: Convergências e desafios na bacia do Rio Capibaribe, em Pernambuco-Brasil. **Holos**, Vol. 01, s/n, p. 20-40, 2014.

SILVA, D. D; PRUSKI, F. F; SCHAEFER, C. E. G. R; AMORIM, R. S. S; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. **Revista de Engenharia Agrícola**, Vol. 25, No. 2, p. 409-419, 2005.

SINGH, S. K; PANDEY, A. C; SINGH, D. Land use fragmentation analysis using remote sensing and FRAGSTATS. In: **Remote sensing applications in environmental Research**, p. 151-176, Índia, 2014.

- SIMONNEAUX, V; GHEGGOUR, A; DESCHAMPS, C; MOUILLOT, F; CERDAN, O; BISSONNAIS, Y. Land use and climate change effects on soil erosion in a semi-arid mountainous watershed (High Atlas, Marocco). **Journal of Arid Environments**, Vol. 122, p. 64-75, 2015.
- SNYDER, K. A., EVERS, L., CHAMBERS, J. C., DUNHAM, J., BRADFORD, J. B., & LOIK, M. E. Effects of Changing Climate on the Hydrological Cycle in Cold Desert Ecosystems of the Great Basin and Columbia Plateau. **Rangeland Ecology & Management**, Vol. 72(1), 1-2, 2018.
- SOUZA, C. G; ZANELLA, L; BORÉM, R. A. T; CARVALHO, L. M. T; ALVES, H. M. R; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral – MG. **Ciência Florestal**, Vol. 24, No. 3, p. 631-644, Santa Maria, 2014.
- SPOSÓB, J. Water Balance in Terrestrial Ecosystems. **Encyclopedia of Earth Sciences Series**, Volume único, 955–959, 2011.
- TEJEDA-MORÁN, E. et al. Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: uncertainty estimation based on model comparison. **Ecohydrology**, Vol. 7, Nº6, 20. Pag, dec/2014.
- TOLLERUND, H. J; BROWN, J. F; LOVELAND, T. R. Investigating the effects of land use and land cover on the relationship between moisture and reflectance using landsat time series. **Remote Sensing**, Vol. 12, 29 p, 2020.
- TOMALSKI, P; TOMASZEWSKI, E. WRZESIŃSKI, D; SOBKOWIAK, L. Relationships of hydrological seasons in rivers and groundwaters in selected catchments in Poland. **Water**, Vol. 13(3), 1-17, 2021.
- TROLL, C. Landschaftsökologie in Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie – Symposium Stolzenau. Junk: **The Hague**. Pag, 1–21, 1968.
- UUEMAA, E; ANTROP, M; ROOSAARE, J; MARJA, R; MANDER, U. Landscape metrics and indices: An overview of their use in landscape research. **Living Review in Landscape Research**, Vol. 3, 28 p. 2009.
- USGS. **Landsat quality assessment (QA) tools: Landsat QA band support**. Department of interior, 33 p. Abr/2017.
- VANZELA, L. S; HERNANDEZ, F. B. T; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Vol. 14, No. 1, p. 55-64, 2010.
- VASCONCELOS, C. H; NOVO, E. M. L. M. Mapeamento do uso e cobertura da terra a partir da segmentação e classificação de imagens – fração solo, sombra e vegetação derivadas do modelo linear de mistura aplicado a dados do sensor TM/Landsat5, na região do reservatório de Tucuruí - PA. **ACTA AMAZONICA**, Vol. 34, No. 3, p. 487 – 493, 2004.
- VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial: Métricas do FRAGSTATS**. 1998, 48 p. Trabalho de curso de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos-SP.

YADUVANSHI, A; SHARMA, R. K; KAR, S. C; SINHA, A. K. Rainfall-runoff simulations of extreme monsoon rainfall events in a tropical river basin of India. **Natural Hazards**, Vol. 90, p. 843-861, 2018.

YANG, Z; ZHANG, Q; HAO, X. Evapotranspiration trend and its relationship with precipitation over Loess Plateau during the last three decades. **Advances in Meteorology**, Vol. 2016, 10 p, 2016.

WANDERS, N; WADA, Y; VAN LANEN, H. A. J. Global hydrological droughts in the 21st century under changing hydrological regime. **Earth System Dynamics**, Vol. 6, 1-15, 2015.

WU, J. Landscape ecology. In: Encyclopedia of sustainability science and technology. **Springer**, Ed. Meyers R.A, New York, 2012.

WU, J; HOBBS, R. J. **Key topics in landscape ecology**. Cambridge University Press, 2007, Cambridge.

ZHENG, H; ZHANG, L; LIU, C; SHAO, Q; FUKUSHIMA, Y. Changes in stream flow regime in headwater catchments of the Yellow River Basin since the 1950s. **Hydrological Processes**, Vol. 21(7), 886-893, 2007.

ZHU, Z; WOODCOCK, C. E. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, Vol. 118, p. 83-94, 2012.

APÊNDICEA – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 1986

sub-bacia	ET	SURQ	SW	PERC	WYLD	LATQ
1	530.5	0.8	4100.2	223.8	648.6	636.4
2	493.7	6.7	4812.8	441.9	485.9	456.9
3	461.7	1.2	4882.4	573.8	391.5	361.5
4	454.1	7.7	4394.5	649.6	331.7	291.7
5	448.9	7.6	5555.0	223.2	748.0	730.0
6	465.3	108.1	5646.0	185.6	733.4	616.7
7	551.2	0.1	1473.7	955.8	84.6	37.3
8	439.5	243.4	7665.5	651.2	349.6	74.8
9	450.1	7.0	1813.8	743.6	264.3	220.8
10	431.0	9.8	5246.6	607.2	129.3	89.9
11	493.5	31.2	4618.5	655.1	294.3	230.4
12	120.4	0.0	1664.8	108.1	22.6	16.7
13	348.3	1.2	2989.6	965.3	134.0	85.9
14	366.7	15.6	1940.7	548.5	407.1	372.0
15	423.7	0.1	1506.2	591.5	80.4	52.9
16	401.7	0.6	2295.5	119.4	876.6	870.3
17	151.8	0.8	387.4	228.1	55.4	43.0
18	285.0	0.4	1560.3	221.4	903.8	892.9
19	289.8	3.1	3403.1	40.7	17.9	12.7
20	262.1	1.8	3698.1	49.5	19.9	15.4
21	488.2	16.8	5312.5	630.7	317.8	269.4
22	469.8	1.1	4744.3	289.2	666.7	650.4
23	461.7	434.0	7450.0	235.5	1475.6	1030.7
24	165.1	0.0	418.8	342.0	38.2	21.0
25	250.3	3.2	3290.6	47.5	24.8	19.0
26	210.6	0.0	2104.2	28.7	51.8	50.2
27	187.6	2.0	741.1	411.4	126.8	108.1
28	297.7	2.7	1097.3	252.9	589.2	574.4
29	405.7	69.5	4770.8	1061.1	1148.3	1030.0
30	429.6	0.2	1015.1	216.7	938.7	928.1
31	406.4	0.0	595.4	292.1	839.1	825.0
32	266.9	0.0	731.4	76.1	9.6	4.3
33	176.7	0.0	558.3	278.8	69.0	54.7
34	496.9	0.2	1499.9	871.7	134.4	91.5
35	100.5	0.0	296.7	84.3	11.1	5.3
36	501.7	4.3	3905.6	214.5	944.8	930.4
37	341.6	0.7	1526.1	565.3	519.5	491.5
38	445.6	7.2	4179.8	306.1	262.7	244.8
39	119.8	0.0	544.5	66.1	7.4	2.5
40	199.6	0.3	419.9	148.0	176.7	168.8
41	201.2	0.7	1390.5	6.6	63.8	62.8
42	193.6	0.6	1206.5	16.8	70.5	69.1
43	169.5	1.8	696.9	317.9	38.7	20.6
44	171.7	0.0	325.1	167.6	179.1	170.5
45	404.4	32.3	3153.7	675.9	353.2	287.6
46	508.2	7.2	3137.1	516.7	187.1	154.8
47	231.1	0.4	348.7	469.9	163.6	139.4
48	420.1	3.3	2317.4	863.8	163.5	117.6
49	462.1	151.0	5500.0	454.7	701.3	530.6
50	439.1	0.0	5010.5	283.7	159.9	144.1
51	299.4	10.8	1820.2	461.2	143.6	109.6
52	185.2	0.7	435.3	132.5	201.9	194.3
53	435.2	0.2	3609.6	171.6	145.0	135.7
54	421.4	27.8	4595.0	623.5	1103.3	1050.6
55	449.3	3.3	2942.1	622.5	358.2	323.7
56	394.4	0.1	1192.2	634.9	68.0	38.0
57	395.8	1.5	5262.2	630.5	399.1	366.9
58	515.6	408.7	9225.5	254.1	669.1	248.6
59	462.5	0.3	3123.4	119.9	810.1	804.2
60	129.8	0.0	1786.9	23.5	39.6	37.7
61	208.0	11.8	444.4	241.5	320.9	295.9
62	444.6	5.2	3427.5	296.8	561.3	548.5
63	452.0	1.8	4495.3	437.8	534.3	510.4
64	403.7	3.5	2446.9	199.2	337.0	323.6
65	231.0	10.5	1435.6	134.8	402.7	384.7
66	360.4	10.7	2642.2	390.4	384.6	353.8
67	510.9	12.3	4993.0	89.5	977.4	961.2
68	400.0	3.0	4807.4	488.9	535.2	508.1
69	252.3	0.2	1307.7	98.3	401.7	396.5
70	457.2	0.3	3311.8	118.8	173.4	166.8
71	390.5	3.2	2845.4	209.3	469.5	455.6
72	329.1	1.0	3960.3	184.3	275.2	265.0
73	386.0	0.2	1405.1	138.0	437.2	429.7
74	240.4	0.0	886.2	164.2	266.6	258.4
75	345.1	0.6	1854.7	335.3	735.0	718.4
76	478.5	1.8	2980.5	43.0	586.2	582.2
77	283.1	0.7	911.6	526.2	609.4	583.4

APÊNDICEB – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 1996

sub-bacia	ET	SURQ	SW	PERC	WYLD	LATQ
1	389.9	5.8	4959.8	194.9	456.4	440.4
2	358.3	9.1	4767.1	346.0	339.3	312.2
3	182.3	0.3	4653.3	58.6	48.6	44.5
4	274.2	9.7	4563.2	620.0	170.4	128.3
5	415.3	8.4	5596.6	143.5	509.6	493.7
6	425.9	70.1	5484.3	132.1	485.8	408.9
7	428.1	4.5	1584.0	755.7	77.0	32.7
8	326.1	58.9	7383.7	318.3	106.8	34.0
9	362.4	9.2	1965.3	637.6	211.3	173.6
10	283.4	0.3	5522.1	248.7	45.3	34.0
11	337.1	24.2	4712.6	501.4	208.1	157.6
12	138.1	0.0	1931.5	89.5	14.6	10.0
13	123.7	0.3	2903.2	130.8	21.5	13.9
14	274.0	0.2	2139.6	195.6	94.3	84.4
15	276.7	0.6	1617.2	759.3	97.6	55.0
16	331.5	3.0	2404.6	134.9	567.9	557.8
17	226.6	5.4	646.5	1037.9	152.0	102.2
18	281.6	2.7	1560.1	164.2	596.2	584.8
19	180.6	3.7	4847.4	44.6	13.4	7.4
20	179.6	1.9	5123.2	45.9	11.8	7.4
21	297.5	15.2	5478.9	537.6	219.6	176.2
22	353.1	5.8	5053.8	213.7	477.1	460.6
23	388.5	60.7	6779.6	99.3	354.5	289.2
24	247.0	0.0	453.0	718.0	83.2	43.8
25	177.1	7.4	4129.0	39.1	23.0	13.5
26	178.4	3.6	4650.1	39.7	18.9	13.3
27	111.1	3.0	886.0	283.5	94.7	73.9
28	247.3	0.0	1167.2	184.6	159.2	151.1
29	291.6	0.0	4450.2	91.0	210.6	201.4
30	437.2	2.1	1029.2	182.6	626.8	615.1
31	359.8	1.7	635.7	562.5	289.5	258.2
32	375.2	0.2	878.9	608.3	67.5	33.8
33	176.9	0.0	621.6	97.0	21.3	16.2
34	419.1	0.0	1585.5	395.7	59.8	42.1
35	184.8	0.0	415.5	643.4	65.5	30.2
36	416.4	2.8	2880.9	106.4	457.6	449.7
37	246.5	3.1	1901.1	524.9	293.5	262.9
38	257.5	3.8	4526.7	181.4	130.8	118.5
39	197.2	0.4	827.6	644.1	51.4	15.5
40	175.3	0.1	843.4	51.5	72.7	69.8
41	195.8	0.6	2507.6	0.0	53.2	52.6
42	178.3	0.9	2342.3	17.9	44.1	42.3
43	153.6	0.5	750.6	126.0	15.8	8.6
44	156.7	0.1	307.3	68.6	67.0	63.3
45	278.5	27.0	3284.8	540.8	241.9	186.4
46	434.2	0.1	3350.0	227.9	51.3	41.2
47	120.9	2.0	484.3	187.6	48.4	36.9
48	256.7	6.9	2438.6	692.8	127.3	84.1
49	333.5	29.7	5147.3	157.4	210.7	173.0
50	315.0	3.9	5517.9	439.1	240.7	214.5
51	158.7	2.5	2293.3	164.1	42.5	32.0
52	173.4	0.4	377.5	41.1	81.8	79.1
53	257.4	5.4	4625.2	432.2	277.9	249.4
54	246.0	2.1	4462.8	253.0	248.0	234.3
55	286.0	1.5	2721.5	203.2	101.9	90.9
56	240.5	1.3	1227.1	804.9	84.0	38.8
57	336.0	6.0	5467.1	408.8	310.3	282.9
58	442.7	51.3	7676.0	32.7	117.9	64.3
59	354.1	4.2	4082.3	117.4	562.2	551.8
60	384.5	2.1	2801.6	60.1	120.7	112.7
61	168.7	0.4	354.6	110.9	156.6	145.4
62	289.7	0.0	3119.2	41.4	95.1	92.9
63	308.0	5.8	4788.6	400.1	351.8	325.2
64	342.9	0.1	3522.3	207.9	340.0	330.3
65	178.4	1.3	1497.0	52.0	199.9	193.1
66	259.2	25.4	3080.9	439.6	325.9	279.4
67	499.4	7.7	4657.5	50.5	504.6	494.3
68	296.0	6.7	4914.0	353.1	402.6	377.4
69	255.4	17.9	2096.9	288.8	724.7	692.2
70	323.8	4.4	4262.3	277.3	360.9	341.7
71	267.2	0.2	3242.8	41.2	122.4	115.5
72	311.2	9.8	4924.4	477.9	490.3	456.4
73	331.0	0.0	2573.6	79.0	144.0	135.7
74	265.6	0.0	1018.8	226.5	310.1	299.3
75	289.3	3.1	1854.4	236.3	519.8	504.2
76	304.2	0.0	3325.8	8.2	135.1	133.6
77	185.0	0.2	839.6	63.8	75.2	71.9

APÊNDICE C – VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS EM 2016

sub-bacia	ET	SURQ	SW	PERC	WYLD	LATQ
1	310.5	0.2	2832.3	14.5	108.1	106.9
2	312.5	2.1	2775.3	22.5	68.9	65.4
3	398.4	36.7	5129.9	635.4	436.4	368.7
4	314.5	0.9	2825.4	39.5	36.1	32.7
5	452.8	12.1	5684.3	94.0	350.1	332.2
6	501.9	119.6	5823.3	216.9	734.7	604.7
7	513.9	0.2	1491.9	213.4	26.1	11.0
8	334.9	73.7	7364.0	274.7	122.2	32.8
9	428.5	14.6	1926.8	686.4	247.2	197.3
10	321.3	2.4	4953.5	159.6	39.4	28.1
11	310.4	4.9	3500.9	41.4	33.7	26.4
12	172.5	0.1	1856.4	103.1	24.9	19.0
13	350.3	25.3	3040.3	988.9	152.3	78.8
14	282.9	0.5	1406.8	84.4	84.2	78.2
15	336.0	0.1	1507.8	266.7	64.7	31.8
16	253.9	0.2	1138.3	20.9	203.5	201.8
17	259.7	12.5	589.0	464.9	135.5	97.5
18	216.4	0.0	1372.4	41.5	201.5	198.6
19	258.6	13.7	2658.6	38.1	27.3	11.7
20	268.8	6.0	2764.4	37.9	21.7	13.8
21	420.8	10.7	5480.4	392.3	203.5	169.8
22	402.3	0.1	5036.2	178.9	426.5	416.0
23	418.0	164.1	7247.3	175.1	661.9	490.0
24	364.3	0.2	419.0	565.3	105.8	64.6
25	266.4	29.7	1302.9	14.7	41.9	11.5
26	231.2	8.8	1903.8	28.0	56.1	45.8
27	284.4	1.4	1148.5	550.3	206.1	171.8
28	275.3	1.5	932.3	99.8	125.8	117.5
29	323.9	0.0	4656.6	251.2	348.6	334.8
30	545.9	0.0	998.8	134.0	542.5	534.4
31	479.5	0.0	607.3	249.0	442.0	427.3
32	493.6	0.3	847.2	646.3	69.6	33.8
33	107.8	0.0	359.6	119.3	50.7	30.6
34	465.8	0.6	1513.9	303.7	56.8	37.4
35	377.6	0.0	374.6	641.1	65.8	30.4
36	342.1	1.9	2126.0	44.6	196.3	191.5
37	339.8	1.8	1872.2	347.3	339.5	321.4
38	381.5	10.7	4853.5	291.3	249.5	222.0
39	363.7	0.6	792.7	664.4	56.6	19.7
40	115.9	0.3	751.1	69.2	95.6	83.8
41	233.9	1.1	856.3	1.7	77.7	76.5
42	221.7	1.4	1064.9	16.4	79.7	77.5
43	117.6	1.5	353.8	135.3	36.8	12.7
44	101.1	0.1	153.4	82.0	87.7	73.9
45	374.1	23.9	3235.3	429.3	221.5	177.9
46	512.6	1.6	2592.8	109.8	49.6	41.0
47	236.3	0.5	399.5	114.8	43.4	37.6
48	396.6	6.7	2384.6	544.4	97.1	65.4
49	385.8	66.0	4799.7	209.8	306.6	228.0
50	437.5	5.6	5469.6	514.7	267.9	236.3
51	310.7	3.9	1901.1	56.1	36.8	29.4
52	110.1	0.4	292.7	62.8	103.2	92.2
53	382.8	0.6	4679.6	474.6	336.6	309.5
54	347.7	0.9	3811.4	59.5	150.0	145.4
55	336.7	2.3	2333.0	147.3	110.2	98.5
56	281.1	0.2	1139.4	316.7	61.1	25.4
57	426.0	19.3	5422.8	521.4	444.8	402.5
58	569.6	576.4	9311.8	276.4	880.5	289.7
59	440.0	5.2	3073.6	123.5	763.1	752.2
60	428.7	10.5	3824.4	424.2	574.0	546.4
61	344.7	0.1	505.2	177.4	668.6	660.9
62	378.1	0.0	3277.1	38.5	144.0	141.7
63	354.1	18.8	4770.9	510.3	535.0	493.1
64	474.6	5.5	3131.9	363.4	606.6	586.2
65	372.1	1.9	2082.9	160.3	658.2	649.5
66	349.5	14.5	3005.8	532.2	432.4	392.4
67	463.0	6.1	3705.6	31.9	411.9	404.0
68	391.9	4.4	4857.9	302.3	324.0	306.0
69	349.6	2.0	2057.1	196.6	579.7	567.5
70	429.8	1.8	4723.8	382.9	378.3	355.1
71	383.6	1.0	1976.2	77.0	295.5	289.1
72	359.4	4.6	4882.2	365.9	408.6	385.1
73	393.7	3.8	2241.6	190.2	672.1	659.0
74	417.7	0.1	968.0	359.6	589.0	574.0
75	335.1	0.6	1857.0	353.9	784.6	767.3
76	435.3	0.5	3180.2	14.6	343.2	341.6
77	110.6	0.1	634.0	39.1	47.5	45.3

APÊNDICED –EVAPORAÇÃO E VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA POR SUB-BACIA

Sub-bacias	FLOWIN	FLOWOUT	FLOWIN86	FLOWOUT86	FLOWIN96	FLOWOUT96	FLOWIN16	FLOWOUT16	EVAP86	EVAP96	EVAP16
1	15.3777	14.5238	25.7522	24.5921	17.747	16.7328	4.2032	3.8353	0.0821	0.073	0.0239
2	20.429	18.2828	38.2378	35.2051	26.1612	23.4923	5.3453	4.4571	0.2276	0.1906	0.0548
3	11.4954	10.3394	17.5861	16.1884	2.1337	1.7281	19.3507	17.9973	0.124	0.0222	0.1287
4	5.0129	4.5559	10.1795	9.6784	5.1291	4.6336	1.0837	0.8841	0.0516	0.0496	0.0115
5	13.1774	12.8875	19.4919	19.1553	13.0248	12.716	9.0009	8.7527	0.0301	0.0251	0.0179
6	439.5178	412.5673	675.8089	649.4101	312.9565	287.5119	419.1161	388.9274	2.2749	2.3207	2.8577
7	27.5009	27.2667	36.3827	36.1489	26.664	26.4337	34.519	34.2951	0.0249	0.0237	0.0254
8	3.6261	3.4933	7.2711	7.1384	2.181	2.0505	2.511	2.3788	0.0137	0.0131	0.0148
9	406.2472	379.2412	617.0514	589.4916	278.5637	254.5341	366.3292	337.1586	2.5629	2.1946	3.1331
10	1.9276	1.4326	4.8444	4.1856	1.6897	1.1195	1.4631	1.0455	0.0545	0.0363	0.0258
11	3.7709	3.6211	6.0941	5.9401	4.2219	4.0696	0.6837	0.5962	0.0158	0.0152	0.0051
12	3.2681	1.8714	1.5486	0.8054	0.994	0.2093	1.6994	0.6797	0.0253	0.0229	0.0386
13	3.4627	2.4075	4.6709	3.5036	0.7362	0.2883	5.2635	4.0939	0.1204	0.0173	0.1271
14	41.6376	37.6792	81.9055	76.7589	45.309	41.3521	12.8369	11.1203	0.4086	0.3128	0.0985
15	387.7009	378.4306	583.745	574.3892	264.8232	256.2958	346.9938	337.1576	0.9626	0.815	1.0638
16	376.4357	361.8099	538.5861	524.4201	256.4461	243.1244	338.1701	322.6636	1.3173	1.2701	1.6924
17	10.1578	6.801	4.3485	2.6276	11.5881	8.1349	10.4116	7.3648	0.1035	0.2917	0.2247
18	321.858	316.8319	431.3624	426.7782	197.5973	192.834	324.594	319.0214	0.4369	0.4643	0.6106
19	4.7249	4.1064	4.4765	3.6688	0.6213	0.4308	5.0265	4.3059	0.0846	0.0126	0.0707
20	91.4908	88.0325	74.2077	71.5218	55.0222	51.7368	118.3588	114.7582	0.2944	0.3084	0.3874
21	5.667	5.1532	8.7755	8.2178	5.9459	5.3939	5.5098	4.9554	0.0574	0.0547	0.0596
22	302.5493	298.7037	399.9145	396.1744	179.3687	175.588	300.3939	296.1594	0.3459	0.3604	0.4678
23	446.9405	428.0841	721.4395	702.8641	312.8876	295.8087	421.2261	400.3225	1.5703	1.6101	2.0073
24	2.0871	1.7369	0.9256	0.5993	1.9916	1.6319	2.5432	2.1771	0.0325	0.0437	0.0495
25	132.4873	131.6032	123.5474	122.797	63.1038	62.2854	146.9211	146.0137	0.0847	0.0797	0.1007
26	135.8632	133.9346	126.5458	124.7533	62.7451	61.0075	150.4054	148.4217	0.1884	0.1677	0.2176
27	88.6543	84.1012	75.3528	71.3364	50.9581	46.7446	115.5476	110.7312	0.385	0.3386	0.5075
28	6.2484	5.4111	13.5433	12.4967	6.1114	5.175	2.3641	2.0231	0.0884	0.076	0.0225
29	480.1338	478.6557	810.4272	808.9782	324.2259	322.9129	444.2718	442.6627	0.1289	0.1307	0.1578
30	303.5306	299.9836	391.7924	388.5842	175.1775	171.7931	298.25	294.3573	0.3269	0.3496	0.458
31	281.6039	277.5357	381.0028	377.1022	151.36	147.421	274.7917	270.4423	0.3729	0.391	0.5028
32	82.6081	81.0395	71.1883	69.8417	48.1164	46.681	107.9662	106.2493	4.2126	3.8688	4.9854
33	3.0433	2.5168	2.7832	2.2358	0.8434	0.4649	2.0106	1.5521	0.1539	0.1531	0.2208
34	27.0223	23.7776	32.5778	28.9114	27.4924	24.3135	35.3225	32.038	0.0461	0.0207	0.0429
35	22.6958	21.7098	17.2146	16.5567	6.4499	5.6835	9.2912	8.4113	0.3279	0.2539	0.299
36	13.0033	12.7033	24.32	23.9442	11.6395	11.3487	4.9866	4.7787	0.0556	0.0343	0.0596
37	228.1278	222.4734	296.2103	290.6314	98.3395	93.0444	218.0964	212.1582	0.031	0.0193	0.0138
38	21.7148	18.4302	34.3802	30.5654	10.5691	7.4528	26.9109	23.5054	0.5256	0.4612	0.6434
39	19.7421	19.4913	15.0809	14.8741	5.5403	5.3705	7.3072	7.1211	0.3125	0.2346	0.3013
40	7.8088	7.2526	5.8475	5.2849	2.3431	2.0055	3.0738	2.6542	0.0206	0.01	0.011
41	4.2497	4.1152	1.5097	1.4528	1.2487	1.1665	1.8249	1.7302	0.0376	0.0208	0.0264
42	142.5787	134.593	128.2258	121.6736	63.4244	56.5105	152.4139	144.0136	0.0038	0.0054	0.0071
43	12.8674	12.2157	9.9334	9.2926	3.6016	3.271	4.8969	4.4717	0.7035	0.6333	0.9022
44	5.5681	5.1826	4.7011	4.3136	1.7153	1.461	2.2389	1.9281	0.0435	0.0231	0.0297
45	247.1338	242.1363	330.8538	325.8297	106.9878	102.2954	241.6684	236.32	0.0292	0.0149	0.0245
46	283.7838	271.7792	369.734	358.6364	154.563	142.8448	280.6157	267.6705	0.4685	0.422	0.5835
47	213.9228	209.7983	266.5087	262.5662	85.1824	81.6147	211.344	207.0308	0.9371	1.143	1.4757
48	277.3528	274.0847	362.2208	359.1138	148.1719	144.9425	272.8221	269.3195	0.4129	0.3339	0.4719
49	58.3828	51.8162	114.2787	105.3318	34.1766	29.0796	49.6199	43.3591	0.3051	0.3177	0.3901
50	5.16	4.8548	3.5253	3.223	5.2573	4.9478	5.8275	5.5366	0.5366	0.2542	0.3359
51	195.5715	188.2001	190.9745	184.7765	83.2804	76.8707	213.6665	205.8528	0.0287	0.0308	0.0354
52	7.9168	7.4318	6.2712	5.7758	2.4735	2.1832	3.1117	2.7406	0.6322	0.5856	0.8477
53	7.9549	7.3894	4.4512	3.9884	8.4326	7.811	10.2052	9.5522	0.0322	0.0186	0.0229
54	9.08	8.5839	31.2866	30.5678	7.0638	6.5572	4.292	3.9683	0.0321	0.0507	0.0733
55	27.9655	25.103	62.501	58.628	23.5046	20.8584	26.348	23.7733	0.0675	0.0335	0.02
56	20.7548	17.3039	31.8142	27.9958	14.1802	10.6267	18.9175	15.5518	0.3604	0.2109	0.2066
57	8.9398	8.4404	11.6764	11.1545	8.901	8.3867	12.8488	12.3256	0.3565	0.2621	0.2756
58	657.156	608.962	1048.3421	1000.524	418.6975	376.4942	600.6134	547.2188	0.0537	0.0493	0.0571
59	14.6397	14.3112	20.64	20.2628	14.026	13.6737	19.184	18.8222	0.0256	0.0254	0.0297
60	64.2808	60.3448	58.2538	54.5589	45.5755	41.9282	103.475	99.0338	0.3968	0.3811	0.5764
61	9.6084	9.3254	9.2145	8.9126	4.4704	4.2113	19.2165	18.9119	0.0292	0.0221	0.0335
62	9.9434	9.3691	19.0173	18.2501	3.219	2.8361	4.8582	4.4374	0.0537	0.0233	0.0297
63	20.141	17.7666	29.5825	26.7344	19.0934	16.5392	29.2368	26.5737	0.1792	0.171	0.2004
64	63.2286	58.7141	69.5535	65.6551	29.6958	25.7042	73.5931	68.506	0.3268	0.2858	0.4844
65	49.7986	48.5349	49.8234	48.5469	40.2466	39.0324	74.7555	73.3659	0.1284	0.1346	0.1837
66	22.4294	19.8291	28.0925	25.4545	23.5784	20.8245	31.2831	28.1692	0.1628	0.1594	0.2181
67	95.6465	89.176	175.9499	167.8678	90.6929	83.7725	73.0311	68.0489	0.5215	0.5095	0.342
68	38.6539	34.875	39.8077	35.9007	49.7783	45.5001	40.437	36.2128	0.2961	0.3727	0.396
69	11.3375	11.3296	8.8897	8.8817	15.8284	15.8205	12.5931	12.5852	0.0009	0.0008	0.0009
70	26.8991	24.0883	13.8537	11.7323	28.5538	25.8189	29.897	26.1315	0.1177	0.1705	0.287
71	48.9358	44.3061	57.2819	51.9658	14.6821	11.3121	35.4771	32.1024	0.3666	0.1661	0.2187
72	13.9292	13.5296	11.1083	10.7631	19.5248	19.0855	16.1865	15.7419	0.0337	0.0439	0.0498
73	11.8066	11.202	13.3146	12.7099	4.3612	3.7274	20.2527	19.5969	0.0437	0.0452	0.0524
74	24.7707	22.8431	17.978	16.4289	20.3246	18.4612	38.5131	36.1137	0.1252	0.1622	0.2668
75	21.9196	20.87	28.8028	27.5996	19.9815	18.9266	30.3773	29.1584	0.1077	0.0841	0.105
76	33.6626	32.3761	40.6203	38.9343	9.1977	8.3254	23.3912	22.4249	0.1118	0.0487	0.073
77	29.2984	24.8928	90.1742	80.3068	11.135	7.8959	6.9063	5.1199	0.6128	0.1641	0.0912