



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

FERNANDA HELENA OLIVEIRA DA SILVA

**USO DE GEOPROCESSAMENTO PARA O APERFEIÇOAMENTO DA GESTÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO DE REGIÃO SEMIÁRIDA**

FORTALEZA

2018

FERNANDA HELENA OLIVEIRA DA SILVA

USO DE GEOPROCESSAMENTO PARA O APERFEIÇOAMENTO DA GESTÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO DE REGIÃO SEMIÁRIDA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo de bacias hidrográficas.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.

FORTALEZA

2018

FERNANDA HELENA OLIVEIRA DA SILVA

USO DE GEOPROCESSAMENTO PARA O APERFEIÇOAMENTO DA GESTÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO DE REGIÃO SEMIÁRIDA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo de bacias hidrográficas.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Helena Becker
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo
Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE)

Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vocação da vida e gratidão por tudo que foi conquistado;

Aos meus pais, meus irmãos e sobrinhos por serem o combustível da minha caminhada e o meu motivo de acordar todos os dias, sempre mais disposta;

Ao meu orientador Fernando Bezerra Lopes por toda paciência, ajuda, conselhos e atenção dedicados à minha pessoa.

A Universidade Federal do Ceará por meio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de adquirir mais conhecimentos;

A todos do Grupo de pesquisa e extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido – MASSA;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo recurso financeiro indispensável ao projeto;

RESUMO

As regiões semiáridas apresentam alto risco de seca e são consideradas uma das regiões mais povoadas do mundo. A perda da qualidade da água em reservatórios superficiais é um grave problema nessas regiões. Mudanças no uso e cobertura da terra podem intensificar de modo incontrolável processos danosos à qualidade hídrica, sobretudo, em Áreas de Preservação Permanente (APP's). Nesse contexto, o uso do sensoriamento remoto contribui para melhorar a gestão da água porque permite integrar informações dispersas em sistemas geográficos de informação. Nesse contexto, destacam-se as bacias hidrográficas como sistemas de gestão importantes em regiões semiáridas, devido ao seu papel para a manutenção dos recursos hídricos uma vez que a produção de cargas de nutrientes por ela representa complexo fator de deterioração da qualidade hídrica. Portanto, objetivou-se nesse estudo determinar a correlação entre os atributos limnológicos do reservatório e o uso da terra em Áreas de Preservação Permanente (APP's) de sua bacia de contribuição e estimar as cargas de nutrientes, nitrogênio (N) e fósforo (P), produzidos pelas principais fontes naturais e antrópicas em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. As amostras de água foram coletadas em quatro pontos no reservatório General Sampaio localizado na Bacia hidrográfica do Curu, Ceará, Brasil, no período de 2014 a 2016. Os atributos limnológicos utilizados foram clorofila-a, nitrogênio total, fósforo total e transparência. Para os anos de 2009 a 2013 os dados de qualidade da água foram adquiridos na página da Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME. Para alimentar o inventário da bacia hidrográfica buscaram-se dados no Instituto de Pesquisa e Estatística Econômica do Ceará - IPECE, Empresa Brasileira de Pesquisa agropecuária - Embrapa e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, assim como dados encontrados na literatura científica. Para a classificação do uso da terra utilizaram-se imagens dos sensores TM a bordo dos satélites Landsat 5e 7 e OLI a bordo do Landsat- 8. A delimitação das APP's foi realizada com base no Modelo Digital de Elevação Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). Os dados orbitais foram processados através dos softwares: ArcGis 9.3 e ENVI 4.5 e para a determinação das cargas diárias e anuais de N e P foi utilizado o modelo GWLF. Este modelo foi desenvolvido para uma interface SIG, o software MapShed, sendo um modelo hidrológico concentrado. Utilizaram-se também fatores de emissão para estimar as cargas anuais de N e P. Para os dados de entrada dos dois modelos utilizou-se: modelo digital de elevação do terreno (SRTM), imagem de satélite (Landsat 8), mapa de solos do Brasil, dados municipais de pluviometria, pecuária, agricultura, consumo de água e população, assim como dados baseados na literatura quanto à perda de solos, concentração de

nutrientes por tipo de solo, concentração de nutrientes em excretas de animais e concentração de nutrientes na água da chuva. O uso e ocupação do solo nas APP's apresentou correlação significativa entre a área com solo exposto e a transparência da água (-0,53), e entre o índice de clorofila-a (0,43). A diferença entre as faixas de mata ciliar de 30 e de 100 metros indicou que para uma faixa de maior extensão, a presença de vegetação influencia mais do que sua ausência, ocorrendo o oposto para uma faixa de menor extensão. Para o modelo GWLF, as cargas de N de fontes naturais representaram 34,5% do total e para o modelo de fatores de emissão foram de 25,4%. Em relação às fontes antrópicas, esse percentual chega a 65,5% e 74,6% para o GWLF e os fatores de emissão, respectivamente. Os modelos, de uma forma geral, demonstraram que os aportes de nutrientes (N e P) oriundos de atividades antrópicas superaram os aportes naturais, sendo a agricultura e a pecuária as principais fontes de N e P. Portanto, destaca-se a necessidade de mudanças no modelo de agropecuária adotado na região, melhorando as práticas de manejo nessas áreas para promover a redução das cargas de nutrientes e sedimentos aportados ao reservatório.

Palavras-chave: Área de Preservação Permanente. Sensoriamento remoto. Sensor Landsat. Nitrogênio. Fósforo.

ABSTRACT

Semi-arid regions face high risk of drought, being one of the most peopled regions in the world. The loss of water quality in surface reservoirs is a serious problem in those regions. Changes in land use and land cover can uncontrollably intensify water-degrading processes, especially in Permanent Preservation Areas (APPs). In this context, the use of remote sensing contributes to improved water management by allowing the integration of scattered data in geographic into geographical information systems. Moreover, in semi-arid regions, hydrographic basins stand out as an important management system, due to their role in the maintenance of water resources, since there are the source of nutrient loads which represent a complex factor in the water quality degradation. The objective of this study was to determine the correlation between the limnological attributes of the reservoir and land use in Permanent Preservation Areas (APP's) within the basin and to estimate the nutrient, nitrogen (N) and phosphorus (P) produced by the main natural and anthropogenic sources in a Brazilian semiarid basin. The water samples were collected at four points in the General Sampaio reservoir, Ceará, Brazil, from 2014 to 2016. The limnological attributes used were chlorophyll-a, total nitrogen, total phosphorus and transparency. For the years 2009 to 2013 the water quality data were acquired at the Foundation Cearense de Meteorologia – FUNCEME homepage. Data were collected from the Institute of Research and Economic Statistics of Ceará - IPECE, the Brazilian Agricultural Research Company - Embrapa and the Brazilian Institute of Geography and Statistics - IBGE, as well as data from the scientific literature. Landsat 5 and 7/TM images and Landsat-8/OLI images were used in the land use and land cover classification. The delimitation of the APPs based on the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). The orbital data were processed with ArcGis 9.3 and ENVI 4.5, whereas the GWLF model was applied to determine the daily and annual loads of N and P. This is a concentrated hydrological model with a GIS interface (MapShed software). Emission factors were used to estimate the annual N and P loads. The input data for the two models were: SRTM Digital Elevation Model, satellite image (Landsat 8), soil map Brazil, municipal data on rainfall, livestock, agriculture, water consumption and population, as well as data from literature on soil losses, nutrient concentration by soil type, nutrient concentration in animal excreta and nutrient concentration in soil derived from overland flow of precipitation. Land use and land cover assessment in the APP showed that there is a significant and inverse correlation between the area occupied by bare soil and water transparency (-0.53), and between a significant and direct correlation between the area

occupied by bare soil and the chlorophyll-a index (0.43). The difference between the size of the buffering zone (30 and 100 meters) of riparian forest indicated that the larger buffer is more effective in the presence of vegetation, whereas in the lack of vegetation, the smaller buffer has large effects. GWLF model results indicated that N loads from natural sources accounted for 34.5% of the total load whereas for the emission model factors they accounted 25.4%. In relation to anthropogenic sources, this percentage reaches 65.5% and 74.6% for GWLF and emission factors, respectively. The models, in general, showed that the nutrient inputs (N and P) from anthropic activities exceeded the natural inputs, with agriculture and livestock being the main sources of N and P. Therefore, changes in the agricultural model adopted in the region need changes so as to improve management practices in these areas to promote the reduction of nutrient and sediment loads to the reservoir.

Keywords: Permanent preservation area. Remote sensing. Landsat. Nitrogen. Phosphor

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Volume do açude General Sampaio localizado na bacia hidrográfica do Curu de 2009 a 2017 | 21 |
| Figura 2 – Pluviometria mensal do Posto General Sampaio (49) para uma série de dados de 20 anos | 21 |
| Figura 3 – Localização da Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio no estado do Ceará, Brasil | 30 |
| Figura 4 – Municípios presentes na Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio, estado do Ceará, Brasil | 31 |
| Figura 5 – Fluxograma geral das atividades realizadas | 44 |
| Figura 6 – Precipitações pluviométricas e acumuladas e volume do reservatório General Sampaio de 2009 a 2016 | 45 |
| Figura 7 – Fluxograma das atividades realizadas para obtenção das faixas de mata ciliar do reservatório General Sampaio | 49 |
| Figura 8 – Terço inferior, médio e superior do Rio Curu para determinação da largura de APP | 51 |
| Figura 9 – Mapa das áreas de preservação permanentes delimitadas na Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio | 55 |
| Figura 10 – Valores de correlação entre os atributos limnológicos de qualidade da água do reservatório General Sampaio e os dados das classes solo exposto, FTS aberta e FTS densa para bacia hidráulica do reservatório General Sampaio no período de 2009 a 2016 | 57 |
| Figura 11 – Evolução do uso e ocupação do solo ao longo da mata ciliar (100 m) e na bacia hidráulica da Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio entre os anos de 2009 e 2016 | 59 |
| Figura 12 – Coeficientes de correlações de Pearson entre Nitrogênio total, Fósforo total, Transparência e Clorofila-a com o uso e ocupação do solo em faixas de mata ciliar de 30 e 100 m no reservatório General Sampaio | 60 |

| | |
|---|----|
| Figura 13 – Análise de componentes principais para os parâmetros qualitativos da água e usos da terra de APP's para o período 2009 a 2016 em bacia hidrográfica de região semiárida | 61 |
| Figura 14 – Tipos de solos presentes na Bacia hidrográfica do Reservatório General Sampaio (EMBRAPA, 2011) | 74 |
| Figura 15 – Classificação do uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio para o ano 2017 | 75 |
| Figura 16 – Fluxograma das atividades realizadas na obtenção dos dados de entradas do modelo GWLF | 81 |
| Figura 17 – Médias mensais de cargas de nitrogênio e fósforo por meio do modelo GWLF para a Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio | 82 |
| Figura 18 – Comparação entre as cargas anuais de Nitrogênio e Fósforo para os Fatores de Emissão e o modelo GWLF na BHRGS | 88 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|----------|---|----|
| Tabela 1 | – Datas em que as coletas dos dados de qualidade da água foram realizadas e dos dias das imagens utilizadas | 46 |
| Tabela 2 | – Largura da área de preservação permanente segundo largura do canal de drenagem (Lei nº 12.727, de 2012) | 50 |
| Tabela 3 | – Sequência das funções utilizadas para delimitação das Áreas de Preservação Permanente de Morros e Montanhas na BHRGS | 52 |
| Tabela 4 | – Valores médios de clorofila-a, transparência, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), na área do reservatório General Sampaio, Ceará | 53 |
| Tabela 5 | – Área das classes de uso e ocupação do solo para nas Áreas de Preservação Permanentes delimitadas na bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio | 56 |
| Tabela 6 | – Equações utilizadas para estimar as cargas anuais de N e P na Bacia hidrográfica do Reservatório General Sampaio por fator de emissão (PAULA FILHO, 2014) | 72 |
| Tabela 7 | – Descrição matemática do Modelo GWLF (HAITH; SHOEMAKER, 1987) | 78 |
| Tabela 8 | – Cargas médias por fontes de nitrogênio total e fósforo total para a BHRGS | 83 |
| Tabela 9 | – Cargas totais anuais de Nitrogênio e Fósforo por vetores naturais e antrópicos para a Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio | 85 |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|------------|
| 1 | INTRODUÇÃO GERAL | 14 |
| 2 | HIPÓTESE E OBJETIVOS | 16 |
| 3 | REVISÃO DE LITERATURA | 17 |
| 4 | CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO | 30 |
| 5 | CORRELAÇÃO ENTRE O USO DA TERRA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS EM BACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO | 40 |
| 5 | ESTIMATIVA DE CARGAS NATURAIS E ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM BACIA HIDROGRÁFICA DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL | 68 |
| 6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 100 |
| | REFERÊNCIAS | 101 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água sustenta os processos biológicos nos mais variados ambientes, sendo base para a produção, vida e o desenvolvimento da civilização humana (HADDELAND et al., 2014). O aumento da demanda populacional por esse recurso está sendo observado com preocupação, dada a sua limitação (ANDRADE et al., 2016), e principalmente, por ser o recurso natural mais afetado pelas ações antrópicas, tanto nos atributos qualitativos quanto quantitativos (BATISTA et al., 2014).

Em regiões semiáridas, conhecidas comumente pelas incertezas e inconstâncias de chuvas, é importante o cuidado com o manejo e a gestão das águas. Torna-se, portanto, essencial que a construção de reservatórios para armazenamento de água, tenha como unidade de planejamento as bacias hidrográficas (FERREIRA et al., 2015). Entre as bacias hidrográficas de mais expressiva importância no estado do Ceará destaca-se a bacia do Curu, localizada em sua região oeste, a qual apresenta alto potencial de produção agropecuária e de turismo.

A água represada nas zonas tropicais secas sofre deterioração de sua qualidade de forma mais intensa devido às altas taxas de evaporação e ao aporte de nutrientes, dando-se destaque à necessidade de prevenção e controle espaço-temporal dos parâmetros indicativos do estado desse recurso (LIU et al., 2012; BRAGA et al., 2015).

Estima-se que cerca de 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso à água potável em todo o mundo (OMS, 2017); além disso, a poluição da água prejudica também o meio ambiente, causando a morte de diversas espécies aquáticas (MAHESSAR et al., 2017). Assim, é importante a verificação regular da qualidade da água de corpos hídricos, principalmente, por meio do monitoramento das suas características físicas, químicas e biológicas, e da avaliação das causas da sua degradação (SANTOS; ALVES, 2014).

Um ponto a ser considerado na caracterização da qualidade da água de corpos hídricos é a distinção da fonte de contaminação da água entre difusa e pontual. A fonte de poluição pontual é aquela em que a carga poluidora atinge o corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e com regime contínuo de produção (LIMA et al., 2016). As fontes difusas são aquelas em que as cargas poluidoras chegam aos corpos hídricos de forma intermitente, irregular, dificultando, portanto, sua identificação, medição e controle (RIGHETTO et al., 2017). Ambas as fontes são responsáveis pelo enriquecimento,

direto ou indireto, das águas, principalmente, com nitrogênio e fósforo, encadeando o fenômeno da eutrofização.

Para a gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas além do entendimento das fontes difusas e pontuais é importante considerar o uso e ocupação do solo, principalmente em regiões com grande importância ambiental, como as Áreas de Preservação Permanente (APP's). Elas desempenham funções de conexão entre fragmentos de vegetação, preservação das funções ecológicas e hidrológicas do ambiente, relacionadas à qualidade da sua vegetação e composição do uso da terra (FERNANDEZ et al., 2014). Segundo Papastergiadou et al. (2007), a concentração de atividades agrícolas próximas ou dentro de áreas, como as APP's, causa a erosão do solo, destruindo a vegetação natural e ameaçando as populações de organismos ali existentes, degradando a qualidade da água.

As modificações desenfreadas no uso e cobertura da terra em escalas regionais, nas bacias hidrográficas, têm efeitos intensos no meio ambiente (SHAFIQM et al., 2017). O mapeamento do uso da terra auxilia na gestão dos recursos hídricos, pois determina suas características, subsidiando o desenvolvimento práticas conservacionistas, mas eficientes (CAVALCANTE et al., 2017; AMORIM et al., 2016).

Identificar as causas da variabilidade da qualidade da água é um desafio, devido à disponibilidade limitada de dados e à ausência de um sistema teórico e metodológico unificado, particularmente para estudos de grande escala (GU et al., 2014). O sensoriamento remoto e as geotecnologias são ferramentas que podem ser utilizadas de modo eficiente para prevenir, constatar e monitorar mudanças ocorridas nos sistemas aquáticos, sendo assim de grande relevância para a pesquisa da qualidade dos corpos hídricos. Diante do exposto formulou-se a hipótese e os objetivos desta pesquisa.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

Hipótese

Existe correlação significativa entre o uso da terra em áreas de preservação permanente e os atributos de qualidade de água de reservatório em região semiárida. O uso de geoprocessamento e modelos de estimativas tornam o monitoramento e a estimativa das cargas de nitrogênio e fósforo em bacia hidrográfica no semiárido mais preciso.

Objetivo Geral

Determinar a correlação entre os atributos físico-químicos da água e a área ocupada pelos diferentes tipos de uso da terra em Áreas de Preservação Permanente e estimar as cargas de nutrientes, nitrogênio (N) e fósforo (P), emitidos pelas principais fontes naturais e antrópicas em bacia hidrográfica do semiárido brasileiro.

Objetivos Específicos

1. Delimitar as Áreas de Preservação Permanente na Bacia do reservatório General Sampaio e classificar o uso e ocupação do solo das mesmas;
2. Avaliar a qualidade da água através de atributos físicos, químicos e biológicos (transparência, nitrogênio total, fósforo total e clorofila-a) em período seco e chuvoso ao longo de uma série de 9 anos para o reservatório General Sampaio;
3. Avaliar a qualidade da água através de atributos físicos, químicos e biológicos em período seco e chuvoso para o reservatório General Sampaio;
4. Investigar a relação entre a área ocupada pelos diferentes tipos de uso da terra em APP's da bacia hidrográfica e parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água do reservatório General Sampaio;
5. Estimar as cargas de nitrogênio (N) e fósforo (P) liberadas pelas principais fontes naturais e antropogênicas para o reservatório General Sampaio por meio do modelo Generalized Watersheds Loading Functions - Enhanced (GWLF-E).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Semiárido Brasileiro

No ano de 2005, foi estabelecida pelo Grupo de Trabalho Interministerial (GTI), a nova atualização do mapeamento do semiárido brasileiro, por meio de três características: (I) precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros; (II) índice de aridez de até 0,5 e (III) risco de seca maior que 60% (BRASIL, 2005). Atualmente, a região semiárida do Brasil ocupa uma área de 969.589,4 km², sendo caracterizada como uma das áreas mais densamente povoadas no mundo, com 23,8 milhões de habitantes (NETO et al, 2017).

Cabral et al. (2013) reafirmam outras características de regiões semiáridas: alta variabilidade espacial e temporal da precipitação pluviométrica, assim como a convivência com os extremos climáticos, como as constantes secas e cheias. A região apresenta também temperaturas elevadas (média de 26° C), alta radiação solar por ano (estimado em cerca de 3.000 horas de sol) e índices acentuados de evapotranspiração, devido à incidência perpendicular dos raios solares sobre a superfície do solo, com evapotranspiração potencial de cerca de 2.000 mm ano-1 (FUNDAJ, 2016).

Diversos sistemas atmosféricos que atuam na região provocam variabilidade anual e interanual da precipitação pluviométrica, dentre os quais estão os vórtices ciclônicos em ar superior, distúrbios ondulatórios de leste, a zona de convergência do atlântico sul e os sistemas frontais. Na região nordeste do Brasil, por sua vez, ocorre um evento específico, o avanço da zona de convergência intertropical entre janeiro e maio, estabilizando-se de março a abril (SILVA; PEREIRA; ALMEIDA, 2012). Esse sistema meteorológico é o mais importante na determinação da abundância ou deficiência das chuvas desta região.

No estado do Ceará, o regime pluviométrico apresenta anos consecutivos com precipitação total abaixo da média, intercalados por anos de chuvas intensas (ANDRADE; MEIRELES; PALÁCIO, 2010). Para Souza et al. (2001) a ocorrência de veranicos e a própria variabilidade interanual da precipitação pluviométrica são, em muitos casos, decorrentes de fenômenos meteorológicos de grande escala, como o El Niño e La Niña. Devido aos sistemas atmosféricos atuantes nessa região, é possível observar chuvas superiores a 1000 mm no litoral leste e valores médios inferiores a 500 mm no interior (CORREIA et al., 2011).

Segundo Santos et al. (2009), a escassez das chuvas no período chuvoso e a concentração da mesma em uma curta estação são particularidades marcantes das regiões semiáridas. Como consequência dessas particularidades e do aumento da exploração dos recursos hídricos da região, o ecossistema semiárido encontra-se entre os ambientes mais frágeis do mundo (MALAGNOUX et al., 2007).

As características climáticas de uma região são determinantes para a distribuição de espécies vegetais e animais, o desenvolvimento do solo e da vegetação, interferindo também sobre os processos erosivos e na disponibilidade e no manejo dos recursos hídricos (CORREIA et al., 2011). Com base nessa importância, torna-se compreensível que as características climáticas nessa região venham sendo tema de debates políticos e de pesquisas com o objetivo principal de subsidiar as ações de aproveitamento racional da água, permitindo a convivência da população com os períodos de seca ou de baixa precipitação pluviométrica (NETO et al., 2013).

As preocupações com a realidade dos recursos hídricos principalmente têm induzido a uma série de medidas governamentais e sociais para melhoria da qualidade de vida da população (MACHADO, 2001). Assim, com o objetivo principal de armazenar água para usos múltiplos e para manutenção de cursos hídricos, milhares de reservatórios foram construídos, sendo estes fundamentais para o atual desenvolvimento social e econômico da região semiárida brasileira (ARAÚJO, 2012).

Importância das bacias hidrográficas no semiárido

Os recursos hídricos são primordiais para a produção de alimentos, o desenvolvimento socioeconômico e a sobrevivência dos seres vivos (MAIA, 2015). A sociedade faz uso desses recursos de maneira intensiva em diversas atividades do dia-a-dia. Ressalta-se que a água doce é um recurso imprescindível para vida, logo, o seu manejo adequado torna-se imprescindível para melhor conservação da mesma. Com destaque para as bacias hidrográficas, por representarem a área de captação desse recurso, sendo consideradas como a unidade de planejamento e conservação do ambiente natural e urbano (BERNARDI et al., 2013).

Uma bacia hidrográfica é uma área natural, onde a precipitação gera um escoamento convergente a um único ponto, o exutório (TUCCI; MENDES, 2006). O conceito de bacia hidrográfica está relacionado à noção da existência de nascentes, divisores de água e

natureza de seus cursos, principais e secundários, conhecidos como afluentes e subafluentes (JULIANI et al., 2014). Considerando o que são bacias hidrográficas, o esgotamento dos recursos naturais e seu manejo inadequado afetam diretamente a estrutura e funções das mesmas, o que impacta em sua resiliência (RANDHIR; TSVETKOVA, 2011).

A escassez de água devido ao regime de chuvas e da geologia em regiões semiáridas, combinado às altas taxas de evaporação são responsáveis pela intermitência de quase toda a rede hidrográfica (ARAÚJO NETO et al., 2017). Entretanto, a partir da gestão e manejo das bacias hidrográficas, é possível planejar a melhor utilização e conservação dos recursos hídricos, para garantir o abastecimento humano, industrial, agrícola e energético, suprimindo as necessidades hídricas básicas e com a qualidade adequada às atividades econômicas (NETO et al., 2012). Portanto, buscar soluções para um monitoramento e gerenciamento adequados das bacias hidrográficas, deve ser a prioridade dos órgãos gestores (AZEVEDO, 2011).

No contexto do modelo de desenvolvimento econômico atual que privilegia o crescimento econômico no padrão Business as Usual (MAURER, 2015), a água é usada de forma irracional e não sustentável (BERNARDI et al., 2012). Outro fator de destaque, é a ocupação e uso irregular do solo, que para Vanzela et al. (2012), pode influenciar em diversas características de uma bacia hidrográfica, dentre as quais a vazão, é uma das mais afetadas. Assim, o crescimento populacional e o uso e ocupação da terra em uma bacia limitam a disponibilidade de água para usos múltiplos, pois aumentam a demanda de água na bacia (VIALLE et al., 2011).

A gestão de recursos hídricos pode ser definida como uma atividade direcionada à formulação de princípios e metas, ao desenvolvimento de documentos orientadores e normativos, à estruturação de sistemas gerenciais e à formação de resoluções, com o objetivo de incentivar o uso consciente, o controle e a proteção da água por meio de planejamentos (SEMAD, 2008). É possível analisar uma bacia hidrográfica de acordo com as funções de uso pela sociedade. Integrando a gestão das águas de acordo com sua utilização, englobando águas atmosféricas, superficiais, subterrâneas, e assim, incluindo a bacia hidrográfica como suporte para planejamento (TUNDISI, 2005).

Bacia hidrográfica do Curu

A bacia hidrográfica do rio Curu, localizada na porção noroeste do Estado do Ceará, limita-se, ao norte, com o Oceano Atlântico, a leste, com a Bacia Metropolitana, a

oeste, com a Bacia do Litoral, e ao sul com as bacias do Acaraú e Banabuiú (COGERH, 2011). Possui uma área de drenagem de 8.534 km², correspondente a 5,76% do território cearense, sendo o seu principal afluente o rio Canindé, que se encontra na margem direita e drena praticamente todo quadrante sudoeste da bacia. Pela margem esquerda, destaca-se o rio Caxitoré. A bacia hidrográfica do rio Curu possui capacidade de acumulação de águas superficiais de 1,068 x 10⁹ m³, e um total de 13 açudes públicos gerenciados pela COGERH.

Esta bacia é composta por 15 municípios, sendo eles: Itatira, Canindé, Caridade, Paramoti (no alto Curu); General Sampaio, Tejuçuoca, Apuiarés, Pentecoste, Itapajé, Irauçuba, Umirim, São Luís do Curu (no médio Curu); São Gonçalo do Amarante, Paraipaba e Paracuru (no baixo Curu). Apesar da bacia hidrográfica do rio Curu ser considerada de pequeno porte, se comparada outras bacias do estado do Ceará, ela apresenta importância econômica, principalmente devido à sua proximidade de Fortaleza e aos grandes investimentos em obras hídricas feitas durante os últimos setenta anos (GORAYBE et al., 2005).

Em relação à atividade agrícola, as principais produções, em termos quantitativos, na bacia do Curu são culturas anuais como o feijão, o milho, a mandioca e o algodão, semi-perenes como a cana-de-açúcar e frutos como a banana, o coco-da-baía e a castanha de caju (IBGE, 2006).

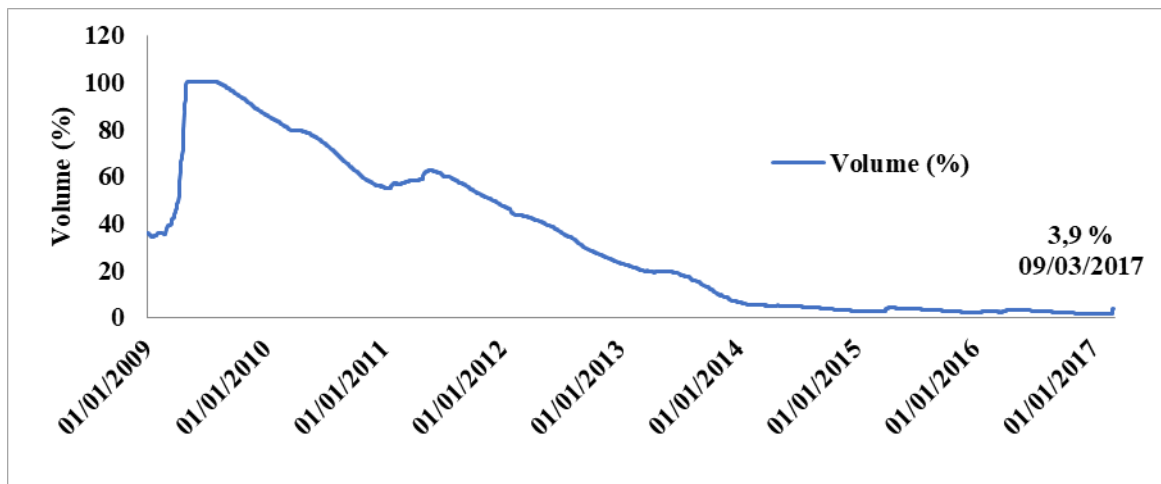
Segundo Souza et al. (2012), os sistemas de produção nesta bacia são caracterizados pela pecuária extensiva, agro-extrativismo e agropecuária diversificada. Localmente, desenvolvem-se sistemas de subsistência e perímetros irrigados, cujo destaque maior cabe ao perímetro do Curu-Paraipaba. Entretanto, nos maciços residuais com vertentes úmidas, onde é mais propício o desenvolvimento das atividades agrícolas, a policultura se tornou mais preponderante.

A pecuária local corresponde a cerca de 7,1% das cabeças de gado do Ceará, perfazendo um total de 153.120 animais (IBGE, 2017). A pesca continental é praticada em grande parte dos açudes da bacia, mas somente as cinco barragens principais possuem estatísticas oficiais. Os açudes de Pentecoste e General Sampaio são os mais produtivos, com cerca de 77,4% da produção total da bacia hidrográfica do rio Curu (IBGE, 2017).

Nessa bacia hidrográfica três reservatórios se destacam, tanto por sua localização, como por seu expressivo volume e contribuição para o desenvolvimento socioeconômico das regiões em que estão inseridos: Açude Pentecoste, Açude Caxitoré e Açude General Sampaio (SOARES, 2004). Entre estes, o açude General Sampaio, abastece cinco municípios, sendo conhecido como um dos maiores reservatórios do estado do Ceará.

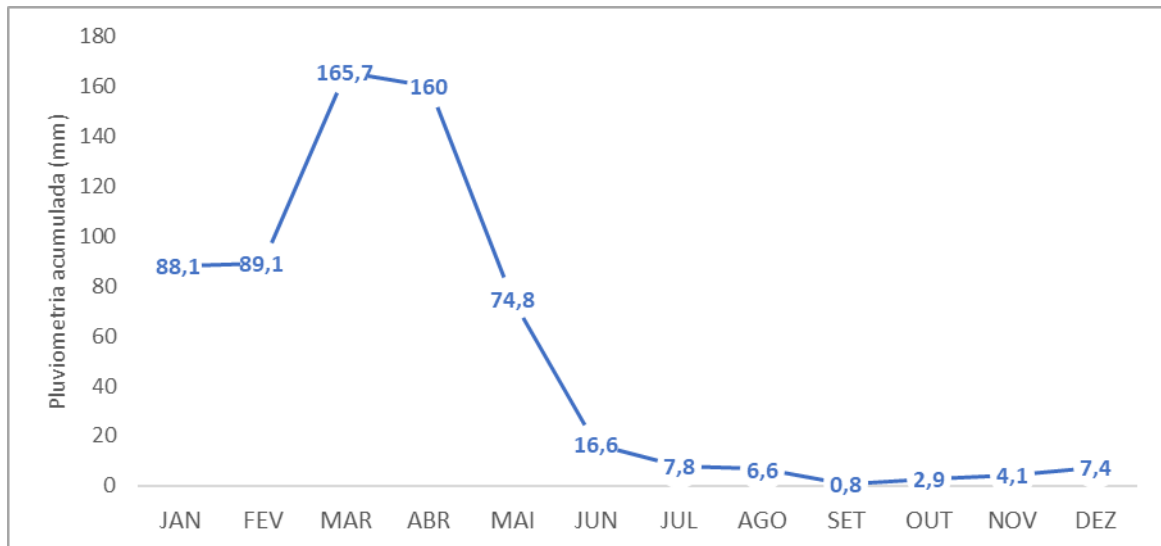
O município de General Sampaio apresenta quatro açudes sendo o principal o açude General Sampaio, com capacidade máxima de 322,20 hm³ (Figura 1) e vazão atual de 65 L/s (SOUZA et al., 2012). A precipitação na região é bastante característica de regiões semiáridas com os maiores índices de precipitações no primeiro semestre, entre os meses de fevereiro a maio (Figura 2).

Figura 1 – Volume do açude General Sampaio localizado na bacia hidrográfica do Curu de 2009 a 2017.



Fonte: Portal hidrológico do Ceará (2017)

Figura 2 – Precipitação média mensal da bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio.



Fonte: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (2017)

Qualidade de água

Sem água não existe vida orgânica, por ser um elemento essencial na manutenção e preservação da vida de todos os seres vivos. Além do consumo humano, a utilização desse recurso é essencial para o desenvolvimento de todas as atividades industriais e agrícolas (REBOUÇAS, 2004). A escassez dos recursos hídricos, seguida do aumento da população e a crescente poluição doméstica ou industrial, determinam a necessidade de monitoramento da qualidade das águas, com a finalidade de propor medidas que ajudem na melhoria de qualquer manancial hídrico (NAIME; NASCIMENTO, 2009).

Quando ocorre contaminação dos recursos hídricos principalmente pela atividade humana, limita-se a disponibilidade de água, de forma mais crítica em regiões semiáridas e os usuários ficam expostos à água inadequada ao consumo (ANDRADE et al., 2010). O monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas é uma ferramenta importantíssima, que possibilita a melhor gestão do abastecimento, sendo primordial em regiões que sofrem com escassez de água como o semiárido. Nesta região, os fatores climáticos e geológicos possuem papel preponderante na renovação das reservas hídricas e, diretamente, nas mudanças da qualidade de suas águas (VIEIRA, 1999).

A qualidade da água de um corpo hídrico depende de muitos fatores, incluindo a fonte, a quantidade de fluxo e os tipos de geologia e solo ao longo deste curso (LIMA et al., 2017). Sendo a diluição, temperatura, variação na atividade biológica, solubilidade do oxigênio e mudanças sazonais de resíduos os principais fatores que afetam a variação na qualidade da água (GRAY, 2010).

O comprometimento da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico é decorrente de poluição causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola (MERTEN; MINELLA, 2002). Carvalho e Kaviski (2009) relatam que a utilização diversificada e contínua dos recursos hídricos afeta a qualidade da água na bacia hidrográfica, fazendo com que seus indicadores fiquem abaixo dos padrões estipulados pela legislação.

É importante entender que o termo qualidade de água se refere às características químicas, físicas e biológicas, e por meio destas é possível avaliar as condições de determinado corpo d'água para cada uso específico. Assim, a política normativa nacional de uso da água, com a resolução nº 357 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), estabeleceu parâmetros que definem limites aceitáveis de elementos estranhos, considerando os diferentes usos. Para analisar a qualidade de qualquer sistema ambiental é fundamental

escolher parâmetros representativos de seu status por ocasião do momento da amostragem (OLIVEIRA et al., 2013).

A influência do uso e ocupação da terra sobre a qualidade da água é bastante significativa, pois dependendo de seu uso há um aumento do escoamento superficial, com consequente entrada de sedimentos e nutrientes que afetam diretamente seus parâmetros qualitativos (ARAUJO et al., 2011). Outro ponto a ser considerado é a influência significativa da vegetação na qualidade das águas, tanto aqueles presentes em áreas próximas ao corpo d'água como aquelas que permeiam a bacia hidrográfica (MAIA, 2015).

Embora os corpos hídricos possuam um valor inestimável para o desenvolvimento sustentável, eles são prejudicados pelo crescimento urbano, estabelecimento de terras agrícolas e a poluição derivada. É observado que as principais causas de alteração nas condições naturais dos ambientes estão relacionadas ao aporte de nutrientes e poluentes de origem difusa e/ou pontual, comumente originários de ações antrópicas (CICERELLI; GALO, 2015).

No Nordeste do Brasil, vários autores estimaram as cargas de N e P a partir do uso dos fatores de emissão (LACERDA et al., 2008; PAULA et al., 2010). Estes fatores se mostraram uma ferramenta importante na geração de informações sistemáticas sobre concentrações e fluxos de N e P, criando-se um embasamento crítico quanto ao aporte anual de nutrientes em bacias hidrográficas.

Fontes de poluição

As bacias hidrográficas sofrem com o lançamento exacerbado de poluentes nos seus corpos hídricos, tanto em nível global como local (LUU et al., 2012; ROMERO et al., 2013; LI et al., 2017). E nesse sentido se tem o problema da eutrofização como uma das mais danosas consequências da poluição das águas (SCHILLER et al., 2018).

A eutrofização causa prejuízos inimagináveis em ecossistemas, como perda da diversidade aquática, da capacidade de abastecimento de populações e da recreação (AKA et al., 2000; STARLING, 2000; SAMPAIO et al., 2002; BENNION et al., 2005; SHINOZUKA et al., 2017). O processo de eutrofização pode ser amenizado ou prevenido por meio da identificação e o mapeamento das áreas fornecedoras de nutrientes (STEINKE; SAITO, 2008), pois o monitoramento é essencial na avaliação para identificar as práticas de manejo ideais em cada situação (LIMA et al., 2016).

Nesse cenário temos dois tipos de fonte de poluição, a difusa e a pontual (LIBOS; ROTUNNO FILHO; ZEILHOFER, 2003). A poluição difusa está relacionada a cargas que advêm de áreas extensas e é medida com mais dificuldade (BRAVO et al., 2013; CARRO et al., 2013). A poluição pontual, por sua vez, apresenta maior facilidade de ser medida e é descarregada em um ponto específico dos corpos d'água (LIMA et al., 2016; LI et al., 2018). Entre as principais fontes difusas de poluição em uma bacia temos a agricultura e a pecuária, e para a fonte pontual temos os efluentes domésticos e industriais como exemplos mais significantes (ZHAO et al., 2017; GAVERSGAARD et al., 2018; SANGUESA et al., 2018).

3.4.1 Nitrogênio e Fósforo

O nitrogênio e fósforo são os principais fatores limitantes da produção de biomassa de algas (WETZEL, 1981; SIMARD et al., 2000), portanto a estimativa da cargas de N e P, aliada a outros parâmetros tais como transparência, sedimentos totais e clorofila-a, permitem a identificação do estado trófico de um corpo hídrico (SENDACZ et al., 2005; VASCONCELOS, 2011; OLIVEIRA; SOUZA, 2015).

Em águas naturais, o fósforo é quase que exclusivamente encontrado na forma de fosfato. Segundo Mansor (2005), as principais fontes artificiais de fosfato para os ecossistemas aquáticos são: os esgotos domésticos, os esgotos industriais, os fertilizantes agrícolas e o material particulado de origem industrial e agrícola. E para o nitrogênio, o nitrato é a principal forma associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias. Segundo Resende (2002), os fertilizantes nitrogenados minerais e os esterco manejados inadequadamente são as maiores fontes difusas de contaminação da água por nitrato em áreas agrícolas.

Modelos para estimativa de cargas de nutrientes

A necessidade da criação de uma linguagem matemática para universos diversos e complexos foi primordial no início da elaboração de modelos (APRILE; SIQUEIRA, 2009). Modelo é a formulação simplificada de um fenômeno ou um sistema, que torna possível compreender situações complexas, como também realizar previsões sobre o comportamento a partir de simulações (TUCCI, 1998; FLECK et al., 2013).

Devido à necessidade de explicar o comportamento dos nutrientes em corpos hídricos, o uso de modelos vem sendo bastante incentivado, pois estes podem ser aplicados em regiões diferentes, por meio de adequações a cada condição (EVANS et al., 2008; SANTOS, 2009; MORALES; CHAVES, 2010). Ademais, ressalta-se que o uso de modelos no

entendimento da dinâmica dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos ocorre com frequência no universo científico porque os sistemas atuantes nos ambientes e suas interações são pouco conhecidas e complexa (WOLLAST, 1993; COSTA; TEIXEIRA, 2010).

O modelo hidrológico GWLF (Generalized Watershed Loading Functions) criado na Universidade de Cornell é utilizado para simular a descarga de poluentes por fontes naturais e antrópicas de bacias hidrográficas. Esse modelo possui uma interface de sistema de informação geográfica - SIG customizada, que pode ser usada para criar os dados vetores intitulada de MapShed.

O GWLF é um modelo de bacia de drenagem com parâmetros concentrados, o modelo simplesmente agrega as cargas de cada área em um total de bacias hidrográficas sem roteamento espacial (SANTOS, 2018). É um modelo de simulação contínua, utilizando etapas de tempo diárias, para gerar os dados meteorológicos e os cálculos de balanço hídrico. Ele simula o escoamento superficial pelo método SCS Curve Number (CN) e gera dados de erosão e redimento de sedimentos pelo algoritmo USLE (Universal Soil Loss Equation). Os rendimentos de nutrientes são calculados atribuindo os coeficientes N e P ao escoamento superficial e ao sedimento de áreas de origem agrícola. Por fim, as cargas acumuladas mensais com base em um balanço hídrico diário são as saídas do modelo em formato de tabelas.

Esse modelo requer menos dados de entrada em comparação a modelos bastante empregados, como o SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL – SWAT, fato que o tornou popular na comunidade científica (SHEEDER; EVANS, 2004; MARKEL et al., 2006; STROL et al., 2009; DRISSIA; ANITHA, 2015; QI et al., 2017).

Área de Preservação Permanente

Segundo a Lei Federal 12.727 ou o chamado “Novo Código Florestal” áreas de preservação permanente (APP) são áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Os debates quanto à preservação e conservação da vegetação nativa nas áreas localizadas ao longo dos cursos hídricos, nascentes e em regiões de topografia acidentada apresentam papel de destaque, sendo um dos pilares para técnicos, pesquisadores e ambientalistas que preconizam a sua importância para proteção dos recursos hídricos

(NASCIMENTO et al., 2015). Exemplo disso são as inúmeras pesquisas voltadas para identificação do uso e ocupação das áreas de preservação permanente (RIBEIRO et al., 2002; STURM et al., 2003).

Borges et al. (2011) destacaram que a preservação das APP é de fundamental importância na gestão de bacias hidrográficas, pois estas contribuem para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos visando a dar condições de sustentabilidade à agricultura. Ramos e Salbego (2016) acrescentam ainda que na construção de reservatórios, há um elemento fundamental para a sua preservação: as Áreas de Preservação Permanente.

A Resolução CONAMA número 302 (CONAMA, 2002) define as APPs nas margens de reservatórios artificiais presentes em bacia hidrográficas. A dimensão da faixa de APP varia de acordo com a superfície alagada, uso a que se destina, bem como o tipo de área (urbana ou rural) em que estão situados.

Mata ciliar

O Código Florestal Federal descreve a mata ciliar como “área de preservação permanente” possuindo diversas atribuições ambientais, além de respeitar uma faixa determinada de acordo com a largura do rio, lago, represa ou nascente (DIAS, 2013). Fornari (2001) afirma que mata ciliar é “a vegetação que ocorre ao longo dos corpos hídricos, exercendo influência direta no regime deles e servindo de proteção aos mananciais”.

Também conhecida como floresta ou mata ciliar, mata de galeria, floresta beiradeira, floresta ripária, floresta ribeirinha e floresta paludosa, mas para efeitos de recuperação e legislação, o termo mata ciliar tem sido empregada para defini-la de forma genérica (MARTINS, 2001; RODRIGUES, 2000).

A conservação desses ecossistemas é essencial devido principalmente as suas importantes funções ecológicas e aos benefícios que estas funções acarretam. Por exemplo, o semiárido do Nordeste brasileiro é caracterizado por chuvas de alta intensidade e curta duração e pelo inadequado modelo de uso do solo o que agrava os processos erosivos na região (SANTOS et al., 2017). Tendo em vista essa realidade, elenca-se que entre os principais papéis da mata ciliar estão sua função como filtrador superficial dos fluxos de águas e a conseqüente redutor da ocorrência do escoamento superficial que facilita a formação de erosão e leva sedimentos para os cursos hídricos (VEIGA, 2003).

A vegetação ciliar, por sua ação como barreira física, atua também no controle da poluição difusa, contribuindo para a redução de elementos poluentes nos cursos dos rios

(SILVA, 2009). Ou seja, a mata ciliar é de suma relevância para nível de qualidade da água, pois proporciona a diminuição dos processos de erosão e assoreamento. A mata ciliar favorece também a infiltração das águas provenientes das chuvas para o abastecimento dos lençóis freáticos e a regularização da vazão das águas superficiais pela redução da sua velocidade de escoamento, protegendo o solo e as águas (VESTENA; THOMAZ, 2006).

Além disso, podemos ainda destacar a importância da mata ciliar levando-se em consideração os aspectos físicos da região, tais como: no controle hidrológico de uma bacia hidrográfica, regulando o fluxo de água superficial e subsuperficial, e assim do lençol freático, corredores de fluxo gênico para os elementos da flora e da fauna, reciclagem de nutrientes, habitat e fonte de alimentos para a fauna aquática e terrestre e é fundamental para a conservação da biodiversidade (SALVADOR, 1987; LEITE; PEREIRA, 1996; SKORUPA, 2003).

Observa-se ainda que a mata ciliar das regiões de caatinga se comporta de maneira diferenciada, pois a má distribuição das chuvas durante o ano acarreta índices pluviométricos distintos, proporcionando assim rápidas respostas da vegetação às mudanças e grande alteração na paisagem da caatinga em épocas chuvosas (BATISTA; SANTOS, 2013).

Geotecnologias aplicadas aos recursos naturais

As geotecnologias, de modo geral, seriam as tecnologias que se utilizam da informática para a manipulação de dados espaciais ou geográficos ou também podem ser definidas como o conjunto de tecnologias que permitem coleta, processamento, análise e oferta de informações georreferenciadas. Considerando que aproximadamente 80% da informação disponível no mundo possuem uma componente espacial, as geotecnologias abrangem uma infinidade de atividades (FAVRIN, 2009).

É observada, nos dias atuais, a utilização recorrente das geotecnologias nas mais variadas áreas de pesquisas no mundo científico. As geotecnologias são utilizadas para o estudo da paisagem e variáveis ambientais, analisar e auxiliar na prevenção de desastres naturais, além de gerenciar e monitorar a atividade humana (TÔSTO et al., 2014). Entre as geotecnologias mais utilizadas, podemos citar: sistema de informação geográfica (SIG), sensoriamento remoto, cartografia digital, sistema de posicionamento global e a topografia (ROSA, 2005).

A maioria dos sistemas de monitoração baseia-se na amostragem in situ. Ribeiro et al. (2002) evidenciam que as abordagens com base em produtos derivados por meio de

geotecnologias têm substituído, com vantagens, os métodos manuais tradicionalmente utilizados. Isso permite a extração de resultados menos subjetivos, com exatidão comparável aos obtidos por métodos manuais, em menor tempo e replicáveis (TRIBE, 1992; GARBRECHT; MARTZ, 1993; EASH, 1994).

A funcionalidade e eficácia do processamento de dados, integrado às informações produzidas pelas imagens de satélite, sobretudo, as de alta resolução espacial, podem produzir diagnósticos e fornecer subsídios capazes de identificar e mensurar variadas ocorrências ecológicas e agrícolas fortalecendo as ações ambientais de monitoramento e dar suporte para os instrumentos jurídicos de controle e fiscalização desses ambientes (NASCIMENTO et al., 2005).

As geotecnologias podem ser utilizadas para diversas finalidades. Dona et al. (2016) utilizaram o sensoriamento remoto para estimar a variação temporal de áreas inundadas na Espanha Central e seus padrões hidrológicos associados à sazonalidade de precipitação e evapotranspiração. Knipper et al. (2017) estimaram a evapotranspiração da vegetação em quatro regiões do sul dos Estados Unidos por meio de imagens de satélites. Gorji et al. (2017) pesquisaram na região de Tuz (Salt) Lake, na Turquia, as mudanças nas áreas de manchas de solo com alta salinidade nos anos 1990, 2002, 2006, 2011 e 2015 por meio de dados multiespectrais. Getzin et al. (2014) usaram um veículo aéreo não tripulado (VANT) e imagens de alta resolução para registrar as lacunas de 10 florestas temperadas gerenciadas e não gerenciadas em duas regiões da Alemanha.

Sensoriamento Remoto (SR)

O sensoriamento remoto pode ser definido como a aquisição de informações de uma área, alvo ou objeto sem entrar em contato com o mesmo. Conforme Crosta (1992), os dados de sensoriamento remoto processados em um sistema de informação geográfica podem ser analisados de diversas maneiras, via interpretação visual ou automaticamente através de algoritmos de classificação com bases na resposta espectral de pixels ou regiões homogêneas.

No sensoriamento remoto pode-se trabalhar com basicamente dois tipos de sensores: os ativos, que emitem a energia e registram o comportamento da sua interação com o alvo de interesse, e os passivos, que coletam os dados da radiação eletromagnética que é refletida ou emitida pela região alvo (SOUSA, 2014). Além disso, os sensores podem apresentar quatro tipos de resoluções, sendo elas espectral, temporal, espacial e radiométrica (SILVA, 2002).

Meneses *et al.* (2012) explicaram as quatro resoluções. A resolução espacial está relacionada ao tamanho do pixel da imagem e determina o tamanho do menor objeto que poderá ser nela identificado dadas às condições de contraste. A resolução temporal está relacionada ao intervalo de tempo que leva para que uma mesma área seja observada novamente. A resolução espectral está relacionada à largura em comprimento de onda de uma dada banda. E para finalizar, os autores supracitados, descrevem a resolução radiométrica como a sensibilidade e a capacidade do sensor de distinguir diferenças de intensidade do sinal.

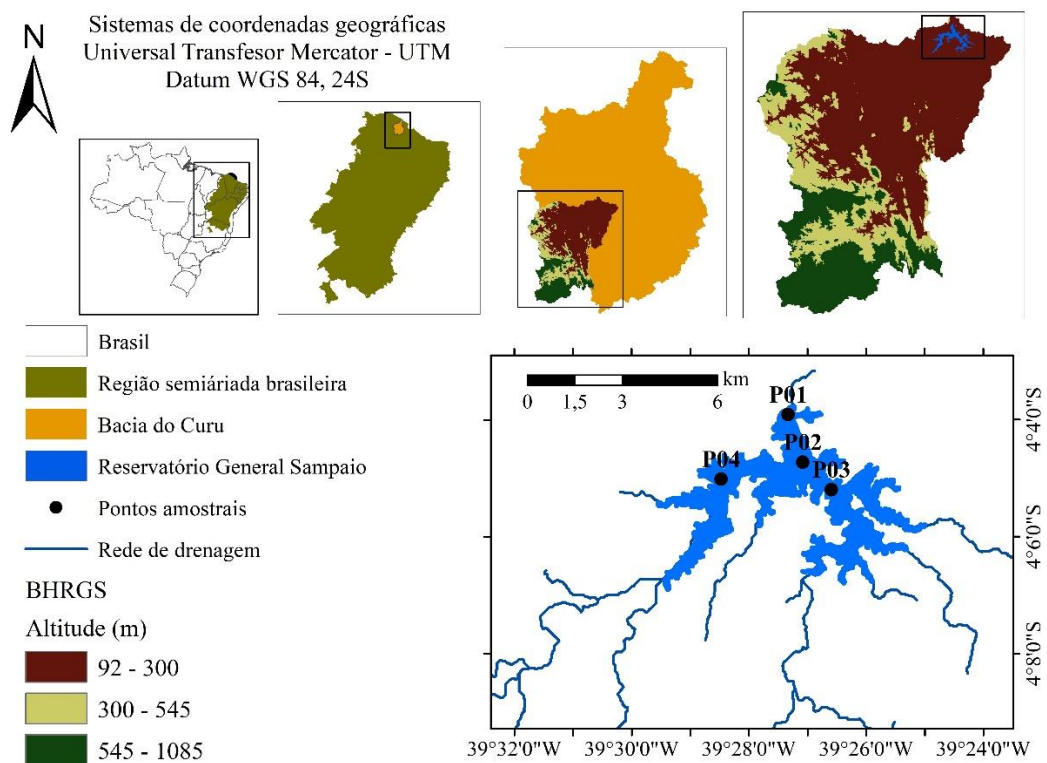
Essa geotecnologia vem sendo utilizada em ampla escala nos estudos de monitoramento da qualidade da água (GONÇALVES, 2009). Para ultrapassar as limitações espaço-temporais, a detecção remota é utilizada no monitoramento *in situ*, pois pode extrair indicadores sobre a transparência da água, biota, atributos físicos, químicos e biológicos (AMORIM *et al.*, 2016).

Ribeiro *et al.* (2008) destacam também que as técnicas de sensoriamento remoto facilitam o levantamento de dados em áreas de difícil acesso, além de colaborar com o acompanhamento dos processos dinâmicos da natureza. Dessa forma, é possível comparar e analisar diversos fatores ecológicos durante um determinado período de forma eficiente e prática.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é a bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio (BHRGS), pertencente ao sistema hidráulico do rio Curu. Essa bacia drena uma área de 1.720 km², ao norte do estado do Ceará, no município de General Sampaio, nas coordenadas geográficas 4° 03' 10" de latitude Sul e 39° 27' 16" de longitude Oeste (Figura 3). Segundo o IPECE (2002), a cota de vertedouro desse açude é de 125 m, com volume de 322.200 hm³. Esta bacia tem área de 1.592,88 km², e perímetro de 312,06 km, sua ordem foi enquadrada como 6^a, segundo metodologia de Strhaler.

Figura 1 – Localização da Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio no estado do Ceará, Brasil.



Considerado o quinto maior reservatório artificial do estado do Ceará, sua barragem foi projetada e construída pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS entre os anos de 1950 e 1957.

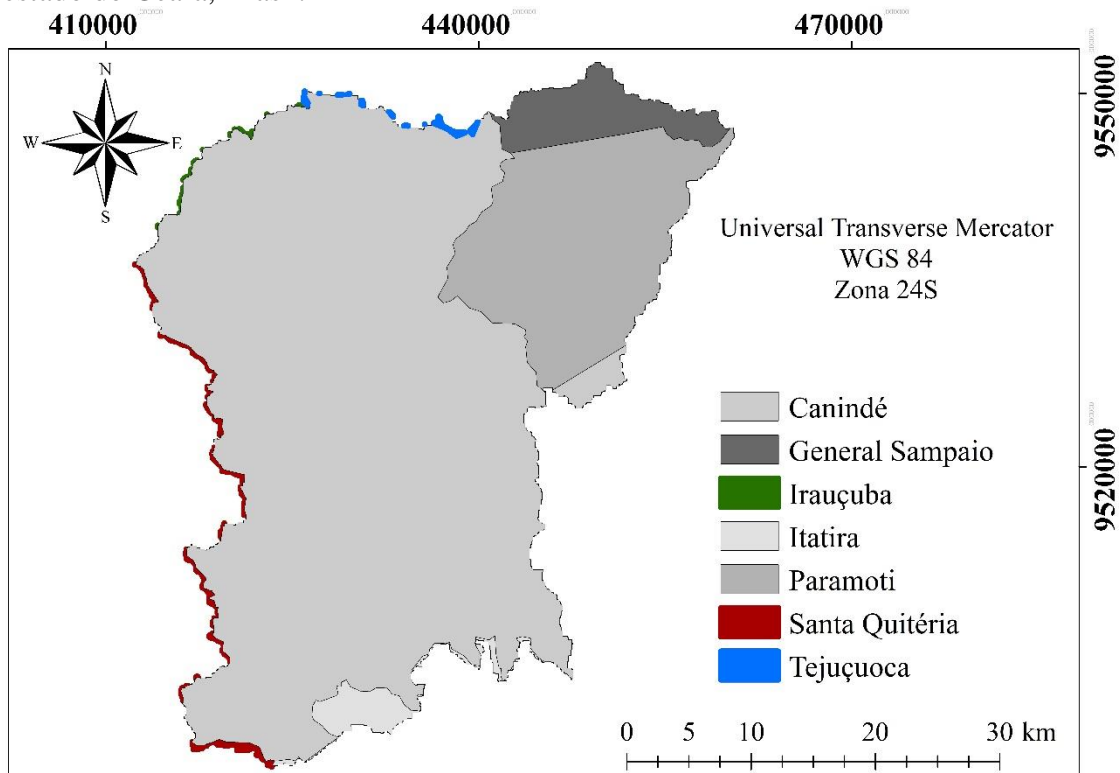
De acordo com a classificação de Köppen, a bacia apresenta clima BSh'w', ou seja, semiárido e quente, com temperatura média mensal superior a 18°C e chuvas predominantemente no outono. A estação chuvosa ocorre de janeiro a junho (primeiro semestre) e período mais seco de agosto a novembro (segundo semestre). Os tipos de solos predominantes na BHRGS são Luvissolo crômico, Neossolo Litólico e Argissolo Vermelho-

Amarelo (EMBRAPA, 2001).

Os luvisolos possuem elevada saturação por bases, pequena profundidade e drenagem imperfeita (OLIVEIRA, 2007). Os solos do tipo Neossolo Litólico apresentam limitações para o uso agrícola devido à pequena profundidade, presença de rocha e declives acentuados das áreas em que ocorrem (EMBRAPA, 2006). Os Argissolos Vermelho-Amarelo apresentam baixa fertilidade e alta susceptibilidade à erosão (EMBRAPA, 2006).

Os municípios presentes na BHRGS são: Canindé, General Sampaio, Irauçuba, Itatira, Paramoti, Santa Quitéria, Sobral e Tejuçuoca (Figura 4). A área de cada município nos limites da bacia são, respectivamente: 76%, 4,2%, 0,01%, 1,4%, 18,1%, 0,3%, 0,0001% e 0,1% da área total da BHRGS. Todos os dados que envolveram informações a nível de município foram ponderados pela área dos mesmos nos limites da bacia.

Figura 2 – Municípios presentes na Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio, estado do Ceará, Brasil.



REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M.; SENA, M. G. T.; SILVA, A. G. R.; PEREIRA, F. J. S.; LOPES, F. B. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agroambiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 88-95, 2016.
- ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. O semiárido cearense e suas águas. In: Andrade, E. M.; Pereira, O. J.; Dantas, F. E. R. (Eds.) **O Semiárido e o manejo dos recursos naturais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, cap. 3, pp 56-80. 2010.
- AMORIM, A. L.; RIBEIRO, M. M. R.; BRAGA, C. F. C. Conflitos em bacias hidrográficas compartilhadas: o caso da bacia do rio Piranhas-Açu/PB-RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n.1, p.36 – 45, 2016.
- APRILE, F.; SIQUEIRA, G. W. **Modelo de Fluxo de Fósforo Total para o Sistema Hidrogeológico da Bacia do Lago Tupé, Amazônia Central**. In book: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central. Ed: 1, Capítulo: 2. Edinaldo Nelson SANTOS-SILVA, Veridiana Vizoni SCUDELLER (Orgs.). 2009.
- ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; SALES, M. M.; MAIA, A. R. S. Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agrônoma**. v. 48, n. 1, 2017.
- BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P.; MENDONÇA JUNIOR, J. R.; BEZERRA, A. F. de M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.
- BRASIL. **Decreto Federal n. 23.793**, de 23 de janeiro de 1934. Decreta o código florestal. Brasília, DF, 1934. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm. Acesso em: 20 maio de 2017.
- BRASIL. **Lei 4.771**, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o código florestal brasileiro. Brasília, DF, 1965. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/mpv/2166-67.htm. Acesso em: 20 maio 2017.
- BRASIL. **Do meio ambiente: artigo 225**. Constituição Federal de 1988. Brasília, DF, 1988. Cap.6. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/mpv/2166-67.htm. Acesso em: 20 maio 2017.
- BATISTA, J. L. O.; SANTOS, R. L. A caracterização do uso e ocupação do solo de uma zona semiárida entre 1993 a 2008 através da classificação supervisionada Maxver: o caso do município de Teofilândia, Bahia (BA)-Brasil. **Revista Geográfica Venezolana**, v. 54 n. 1, p. 99–111, 2014.
- BORGES, L.A. C.; REZENDE, J. L. P. de; PEREIRA, J. A. A.; JUNIOR, L. M. C.; BARROS, D. A. de. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.7, p.1202-1210, 2011.

CABRAL, S. L.; CAMPOS, J. N. B.; SILVEIRA, C. S.; LEMOS, W. E. D.; PORTO, V. C. Análise da modelagem dinâmica da precipitação em uma bacia hidrográfica no semiárido. *In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2013, Bento Gonçalves, RS. Anais do **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Porto Alegre: ABRH, 2013.

CAMPOLONGO, F.; CARIBONI, J.; SALTELLI, A. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. **Science Direct**, v.22, p. 1509-1518, 2007.

CAVALCANTE, H; CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; SILVA, D. de L.; BARBOSA, J. E. de L. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**. v.7, n. 7, 2017.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORREL, D. L.; HOWART, R.W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface Waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applicationis**. 8: 559-568. 1998.

CICERELLI, R. E.; GALO, M. de L. B. T. Sensoriamento remoto multifonte aplicado na detecção do fitoplâncton em águas interiores. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.19, n.3, p.259–265, 2015.

_____. COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. Bacias Hidrográficas, Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/bacia-hidrograficas>. Acesso em 30 Nov. 2016.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do ribeirão do ouro, araraquara-sp. **Revista Brasileira Multidisciplinar**. v. 13, n. 1, 2010.

CROSTA, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. 3ª ed. Campinas, SP:IG/UNICAMP, 1992.

DEKKER, A. G.; MALTHUS, T. J.; WIJNEM, M. M. Spectral band location for remote sensing of turbid and/or eutrophic waters. Thematic Conference on Remote Sensing, 1, 1992, Emerging Technologies and Systems. Proceedings. **Environmental Research Institute of Michigan**. p.955-970.1992.

DIAS, A. C.; POTT, A. A influência da mata cilicar na qualidade das águas do Córrego Bom Jardim – Brasilândia/MS: Estudos iniciais. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 2, p. 01-16, 2013.

DOÑA, C.; CHANG, N. VICENTE, C.; SANCHEZ, J. M.; PEREZ-PLANELLIS, L.; CASELLES, V.; BISQUERT, M. M.; IMEN, V. G. S. S. I.; CAMACHO, V. C. Monitoring Hydrological Patterns of Temporary Lakes Using Remote Sensing and Machine Learning Models: Case Study of La Mancha Húmeda Biosphere Reserve in Central Spain. **Remote Sensing**, v. 25, 2016.

DRISSIA, T. K.; ANITHA, A. B. Effect of landuse change on discharge using Mapshed model in sub basins of Bharathapuzha river basin. **20ª International Conference on Hydraulics**, IIT Roorkee, India, 2015.

EASH, D. A. A., geographic information system procedure to quantify drainage-basin characteristic. **Water Resources Bulletin**, 30: 1-8, 1994.

FERNÁNDEZ, D.; BARQUÍN, J.; ÁLVAREZ-CABRIA, M.; PEÑAS, J. Land-use coverage as an indicator of riparian quality. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 165-174, 2014.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos. **Ambiência Guarapuava (PR)**. v.9 n.3 p. 487 – 503, 2013.

FORNARI, Ernani. **Dicionário Prático de Ecologia**. São Paulo: Editora Aquariana, p. 293, 2001.

_____. FUNDAJ – Fundação Joaquim Nabuco. **Caracterização do Semiárido Brasileiro**. <http://www.fundaj.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1122%3Acaracterizacao-do-semi-arido&catid=75&Itemid=717> Acesso em: 27 dezembro de 2016.

_____. FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <http://www.funceme.br/areas/monitoramento/>. Acesso em: 10 de outubro 2016.

GARBRECHT, J.; MARTZ, L. W. Digital elevation model issues in water resources modeling. In : 1999 ANNUAL ESRI USERS CONFERENCE, GARBRECHT J.; MARTZ, L. W. Network and subwatershed parameters extracted from digital elevation models: the bills creek experience. **Water Resources Bulletin**, 29:909-916, 1993.

GETZIN, S.; NUSKE, R.; WIEGAND, K. Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to Quantify Spatial Gap Patterns in Forests. **Remote Sensing**. v.6, p 6988-7004, 2014.

GONÇALVES, A. B. **Delimitação automática das áreas de preservação permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na sub-bacia hidrográfica do rio Camapuã/Brumado**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2009.

GORJI, T.; SERTEL, E; TANIK, A. Interpolation Approaches for Characterizing Spatial Variability of Soil Properties in Tuz Lake Basin of Turkey. **Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 95, 2017.

GRAVERSGAARD, I. D.; HEDELIN, B.; SMITH, L. FLEMMING, G.; ANKER, L. HOJBERG, A. L.; LANGFORD, J.; MARTINEZ, G.; MOSTERT, E.; PTAK, E.; PETERSON, H.; STELLJES, N.; BRINL, C. V. D.; CHRISTIAN, J. Opportunities and Barriers for Water Co-Governance—A Critical Analysis of Seven Cases of Diffuse Water Pollution from Agriculture in Europe, Australia and North America Morten. **Sustainability**. v.10, 2018.

GU, Q. L.; DENG, J.; WANG, K; LIN, Y.; LI, J.; GAN, M.; MA, L.; HONG, Y.. Identification and Assessment of Potential Water Quality Impact Factors for Drinking-Water Reservoirs.

Int. J. Environ. Res. Public Health. v.11, p.6069-6084, 2014.

HADDELAND, E. HEINKE, J.; BIEMANS, H.; EISNER, S.; FLORKE, M.; HANASALKI, N.; KONZMANN, M.; LUDWIG, F.; MASAKI, Y.; SCHEWE, J; Recursos hídricos globais afetados por intervenções humanas e mudanças climáticas. **Proc. Natl. Acad. Sci.** v.111, p. 51-3256, 2014.

LEITE, H. G.; PEREIRA, R. de C. Considerações sobre o Manejo Sustentável de Matas Ciliares. São Paulo: **FOREST**, 1996.

LIBOS, M.; ROTUNNO FILHO, O.C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 113-135. 2003.

LI, D.; JIANG, X.; WANG, J. WNAG, K. ZHENG, B. Effect of Sewage and Industrial Effluents on Bacterial and Archaeal Communities of Creek Sediments in the Taihu Basin. **Water**, v.9, n.6, 2017.

LI, H.; WANG, C.; HUANG, X.; HUG, A. Spatial Assessment of Water Quality with Urbanization in 2007–2015, Shanghai, China. **Remote Sensing**, v.10, n.7, 2018.

LIMA, R. N. de S.; RIBEIRO, C. B. de M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, C. O. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng Sanit Ambient.** v.21, n.1, 2016.

LIU, C.; KROEZE, C.; HOEKSTRAC, A.Y.; LEENES, W. G. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. **Ecological Indicators**, v.18, p. 43-49, 2012.

KNIPPER, K.; HOGUE, T.; SCOTT, R.; FRANZ, K. Evapotranspiration Estimates Derived Using Multi-Platform Remote Sensing in a Semiarid Region. **Remote Sensing**, v. 9, 2017.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**, 9a ed., rev., atual. e ampl., 2a tiragem, São Paulo: Malheiros Editores, 2001.

MAHESSAR, A. A.; QUERESHI, A. L.; URSANI, H.; TUNIO, I.; KANDHRO, B.; MEMON, S. A. Environmental Concerns for Water Consumption from Polluted Water Bodies in Watershed Area of Sindh Province. **J Pollut Eff Cont**, v.5, n.4, 2017.

MAIA, A. R. S. **Influência da sazonalidade climática no levantamento do uso e cobertura do solo, com uso de geotecnologias, em uma bacia hidrográfica do semiárido**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

MANDANICI, E.; BITELLI, G. B. Preliminary Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 Imagery for a Combined Use. **Remote Sensing**.v.8, 2016.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do pinhal, Limeira-SP**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MALAGNOUX, M.; SÉNE, E. H.; ATZMON, N. Forests, trees and water in arid lands: A delicate balance. **Unasyuva**. v. 58, n. 24, 2007;

MARKEL, D.; SOMMA, F.; EVANS, B. Using a GIS Transfer Model to Evaluate Pollutant Loads in the Lake Kinneret Watershed, Israel. **Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research**. v.53, p. 75-83, 2006.

MARTINS, S.V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Editora: Aprenda Fácil.Viçosa, MG. p. 143, 2001.

MAURER, B. T. When the art of medicine becomes business as usual. **Journal of the American Academy of PAs**. v. 28, n. 2, p. 58, 2015.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. 1 ed. Brasília: UNB, 2012., p. 276.

NAIME, R.; NASCIMENTO, C. A. Monitoramento de pH, temperatura, OD, DBO e condições microbiológicas das águas do Arroio Pampa em Novo Hamburgo; RS. **UNICiências**, v. 13, 2009.

NASCIMENTO, M. C. et al. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia do rio Alegre, Espírito Santo. **Ciência Florestal**, v. 15, n. 2, p. 207-220, 2005.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática**. Em: Roland, F.; César, D.; Marinho, M. (ed.). Lições de limnologia. São Carlos: RiMa, cap.5, p.417-432, 2005.

_____. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017**. Update and SDG Baselines. Geneva: Organização Nacional da Saúde (OMS) and the United Nations Children's Fund (UNICEF), 2017.

PAULA, F.C.F.; LACERDA, L.D.; MARINS, R.V.; AGUIAR, J.E.; OVALLE, A.R.C.; FALCÃO FILHO, C.A.T. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio de Contas, Bahia. **Química Nova**. v. 33, n.1, p.70-75, 2010.

PAPASTERGIADOU, E.S., RETALIS, A., KALLIRIS, P., GEORGIADIS, Th., Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 361-372, 2007.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L. DE; MATSUMOTO, T. Avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira (SP). **Holos Environment**, Rio Claro, v.10, n.1, p.95-110, 2010.

QI, Z.; KANG, G.; CHU, C.; QIU, Y.; XU, Z.; WANG, Y. Comparison of SWAT and GWLF Model Simulation Performance in Humid South and Semi-Arid North of China. **Water**, v.9, p.567, 2017.

RODRIGUES, R.R; LEITÃO FILHO, H. F. L. **Matas Ciliares conservação e recuperação**.

1.ed. Editora: EDUSP, p.320, 2000.

RESENDE, Álvaro Vilela de. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Planaltina: **EMBRAPA Cerrados**. p. 29, 2002.

RIBEIRO, C. A. A. S.; OLIVEIRA, M. J.; SOARES, V. P.; PINTO, F. A. C., Delimitação automática de áreas de preservação permanente em topos de morros e em linhas de cumeada: Metodologia e estudo de caso. In: **Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicadas à Engenharia Florestal**, Curitiba, Paraná. Anais, p. 7 – 18, 2002.

RIBEIRO, G. N.; TEOTIA, H. S.; MARACAJA, V. P. B. B.; BARROS D. F. Mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal no agreste Paraibano: Municípios de Pocinhos e Puxinanã. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 2, p. 231-244, 2008.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng Sanit Ambient**. v.22 n.6, p.1109-1120, 2017.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 16, p. 18-90, 2005.

SALVADOR, J. L. G. Considerações sobre as Matas Ciliares e a Implantação de Reflorestamentos Mistos nas Margens de Rios e Reservatórios. São Paulo: **CESP**, 1987.

SANGUESA, C.; PIZARRO, R.; IBANEZ, A.; PINO, J.; RIVERA, D.; GARCIA-CHEVESICH, P.; INGRAM, B. Spatial and Temporal Analysis of Rainfall Concentration Using the Gini Index and PCI. **Journal Water**, v.10, n.2, 2018.

SANTOS, F. M. dos. Modelagem concentrada e semi-distribuída para simulação de vazão, produção de sedimentos e de contaminantes em bacias hidrográficas do interior de São Paulo. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2018.

SANTOS, J. W. M. C.; SANTOS, G. B. M. Modelagem do potencial de poluição hídrica da bacia hidrográfica do rio Manso – MT. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, Ituiutaba, v. 5, n. 1, p. 289-304, 2014.

SANTOS, M. J.; ARAÚJO, L. E.; OLIVEIRA, E. M.; SILVA, B. B. Seca, precipitação e captação de água de chuva no semi-árido de Sergipe. **Engenharia Ambiental (UNIPINHAL)**, v. 6, n. 1, p. 55-73, 2009.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M. de; MEDEIROS, P. H. A.; PALACIO, H. A. de Q.; NETO, J. R. de A. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 49-58, 2017.

SANTOS, L. dos S. Modelos hidráulicos-hidrológicos: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.2, n.3, 2009.

SCHILLER, A. DA. P.; SCHWANTES, D.; GONÇALVES, A. J.; CAMPAGNOLO, M.; MANFRIN, J.; DULLIUS, T.; ALEIXO, V.; RICHART, A.; SOUZA, E. T. Spirodela

Polyrhiza na fitorremediação e pós-tratamento de efluentes domésticos. **Revista de Estudos Ambientais**. v.19, n.17, 2018.

SHAFIQ, M.; MIR, A., RASOOL, R.; SINGH, H.; AHMED, P. A Geographical Analysis of Land Use/Land Cover Dynamics in Lolab Watershed of Kashmir Valley, Western Himalayas Using Remote Sensing and GIS. **Journal Remote Sensing; GIS**, v.6, n.189, 2017.

SHEEDER, A. S.; EVANS, B. M. Estimating nutrient and sediment threshold criteria for biological impairment in pennsylvania watersheds. **Journal of the american water resources association**, v. 40, n. 4, p. 881-888, 2004.

SILVA, A. P. S. et al. Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009.

SILVA, A.C.N. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto como apoio ao planejamento territorial do município de Iporanga - S.P.** - Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências - USP, 2002.

SKORUPA, L. A. **Áreas de preservação permanente e desenvolvimento sustentável.** Jaguariúna: Embrapa, 2003.

SOARES, M. F. AS PAISAGENS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CURU: exploração de um campo de estudo da geografia física integrada. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 3, n. 06, 2004.

SOARES, V. P.; MOREIRA, A. A.; RIBEIRO, C. A. A. S.; GLERIANI, J. M.; JUNIOR, J. G. Mapeamento de áreas de preservação permanentes e identificação dos conflitos legais de uso da terra na bacia hidrográfica do ribeirão são bartolomeu – MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.555-563, 2011.

SOUSA, D. C. B. **Utilização de lógica Fuzzy e Sensoriamento Remoto no Monitoramento do Uso do Solo: Estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio.** 2014. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

SOUZA, F. M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. p.69, 2000.

STURM, S.; ANTUNES, A. F.; LINGNAU, C. BAHR, H. P. Análise da ocupação em Áreas de Preservação Permanente (APPs) na área urbana do município de Matinhos utilizando a imagem Ikonos II. In: **COLÓQUIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS**. Disponível em: www.definiensimaging.com/documents/publications/uli.pdf. Acesso em: 16 de março 2016.

STROBL, R.; SOMMA, F.; EVANS, B. M. ZALDIVAR, J. Fluxes of water and nutrients from river runoff to the Mediterranean Sea using GIS and a watershed model. **Journal of Geophysical Research**, v. 114. 2009.

TÔSTO, S. G.; RODRIGUES, C. A. G.; BOLFE, E. L.; BATISTELLA, M. Geotecnologias e

geoinformação. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa. v. 1. p. 248, 2014.

TUCCI, C. E. M. (1998). **Modelos hidrológicos**, Ed. Universidade /UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 668p.

TUNDISI, J.G; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, Campinas. v.10, n. 4, p. 67-76. 2005.

TRIBE, A. Automated recognition of valley lines and drainage networks from grid digital elevation models: a review and a new method. **Journal of Hydrology**, v. 139, p. 263-293, 1992.

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**, Campina Grande, v.14, p.55-64, 2012.

VIALLE, C. et al. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. **Water Research**, v. 45, n. 12, p. 3765-3775, 2011.

VEIGA, M.P.; MARTINS, S.S.; TORMENA, C.A.; SILVA, O.H. Influência da mata ciliar sobre a qualidade da água do Ribeirão Aurora, no município de Astorga, Paraná. **Arq. Ciên. Vet. Zool.** UNIPAR, 6(2): p. 149-152, 2003.

VESTENA, L. R.; THOMAZ, E. L. Avaliação de conflitos entre áreas de preservação permanentes associadas aos cursos fluviais e o uso da terra na bacia do Rio das Pedras. **Ambiência**. v. 2, n. 1, p. 73-85, 2006.

VIEIRA, V. P. P. B. **Disponibilidades Hídricas do Nordeste**, in Disponibilidade de Água e Fruticultura Irrigada no Nordeste, ISPN, Brasília. 1999.

WOLLAST, R. 1993. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone. **Springer- Verlag**, NATO ASI Series I, v.4, p. 401-445, 1993.

ZHAO, C. S. et al. Hydrologic and water-quality rehabilitation of environments for suitable fish habitat. **Journal of Hydrology** v.530, p.799–814, 2015.

5 CORRELAÇÃO ENTRE O USO DA TERRA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS EM BACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO

RESUMO: As Áreas de Preservação Permanente (APP's) exercem importantes funções ambientais como a redução do escoamento superficial, preservação da flora e fauna e a manutenção da qualidade da água em corpos hídricos. Isso as torna de grande relevância na avaliação da gestão dos recursos ambientais em bacias hidrográficas. Nesse contexto, objetivou-se analisar a relação entre parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água e a área de ocupação dos tipos de uso da terra em APP's em Bacia Hidrográfica da região semiárida. O estudo relacionou dados entre os anos de 2009 a 2016. Foram realizadas coletas na coluna d'água (até 20 cm de profundidade) em quatro pontos amostrais do reservatório entre os anos de 2014 a 2016. Os dados de qualidade da água relativos aos anos de 2009 a 2013 foram obtidos na página da Companhia de Gestão do Recursos Hídricos – COGERH. Os parâmetros analisados foram: Clorofila-a, Transparência, Nitrogênio total e Fósforo total. Para a delimitação das APP's foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (SRTM 3.0). E imagens dos satélites Landsat 5, 7 e 8 para classificação do uso da terra. Ambos obtidos na página da USGS. Os procedimentos foram realizados nos softwares ArcGis 10.1 e ENVI 5.3 para classificação das imagens e delimitação das APP's. Foi calculado a correlação de Pearson entre os dados de área dos tipos uso e ocupação das APP's e os parâmetros qualitativos da água e o software Rstudio foi utilizado para realizar a Análise de Componente Principal dos dados. Observou-se que em média 61% da área total de APPs foram classificadas como solo exposto no período do estudo, mostrando irregularidade quanto à determinação em lei. Os parâmetros qualitativos da água foram afetados pelo uso e ocupação das APP's, com destaque para as relações significativas das áreas de Solo exposto com Transparência (-0,53) e com Clorofila-a (0,43). Foi analisada a diferença entre as faixas de mata ciliar de 30 e de 100 metros no reservatório General Sampaio, identificando-se que para uma faixa de mata ciliar de maior extensão a presença de vegetação influencia mais do que a ausência desta, ocorrendo o oposto para uma faixa de menor extensão. A ACP indicou que a presença de vegetação explica as variações dos níveis de transparência na água.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. Área de Preservação Permanente. Mata ciliar.

ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF RIPARIAN FOREST ON WATER QUALITY IN BRAZILIAN SEMIARID RESERVOIR

ABSTRACT: Permanent Preservation Areas (PPA) exert important environmental functions such as reducing runoff, preserving flora and fauna and maintaining water quality in water bodies. This makes them of great relevance in assessing the management of environmental resources in river basins. In this context, the objective of this study was to analyze the relationship between water quality physical, chemical and biological parameters and the area occupied for different types of land use and land cover in APPs in an Hydrographic Basin of the semi-arid region. The study was based on data acquired between the years 2009 to 2016. Water samples (up to 20 cm depth) were collected at four sampling points in the reservoir between 2014 and 2016. The water quality data for the years from 2009 to 2013 were obtained from the page of the Management of Water Resources - COGERH. The following parameters were analyzed: Chlorophyll-a, Transparency, Total Nitrogen and Total Phosphorus. For the delimitation of the APP's, the Digital Elevation Model (SRTM 3.0) was used. And images of Landsat satellites 5, 7 and 8 for land use classification. Both obtained from the USGS page. The procedures were performed in the ArcGis 10.1 and ENVI 5.3 software to classify the images and delimit the APPs. Pearson correlation between the area of land use and land cover areas in the APPs and water quality parameters. [Principal Component Analysis was also carried out with the aid of the Rstudio software. It was observed that on average 61% of the total area of APPs were classified as soil exposed in the study period, showing irregularity regarding the law enforcement. The qualitative parameters of the water were affected by land use and land cover in the APPs, with emphasis on the significant relationships between the area of bare soil and Transparency (-0.53) and the area of bare soil and Chlorophyll-a (0.43). The difference between the 30 and 100-meter riparian buffers in the General Sampaio Reservoir was analyzed, identifying that for a larger stretch of riparian forest, the presence of vegetation is large influence than the absence of that vegetation. The ACP indicated that the presence of vegetation explains variations in the levels of transparency in water.

Key words: Remote sensing. Spatial variability. Phosphorus. nitrogen.

Introdução

A água é o recurso natural mais importante para o desenvolvimento humano, contudo vem tornando-se cada vez mais escassa (HAMLAT et al., 2017; SARZAEIM et al., 2017), seja pela maior demanda para gerar bens e serviços, seja pela redução da sua qualidade. Em climas secos, esta escassez é mais intensa (MARENCO et al., 2013; SANGUESA et al., 2018), devido às incertezas do regime pluviométrico (GUERREIRO et al., 2013; ANDRADE et al., 2016) e às elevadas taxas de evapotranspiração (ARAÚJO; PIEDRA, 2009; SOUZA et al., 2015; KNIPPER et al., 2017). Somadas a essas incertezas temos a crescente pressão decorrente do crescimento demográfico com aumento das cargas de esgotos, desmatamento e aumento do uso de insumos agrícolas (SAVAGE et al., 2010; LOPES et al., 2014; MAHESSAR et al., 2017).

Esse cenário evidencia como a qualidade da água é uma questão crítica para a gestão de reservatórios, (CHOU et al., 2018) tornando-se um importante parâmetro no manejo dos recursos hídricos das bacias hidrográficas (BUSSE et al., 2006;). Ademais, outro critério decisivo na análise da gestão de uma bacia hidrográfica é o uso da terra (CAVALCANTE et al., 2018). A presença da urbanização e atividades agrícolas pode afetar muito a qualidade da água dos corpos d'água, comportando-se como grandes geradores de poluição (SCHNEIDER et al., 2012; GUOQING et al., 2012; TSUJII et al., 2014; YIN et al., 2018).

Nas Áreas de Preservação Permanente o uso e cobertura da terra podem causar efeitos ainda mais acentuados na qualidade da água (REIS et al., 2009; COELHO et al., 2011;). Destacando-se que a manutenção das APP's no entorno de cursos hídricos controla o aporte de sedimentos, nutrientes e substâncias nocivas aos corpos hídricos (EUGENIO et al., 2010; PETERSEN et al., 2014; COCCO et al. 2016), evitando ou diminuindo, os processos de assoreamento e eutrofização (WONG et al., 2017), que impactam a estabilidade do meio ambiente.

Por meio da utilização de geotecnologias, como o geoprocessamento e o sensoriamento remoto é possível identificar, delimitar e analisar o uso e ocupação do solo em APP's (HOFF et al., 2016; SCHAFFER et al., 2014), além de gerar informações para fundamentar as tomadas de decisões visando a implementar medidas de conservação e restauração na gestão dos recursos hídricos (HANSEN et al., 2017).

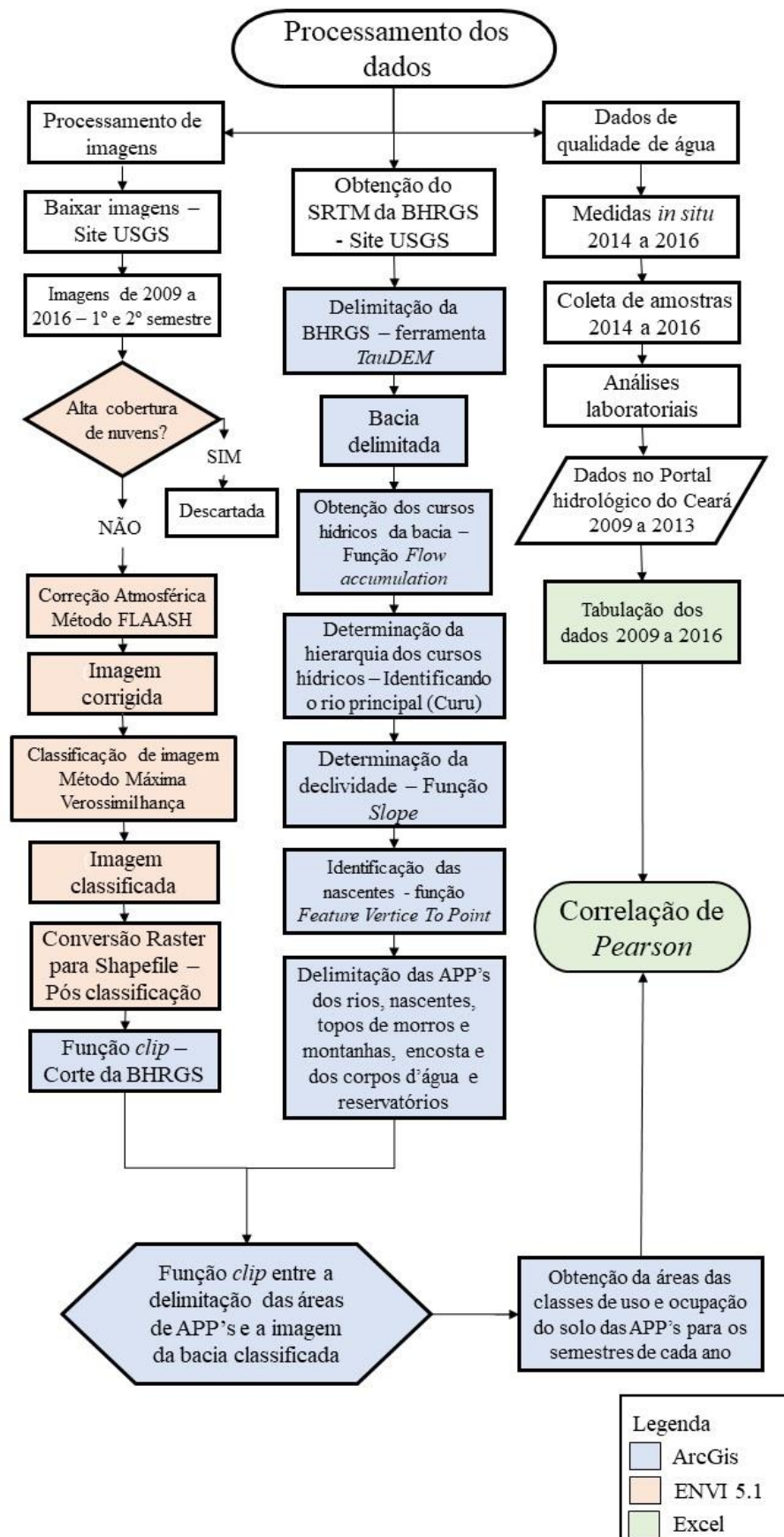
As definições expostas na Lei nº 12.727/12 para APP's podem não se encaixar para todos os tipos de ecossistemas, acarretando em subestimação das necessidades requeridas para cada meio ambiente (FRANCELINO et al., 2014; CAMPAGNOLO et al., 2017). Essa

questão evidencia a necessidade de entender mais a fundo a função das APP's na gestão de bacias hidrográficas quanto ao recurso mais essencial da vida: a água. Nesse contexto, objetivou-se determinar as relações entre os atributos físicos, químicos e biológicos do corpo d'água e as áreas do tipo uso da terra de Áreas de Preservação Permanente em bacia hidrográfica da região semiárida.

Material e métodos

O estudo foi desenvolvido segundo três etapas principais: processamento de imagens, delimitação da BHRGS e coleta e análise de dados da qualidade de água. Na Figura 5 temos os passos essenciais da metodologia geral de cada processamento.

Figura 5 – Fluxograma geral das atividades realizadas.

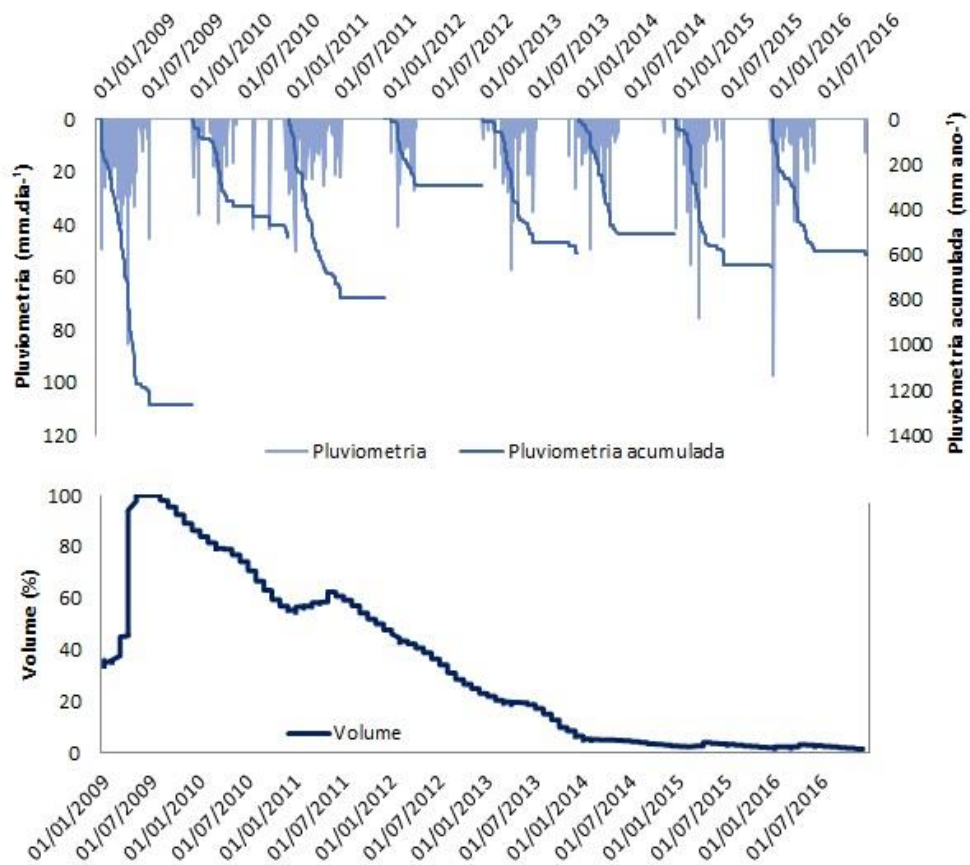


Dados limnológicos

Os atributos avaliados foram: Transparência (m), Nitrogênio Total (mg/L), Fósforo Total (mg/L) e Clorofila-a (mg/L) referentes ao período compreendido entre 2009 a 2016. As coletas das amostras de águas ocorreram em quatro pontos: P01 (tomada d'água), P02 (próximo a piscicultura), P03 (riacho Salvação) e o P04 (rio Curu), especificados na Figura 3. Todas as coletas de água foram realizadas na coluna d'água, até 30 cm de profundidade.

Os dados de precipitação pluviométrica foram disponibilizados pela FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Assim como o volume do açude na página da Companhia Geral de Recursos Hídricos - COGERH (Figura 6).

Figura 6 – Precipitações pluviométricas e acumuladas e volume do reservatório General Sampaio de 2009 a 2016.



Nos anos de 2014 a 2016 a coleta de dados foi realizada pela equipe do Grupo de pesquisa e extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido – MASSA, nos quatro pontos amostrais. Os dados de transparência foram obtidos *in situ* por meio do disco de Secchi. E as análises de nitrogênio total, fósforo total e Clorofila-a foram realizadas no Laboratório de

Química Ambiental (LAQA/UFC) conforme a metodologia de APHA *et al.* (2005).

Os dados referentes aos anos de 2009 a 2013 foram obtidos por meio do portal hidrológico da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, que realiza coletas no ponto amostral P01.

Dados de sensoriamento remoto

Foram utilizadas imagens do sensor TM a bordo dos satélites Landsat 5 e 7 e do sensor OLI a bordo do Landsat 8, referentes à órbita 218, ponto 63 (Tabela 1). As imagens foram obtidas a partir do banco de dados do United States Geological Survey (USGS) assim como o Modelo Digital de Elevação do terreno (MDE) versão 4.1 Global 1 arc second.

Após a aquisição, as imagens foram reprojetaadas para o sistema de coordenadas UTM, WGS84, 24S. O MDE foi utilizado para a delimitação da bacia hidrográfica. Para isso foi utilizado o aplicativo *ArcHydro* do software ArcGis 10.1. Na etapa de definição de canais (*Stream Definition*) adotou-se um número de células igual a barragem do reservatório General Sampaio como ponto de exutório.

Tabela 1 – Datas das coletas de dados de qualidade da água e da aquisição das imagens.

| Período | Dados de qualidade da água | Volume do reservatório (%) | Imagens | Volume do reservatório (%) |
|---------|----------------------------|----------------------------|----------|----------------------------|
| 2009.1 | Janeiro | 34,9 | Junho | 100 |
| 2009.2 | Agosto | 99,3 | Agosto | 99,3 |
| 2010.1 | Maio | 78,2 | Junho | 75,8 |
| 2010.2 | Novembro | 58,3 | Outubro | 61,4 |
| 2011.1 | Maio | 61,7 | Abril | 58,5 |
| 2011.2 | Agosto | 58,2 | Agosto | 58,2 |
| 2012.1 | Julho | 37,8 | Maio | 39,8 |
| 2012.2 | Agosto | 32,9 | Junho | 35,2 |
| 2013.1 | Maio | 19,8 | Maio | 19,8 |
| 2013.2 | Agosto | 16,2 | Setembro | 13,9 |
| 2014.1 | Maio | 5,1 | Junho | 4,6 |
| 2014.2 | Outubro | 3,6 | Setembro | 3,99 |
| 2015.1 | Abril | 3,9 | Janeiro | 2,8 |
| 2015.2 | Setembro | 3,1 | Outubro | 2,8 |
| 2016.1 | Abril | 3,0 | Junho | 2,8 |
| 2016.2 | Setembro | 2,3 | Agosto | 2,6 |

Georreferenciamento

As imagens TM/ Landsat 5 foram submetidas ao georreferenciamento tendo como referência as coordenadas adquiridas em uma imagem ortorretificada do OLI/Landsat-8 com o auxílio do Google Earth. O georreferenciamento entre a imagem base (OLI/Landsat-8 e as imagens TM/Landsat foi realizado com o auxílio do aplicativo de registro imagem-imagem disponível no i ENVI 5.1. Foram utilizados 10 pontos de controle, que resultaram num erro máximo de localização de 9,4%.

Correção atmosférica

Primeiramente, realizou-se o processo de calibração radiométrica disponível no ENVI 5.1. Thome (2001) destaca que a calibração radiométrica dos sensores da série Landsat envolve o reescalonamento dos números digitais brutos transmitidos pelo satélite para números digitais calibrados. Assim todas as bandas de foram transformadas de números digitais (DN) para medidas de radiância no topo da atmosfera conforme Equação 1 (EXELIS, 2014).

$$L\lambda = \text{Ganho} * \text{DN do pixel} + \text{offset} \quad (1)$$

em que, $L\lambda$: radiância (watts/m²); DN do pixel: número digital do pixel; offset: alinhamento do detector (watts/m²).

Para a correção atmosférica aplicou-se o algoritmo *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes* – FLAASH, que se baseia no Modelo de Transferência Radioativa (MODTRAN). O método FLAASH foi estudado por Ganem *et al.* (2017) quando analisaram o comportamento da classificação do uso do solo em imagens com e sem correção atmosférica na região semiárida. Foi observado que a correção afetou positivamente o desempenho da classificação, resultando em maior concordância entre os pixels amostrados e os classificados.

Considerou-se o dado de radiância como entrada foram estabelecidas as seguintes características descritivas da atmosfera: escala (single scale factor) equivalente a 10, altura do aerossol (aerosol scale height) equivalente a 1,08 km e a concentração de CO² equivalente a 400 ppm, tendo sido selecionado o modelo atmosférico tropical. A visibilidade pode ser estimada pela própria imagem, a partir da análise de pixels escuros, entretanto, antes de processar o FLAASH, é importante definir este parâmetro. Os valores utilizados para os demais parâmetros foram os pré-definidos pelo FLAASH (default), pois não existem estações que permitam determinar esses parâmetros para a data de passagem do satélite, sendo assim usados os valores *default do software*.

Classificação das imagens

Na classificação do uso e cobertura da terra utilizou-se o método de Máxima Verossimilhança (MAXVER). A máxima verossimilhança é entre os classificadores paramétricos um dos mais utilizados na literatura. Segundo levantamento feito por Phiri; Morgenroth (2017) o método MAXVER para classes como Floresta densa, Plantação florestal e Floresta aberta alcançou uma precisão que variou de 61 a 90%, para imagens dos satélites Landsat. Esse método consiste na utilização de amostragem de pixels puros para cada classe a partir de padrões de cores, texturas e formas, chamados de regiões de interesse, e posterior uso destas amostras para classificação de todas as áreas (VALE *et al.*, 2018).

As bandas utilizadas no processo de classificação foram: 2 (0,50 a 0,60 μm), 3 (0,63 a 0,69 μm) e 4 (0,76 a 0,90 μm) para o satélite Landsat 8 e 5 (1,55 a 1,75 μm), 4 (0,76 a 0,90 μm) e 3 (0,63 a 0,69 μm) para os satélites Landsat 5 e 7 associadas às cores RGB. Estas combinações de bandas e cores permitem associar as cores da imagem às cores dos objetos de interesse como ocorrem no terreno, ou seja, áreas com vegetação verde no terreno, apresentam cor verde nas imagens, áreas com água na cor azul ou azul escuro e assim por diante. Isso aliado à utilização da banda infravermelho próximo, auxiliam na indicação de áreas com maior ou menor atividade vegetativa.

As classes determinadas foram: Água, Nuvem e Sombra de nuvem, Solo exposto (áreas não vegetadas), Floresta Tropical Seca (FTS) aberta, Floresta tropical Seca (FTS) densa. Foram gerados dados de uso e ocupação da terra para todas as imagens analisadas tendo sido utilizadas amostras representativas de cada classe com número de pixels superior a 10.000.

A validação da classificação foi realizada por meio de uma matriz de confusão. A matriz de confusão é uma ferramenta que permite o total de pixels classificados corretamente em relação à totalidade dos pontos considerados como referência. Os menores valores encontrados para cada classe foram de 93% para a água (imagem de 2010.2), 98% para nuvem (imagem de 2012.1) e sombra de nuvem, 93% para FTS aberta (imagem de 2012.1), 89% para o solo exposto (imagem de 2015.2), 92% para FTS densa (imagem de 2016.1).

Áreas de Preservação Permanente

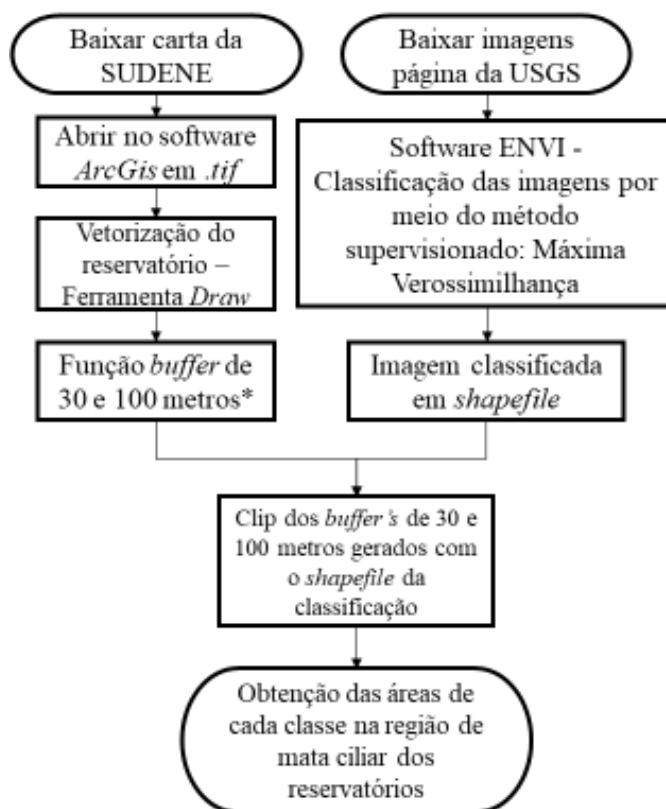
Para a determinação das Áreas de Preservação Permanente (APP) utilizou-se como base o Art. 5º da Lei Federal de Nº 12.727, DE 17 DE OUTUBRO DE 2012. Detectou-

se na área de estudo as APP's: rio Curu e rios secundários intermitentes, dos reservatórios, encostas, morros e montanhas e das nascentes. Para a delimitação da Áreas de Preservação em morros e montanhas, encostas e nascentes foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (MDE) para identificar as regiões que se enquadram em lei.

Mata ciliar – Reservatórios

Em termos legais, as APP's em reservatórios d'água artificial, para aqueles com finalidade de geração de energia ou abastecimento público, devem observar uma faixa de no mínimo 30 e no máximo 100 metros para zonas rurais e uma faixa mínima de 15 e máxima de 30 metros em áreas urbanas. Na Figura 7 temos um fluxograma com descrição da metodologia utilizada.

Figura 7 – Fluxograma das atividades realizadas para obtenção das faixas de mata ciliar do reservatório General Sampaio.



Utilizou-se as definições limites da Lei 12.727, de 30 e 100 m de mata ciliar em reservatório d'água.

O reservatório General Sampaio encontra-se em região rural, portanto, foram estabelecidas as faixas de estudo para a mata ciliar de 30 e 100 metros. Sendo utilizada a faixa de 30 metros para os demais reservatórios da região. Quando calculados os dados gerais de

uso do solo nas Áreas de Preservação Permanente de toda a bacia em estudo para correlação foi considerada a faixa de 30 metros de mata ciliar quanto aos dados do reservatório General Sampaio.

Para iniciar a delimitação da mata ciliar dos reservatórios, foram obtidas cartas topográficas no *site* do Geoportal do Exército Brasileiro. O procedimento de delimitação foi todo realizado no *software ArcGis*.

Mata ciliar - Rios

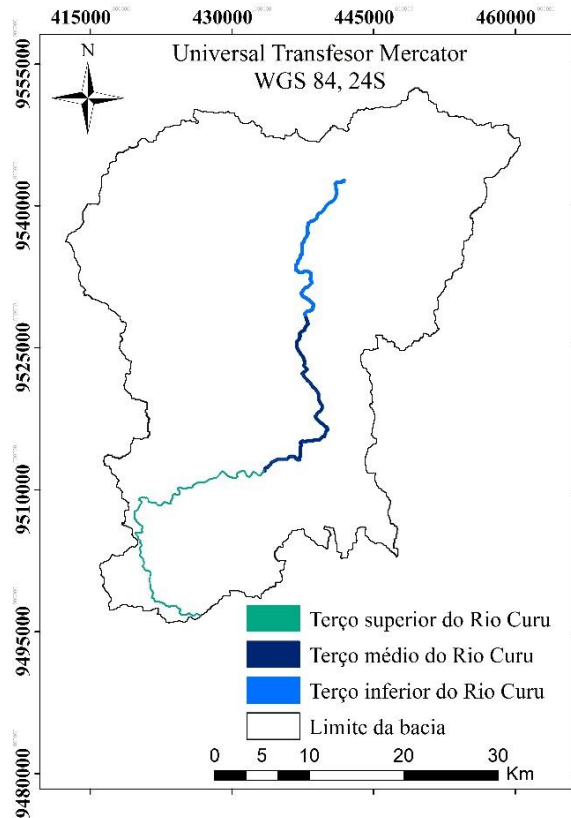
Identificaram-se as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, tendo sido excluídos os efêmeros com larguras menores que... (Tabela 2). Para os principais rios intermitentes (obtidos na delimitação da bacia) utilizou-se a largura de APP de 30 metros pois, em média, foram observados comprimentos de 6 a 12 m. O comprimento dos rios foi determinado com base em reconhecimento no *Google Earth*.

Tabela 2 – Largura da área de preservação permanente segundo largura do canal de drenagem (Lei nº 12.727, de 2012).

| Largura do Canal de Drenagem | Largura da APP |
|-------------------------------------|-----------------------|
| Até 10 m | 30 m em cada margem |
| de 10 a 50 m | 50 m em cada margem |
| de 50 a 200 m | 100 m em cada margem |
| de 200 a 600 m | 200 m em cada margem |
| superior a 600 m | 500 m em cada margem |

Para o rio Curu, a largura média determinada em períodos de cota máxima, do início do rio (na área da BHRGS) até 29,05 km do comprimento (terço superior) foi de 25 metros (Figura 8). Nesse recorte foi determinada APP de 50 metros. O terço médio (29,05 a 58,1km) apresentou largura média, nos períodos de cheia de 51m. Para o terço inferior de 58,1 a 87,15 km do comprimento foi identificada para os períodos de cota máxima, largura em média de 62,3 m. Indicando, assim, uma APP de 100m para os terços médio e inferior da bacia.

Figura 8 – Terço inferior, médio e superior do Rio Curu para determinação da largura de APP.



Encostas

Para a determinação das APP's em encostas foi utilizado o MDE para gerar mapa de declividade da bacia, em graus, por meio da função *Slope* disponível no *ArcGis*, tendo sido, então, destacadas todas as áreas que possuíam declividade superior a 45°.

Nascentes

Partiu-se do pressuposto de que as nascentes estão presentes à montante do ponto inicial de cada curso hídrico formado na bacia, assim como em áreas mais elevadas. Assim, identificaram-se as nascentes com base na rede de drenagem usando-se a função *Feature Vertice To Point*. Foram também produzidas representações cartográficas determinando o buffer de 50 m de raio ao redor das nascentes.

Morros e montanhas

Para delimitação das APPs em morros e montanhas foram empregados: o mapa de declividade da área e o MDE da bacia. Com isso foram realizados os procedimentos explanados em Oliveira; Fernandes Filho (2013). Com 36 procedimentos para delimitação dos

Morros e Montanhas conforme a lei descreve (Tabela 3).

Tabela 3 – Sequência das funções utilizadas para delimitação das Áreas de Preservação Permanente de Morros e Montanhas na BHRGS.

| Funções sequenciadas | | | | | |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 1. FOCAL STATISTICS | 2. FILL | 3. MINUS | 4. FLOW DIRECTION | 5. BASIN | 6. RASTER TO POLYGON |
| 7. FEATURE TO LINE | 8. ZONAL STATISTICS | 9. RASTER CALCULATOR | 10. RECLASSIFY | 11. RASTER TO POINT | 12. ADD SURFACE INFORMATION |
| 13. ZONAL STATISTICS | 14. RASTER CALCULATOR | 15. RECLASSIFY | 16. RASTER TO POINT | 17. ADD SURFACE INFORMATION | 18. GENERATE NEAR TABLE |
| 19. JOIN FIELD | 20. JOIN FIELD | 21. ADD FIELD | 22. CALCULATE FIELD | 23. SPATIAL JOIN | 24. POLYGON TO RASTER |
| 25. RASTER CALCULATOR | 26. RECLASSIFY | 27. RASTER TO POLYGON | 28. ZONAL STATISTICS | 29. RASTER CALCULATOR | 30. ZONAL STATISTICS |
| 31. RECLASSIFY | 32. TIMES | 33. RASTER CALCULATOR | 34. ZONAL STATISTICS | 35. RASTER CALCULATOR | 36. TIMES |

Estatística dos dados

Os dados de qualidade da água e a área de cada classe de uso e ocupação das APPs passaram por uma análise descritiva estatística, obtendo-se a média, máximo, mínimo, desvio padrão e variância dos dados. Foi determinada também a análise de variância para as áreas das classes de usos das APPs para os anos de estudos. Os *softwares RStudio* e *Excel* foram utilizados para a realização das medidas estatísticas.

Realizou-se a determinação da correlação de *Pearson* entre as áreas das classes de uso da terra das APPs e os parâmetros qualitativos, conforme equação 1. Os coeficientes de correlação passaram por teste de significância a 5%.

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum(x_i - \bar{x})^2)(\sum(y_i - \bar{y})^2)}} \quad (1)$$

em que: r - estimador da correlação; x_i - valor da variável x na posição i; y_i - valor da variável y na posição i; \bar{x} - valor médio da variável x; \bar{y} - valor médio da variável y.

Afim de identificar como os parâmetros de qualidade da água contribuíam para discriminar os usos da terra realizou-se uma Análise de Componente Principal (ACP). Determinando-se o maior peso entre cada classe de uso do solo em relação ao parâmetro qualitativo da água. Os passos para a padronização dos dados foram realizados, minimizando os efeitos das diferentes escalas. Por fim, gerou-se um gráfico biplot dos fatores qualitativos

da água relacionados ao uso da terra. Tudo utilizando-se do Software RStudio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A média da concentração de clorofila-a no reservatório General Sampaio para o segundo semestre se mostrou 23% superior à média do primeiro semestre durante o período de estudo (Tabela 4). O mesmo foi observado por Hansen *et al.* (2017), que detectaram aumento da variação geral das concentrações de clorofila-a durante a estação mais seca.

Tabela 4 – Valores médios de clorofila-a, transparência, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), na área do reservatório General Sampaio, Ceará.

| Ano | Semestre | Período | Parâmetro limnológicos | | | |
|------|----------|----------|------------------------|----------------------|----------------------|-------------------|
| | | | Clorofila-a (µg/L) | Transparência (m) | Nitrogênio (mg/L) | Fósforo (mg/L) |
| 2009 | Semestre | Primeiro | 17,80 | 1,60 | 1,62 | 0,27 |
| | | Segundo | 4,72 | 1,45 | 1,26 | 0,31 |
| 2010 | Semestre | Primeiro | 3,68 | 2,70 | 0,16 | 0,01 |
| | | Segundo | 19,59 | 1,25 | 0,54 | 0,08 |
| 2011 | Semestre | Primeiro | 8,19 | 1,55 | 0,86 | 0,06 |
| | | Segundo | 24,62 | 1,04 | 1,64 | 0,30 |
| 2012 | Semestre | Primeiro | 3,34 | 3,20 | 1,57 | 0,01 |
| | | Segundo | 10,97 | 1,90 | 0,96 | 0,90 |
| 2013 | Semestre | Primeiro | 15,56 | 1,00 | 1,52 | 0,06 |
| | | Segundo | 43,08 | 0,90 | 1,94 | 0,13 |
| 2014 | Semestre | Primeiro | 29,66 | 1,14 | 1,50 | 0,08 |
| | | Segundo | 25,15 | 0,70 | 2,35 | 0,10 |
| 2015 | Semestre | Primeiro | 54,87 | 0,66 | 1,83 | 0,13 |
| | | Segundo | 17,61 | 0,46 | 2,10 | 0,29 |
| 2016 | Semestre | Primeiro | 18,54 | 0,94 | 2,28 | 0,18 |
| | | Segundo | 51,24 | 0,63 | 2,34 | 0,36 |

A estação seca é o período em que ocorrem menos eventos pluviométricos (ANDRADE *et al.*, 2016) e com maior índice de evapotranspiração na região semiárida brasileira (KNIPPER *et al.*, 2017). Isso acarreta redução do volume do reservatório para o período com maior concentração de sedimentos e poluentes na água. Constatou-se variações de 60% e 13% entre as médias do primeiro (estação chuvosa) e segundo semestre (estação seca), para os parâmetros Fósforo Total e Nitrogênio Total, respectivamente, com valores superiores no período de estação seca.

Zhang *et al.* (2014) comparando os impactos da vazão do rio sobre a qualidade

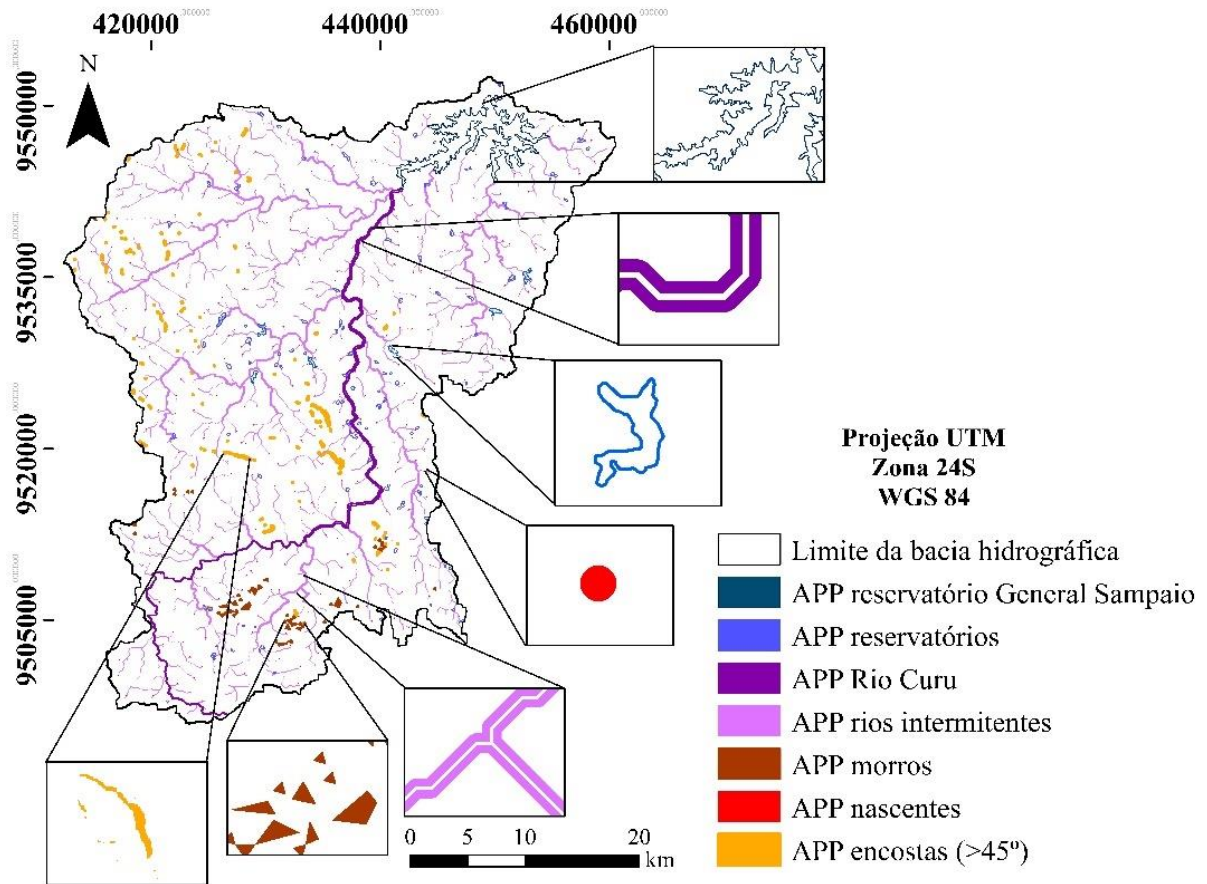
das águas superficiais no Rio Xiangjiang na China e utilizando 12 parâmetros de qualidade da água, em 10 anos, observaram que as concentrações de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total, e DBO eram significativamente maiores durante os períodos de seca da região.

Observou-se alta dispersão das concentrações de nutrientes. O Fósforo total apresentou coeficiente de variação (CV) de 106,51% com o desvio padrão (DP) de 0,21 sendo este superior à média dos dados (0,20). Para o N o CV foi de 42,04% e DP de 0,64. Entretanto, o Nitrogênio foi o parâmetro que apresentou o menor coeficiente de variação entre as variáveis avaliadas. Esse resultado é consequência do grande número de fatores que podem afetar as concentrações desses nutrientes, como: as atividades agrícolas mal manejadas, o desmatamento, os despejos de resíduos, as condições climáticas, principalmente chuva, vento e temperatura (BUSSE *et al.*, 2006; WONG *et al.*, 2017).

Hansen *et al.* (2017) evidenciam que eventos climáticos, como chuvas e vento, têm o potencial de causar mistura na superfície e, assim, afetar os padrões de variabilidade temporal e espacial bem como as condições dos parâmetros qualitativos da água. A transparência, por exemplo, mostrou variação entre 0,46 m e 3,2 m, com maior valor registrado no primeiro semestre de 2012. Ano no qual houve precipitação pluviométrica acumulada de apenas 293,8 mm (Figura 2). Contudo, o ano anterior apresentou o segundo maior volume acumulado, sendo de 788,2 mm, resultando em recarga suficiente no reservatório General Sampaio para o período, compreendido entre 2011 e 2012, cujo volume médio manteve-se em torno de 47% da sua capacidade total.

A área de APP's foi de 55,8 km² correspondendo a 3,5% da área total da Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio - BRHGS que é 1.592,88 km² (Figura 9). As APP's ao longo da faixa marginal dos cursos d'água exercem importantes funções ambientais, como controle da erosão do solo e da qualidade da água, evitando o carreamento de sedimentos, nutrientes e produtos químicos (EUGENIO *et al.*, 2010). Nesta bacia as APP's no entorno dos rios representaram o maior percentual da área total de APP's, sendo de 79,01%.

Figura 9 – Mapa das áreas de preservação permanentes delimitadas na Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio.



As APP's de morros e montanhas, ficaram dispostas, quase em sua totalidade, no terço superior da bacia, onde se observaram as maiores elevações do terreno e, portanto, as maiores declividades. A área ocupada pelas APP's de morro abrange 3,5%, totalizando 2,01 km². As APP's nas encostas com declividade superior a 45° apresentaram uma distribuição mais uniforme na área da bacia. Ocupando 1,70 km² da área total de APP's.

Em média 35,6% da área de APP foi classificada como solo exposto (Tabela 5). Foi possível observar também que a tipologia solo exposta ocorreu preponderantemente no terço inferior da bacia. A FTS aberta foi a segunda classe que mais se destacou, estando presente em média em 24,1% da área total.

Tabela 5 – Área das classes de uso e ocupação do solo para nas Áreas de Preservação Permanentes delimitadas na bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio.

| Período | | Classes (km ²) | | | | |
|---------|-------------------|----------------------------|-------|--------------|------------|-----------|
| | | Água | Nuvem | Solo exposto | FTS aberta | FTS densa |
| 2009 | Primeiro Semestre | 12,6 | 8,94 | 9,29 | 4,85 | 19,42 |
| | Segundo Semestre | 9,39 | 15,03 | 15,96 | 9,88 | 3,94 |
| 2010 | Primeiro Semestre | 7,97 | 13,91 | 5,15 | 16,4 | 11,8 |
| | Segundo Semestre | 7,35 | 18,87 | 6,7 | 13,8 | 8,31 |
| 2011 | Primeiro Semestre | 3,66 | 14,8 | 7,42 | 8,72 | 20,52 |
| | Segundo Semestre | 8,95 | 20,38 | 11,24 | 6,13 | 8,54 |
| 2012 | Primeiro Semestre | 2,72 | 9,34 | 7,97 | 15,07 | 20,07 |
| | Segundo Semestre | 1,44 | 23,71 | 15,53 | 12,19 | 2,56 |
| 2013 | Primeiro Semestre | 1,04 | 20,77 | 0 | 17,08 | 15,57 |
| | Segundo Semestre | 1,09 | 11,03 | 15,51 | 26,15 | 1,27 |
| 2014 | Primeiro Semestre | 2,17 | 12,81 | 0 | 32,96 | 6,28 |
| | Segundo Semestre | 0,47 | 4,75 | 5,32 | 44,16 | 1,18 |
| 2015 | Primeiro Semestre | 0,88 | 10,01 | 25,47 | 17,61 | 0,6 |
| | Segundo Semestre | 5,02 | 12,06 | 3,07 | 34,42 | 0,1 |
| 2016 | Primeiro Semestre | 9,28 | 1,52 | 30,71 | 6,24 | 6,73 |
| | Segundo Semestre | 0,65 | 12,23 | 15,85 | 25,81 | 0,1 |

Investigando conflitos de uso da terra em áreas de preservação permanente e seu impacto sobre a qualidade da água na bacia do rio Peixe-boi, Pereira et al. (2016) observaram que, não obstante a pequena área ocupada da classe solo exposto na bacia estuda(5,4%) ela tem um impacto direto e indireto na deterioração da qualidade da água.

Para o primeiro semestre, no geral, os valores de área de Solo exposto aumentam em comparação ao segundo semestre, chegando a aumentar 44% de um semestre para outro (ano de 2013). Paralelamente a isso temos a área de vegetação (aberta e densa) geralmente aumentando.

Os segundos semestres de 2011 e 2012 apresentaram 37,5 e 43,6% da área de APP's classificada como nuvem/sombra de nuvem. Para Silva; Liporace (2016) as nuvens e suas sombras reduzem a área útil da imagem e interferem na análise quantitativa da imagem.

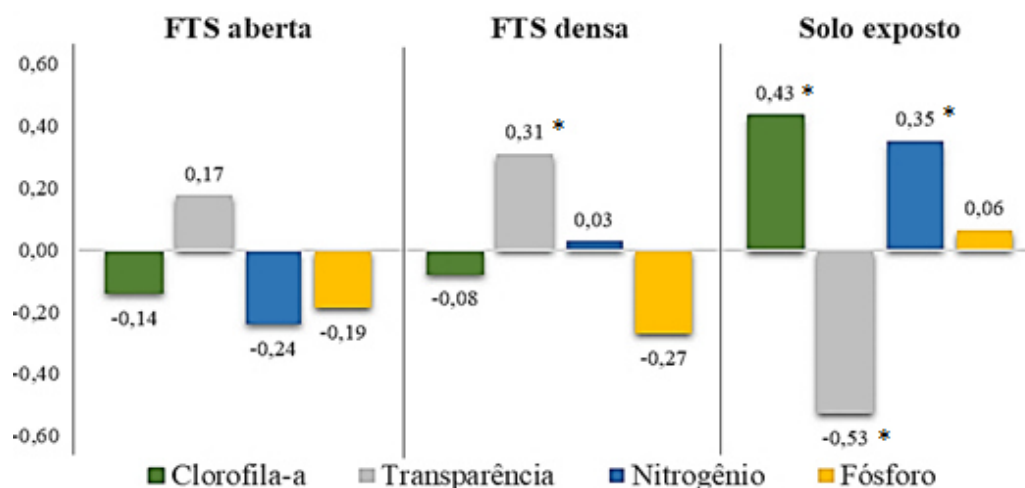
Apesar das limitações impostas pela cobertura de nuvem foi possível obter uma acurácia de classificação de 89 %.

A FTS densa está mais presente no segundo semestre, sendo uma resposta ao padrão pluviométrico do clima na região. Como observado na Figura 2, os índices pluviométricos se reduzem consideravelmente no segundo semestre. Esse tipo de vegetação apresenta espécies caducifólias, que perdem a folhagem no período seco (segundo semestre). Já no primeiro semestre, de abril a julho principalmente, com o estabelecimento da estação chuvosa, a atividade vegetativa se desenvolve vigorosamente (SOUZA *et al.*, 2015).

Análise das relações entre atributos limnológicos e de classes de uso e cobertura da terra para a bacia hidráulica do General Sampaio

Em relação a interpretação da correlação de *Pearson* adotou-se a classificação de Dancey; Reidy (2005) segundo a qual: $r = 0,10$ até $0,30$ (fraco); $r = 0,40$ até $0,6$ (moderado); $r = 0,70$ até 1 (forte). Além da força da correlação também foi analisada a sua significância (Figura 10).

Figura 10 – Valores de correlação entre os atributos limnológicos de qualidade da água do reservatório General Sampaio e os dados das classes solo exposto, FTS aberta e FTS densa para bacia hidráulica do reservatório General Sampaio no período de 2009 a 2016.



*Valores com nível de 5% de significância.

Ao relacionar os resultados obtidos pelo mapeamento da cobertura vegetal e nas áreas de APPs com os atributos limnológicos de qualidade da água, obteve-se como resultado, considerável correlação entre a preservação da vegetação natural nas APPs e a manutenção de uma boa qualidade da água na bacia hidrográfica, entre os períodos de estação chuvosa e seca.

Elencam-se duas relações para a tipologia FTS densa: negativa com o fósforo e

positiva com a transparência. Com o índice da correlação com a transparência apresentando significância estatística. Esses resultados são consequência da redução do processo de erosão, diminuindo a exportação de partículas para os corpos hídricos com consequente melhoria nas condições de transparência da água, e redução da carga de fósforo transportada por escoamento superficial.

A FTS rala obteve correlações parecidas, entretanto foram mais fracas. De forma geral, estes resultados expressam que quanto maior a cobertura do solo menor o escoamento superficial e menor o carreamento de sedimentos do solo para a água (COELHO *et al.*, 2011; MAHESSAR *et al.*, 2017).

Ribeiro *et al.* (2016) realizaram um estudo com o intuito de descrever os efeitos do uso da terra nos aspectos qualitativos da água nos períodos seco e chuvoso na bacia do Ribeirão Anicuns, na cidade de Goiânia. Foram utilizados 12 pontos de amostragem e 14 parâmetros qualitativos da água. E a partir da correlação de *Spearman*, eles identificaram correlações entre os parâmetros físico-químicos, ratificando os resultados encontrados e sua relação com o processo de uso do solo

Wong *et al.* (2017) estudando a relação entre o uso da terra e a dinâmica do NO₃ (nitrato) em bacia hidrográfica na Austrália relataram que até 30% do valor das concentrações de nitrogênio puderam ser explicados pela presença de agricultura (solo mais desgastado) na região.

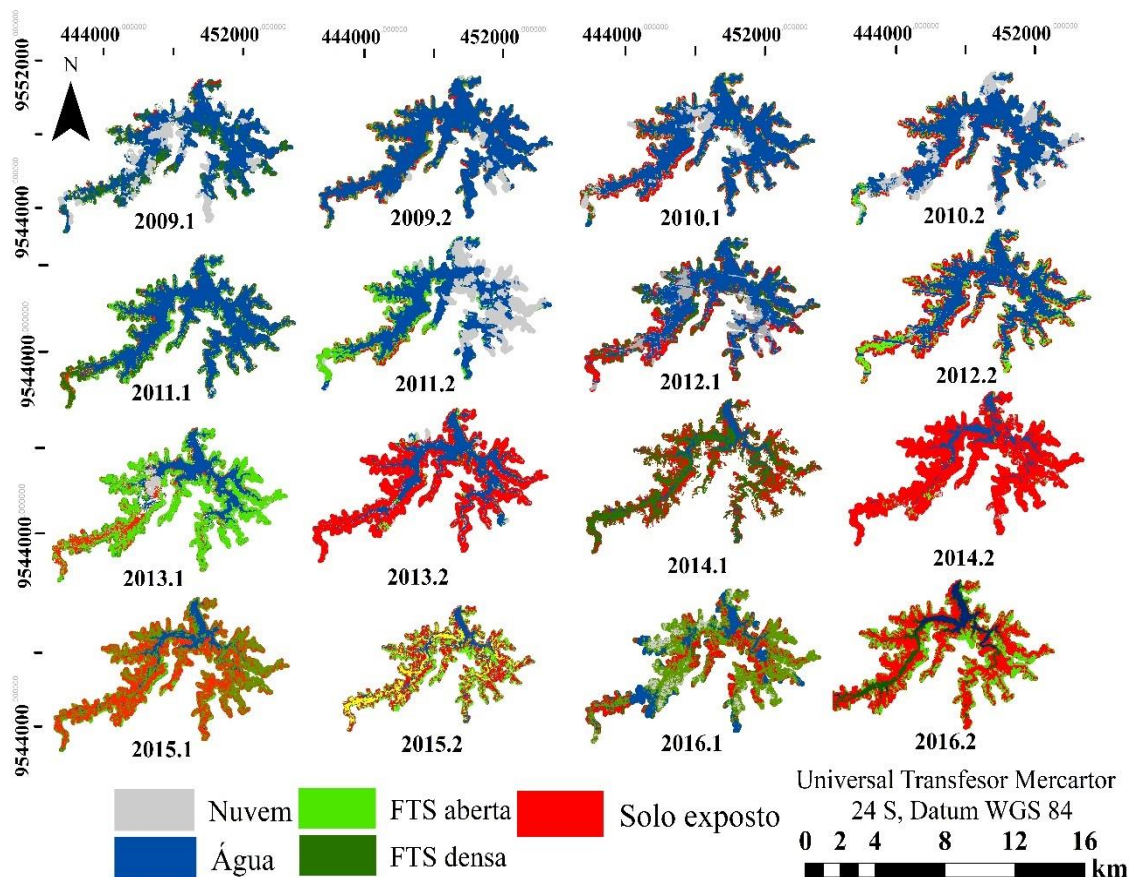
Neste estudo a relação entre a área de solo exposto em APP se mostrou positiva e significativamente correlacionada com a concentração de Nitrogênio no corpo de água. Savage *et al.* (2010) descrevem que as atividades agrícolas ou de degradação do solo no entorno de corpos hídricos afetam consideravelmente seu processo de acumulação natural de Nitrogênio, ao longo dos anos.

A presença de solo exposto nas APP's apresentou uma significativa correlação positiva com a Clorofila-a e uma forte e significativa correlação negativa com a Transparência. Isso se dá devido susceptibilidade do solo às perdas de sedimentos com a ausência da camada da vegetação que o protege. Segundo Menezes *et al.* (2016) as atividades humanas que acarretam em áreas com solo expostos é refletida nos parâmetros físico-químicos e biológicos na água.

As atividades humanas desenvolvidas ao longo dos cursos hídricos interferem nas características físicas e químicas da água (YIN *et al.*, 2018;). Com base nisso, a recuperação ou manutenção de áreas de mata ciliar das APPs são de grande importância na tomada de decisões para a gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas. Com base nisso, foi

analisado o processo de uso e ocupação do solo ao longo da mata ciliar do reservatório General Sampaio (Figura 11) e sua relação com os parâmetros qualitativos da água.

Figura 11 – Evolução do uso e ocupação do solo ao longo da mata ciliar (100 m) e na bacia hidráulica da Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio entre os anos de 2009 e 2016.



É possível observar que período de estudo, o volume do reservatório sofreu uma redução de 97%. O nível médio do açude General Sampaio chegou a 100% no início de 2009 reduzindo-se a 2,5% no final de 2016.

O ano de 2012 teve o menor índice pluviométrico acumulado no período de estudo (293,8 mm), havendo também uma intensificação na ocupação em sua bacia hidráulica. Este ano apresentou uma área de Solo exposto e de FTS aberta de 16 km² de uma área total de 35,2 km², sendo assim 45% da área total da bacia hidráulica.

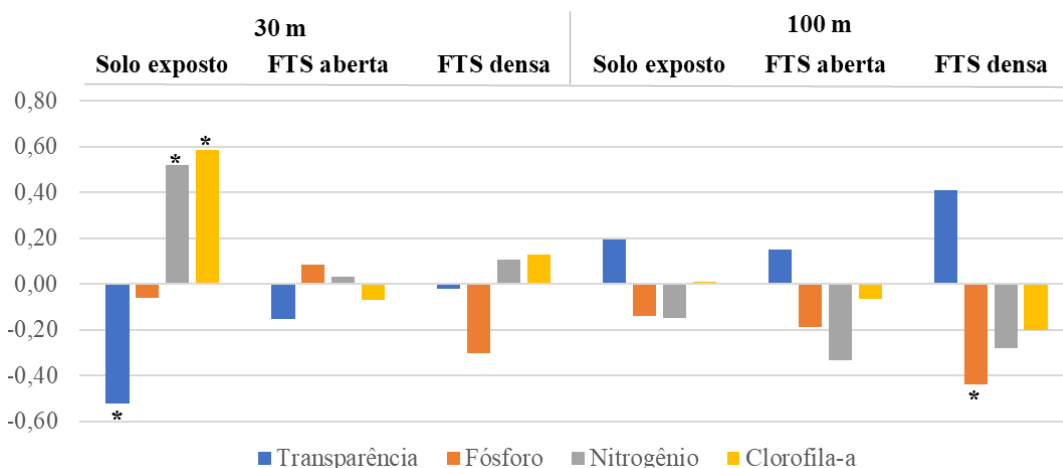
A redução do volume do reservatório como consequência do período de seca na região (MARENGO *et al.*, 2012) acarretou a ocupação da área da bacia hidráulica do reservatório pela população de modo a viabilizar as atividades agrícolas, visto que nos períodos de seca extrema, a área da bacia hidráulica de um açude é a que possui maior umidade. Cocco *et al.* (2016) elencaram que o uso da terra em APP's para fins produtivos são

muito prejudiciais ao ecossistema e à população humana de uma forma geral, pois afetam os ciclos naturais.

As áreas de preservação permanente no entorno de corpos hídricos, chamadas de mata ciliar, têm seus limites definidos na legislação brasileira. Contudo, a lei desconsidera o balanço hídrico, o regime pluviométrico, a geomorfologia, a pedologia e clima do ambiente em que o corpo hídrico está inserido, sendo estes critérios essenciais para essa demarcação (DOMINGUES *et al.*, 2015; CAMPAGNOLO *et al.*, 2017). Essa controvérsia é foco de análise de muitos estudiosos, como Reis *et al.* (2009) e Schäffer *et al.* (2012), que estudaram métodos de delimitação de faixas de mata ciliar.

Tsujii *et al.*, (2014) analisando o uso e ocupação das APP's concluíram que a ocupação do solo de forma inadequada, principalmente nas margens de mananciais, pode acarretar diminuição significativa da qualidade da água. Considerando a importância das funções ambientais das matas ciliares e as controvérsias para sua delimitação, determinamos correlações para os atributos limnológicos de qualidade da água e a ocupação das áreas das faixas de mata ciliar máxima (100 m) e mínima (30 m) descritas em lei para o reservatório (Figura 12).

Figura 12 – Coeficientes de correlações de Pearson entre Nitrogênio total, Fósforo total, Transparência e Clorofila-a com o uso e ocupação do solo em faixas de mata ciliar de 30 e 100 m no reservatório General Sampaio.



*Valores com nível de 5% de significância.

As correlações para os parâmetros área de Solo exposto e área de mata ciliar em buffers de 30 m e os parâmetros clorofila-a (0,59), nitrogênio (0,52) e transparência (-0,52) foram fortes. Já para a faixa de mata ciliar de 100 m apresentou correlações mais significativas nas classes de FTS aberta e densa. Com correlações moderadas entre FTS densa

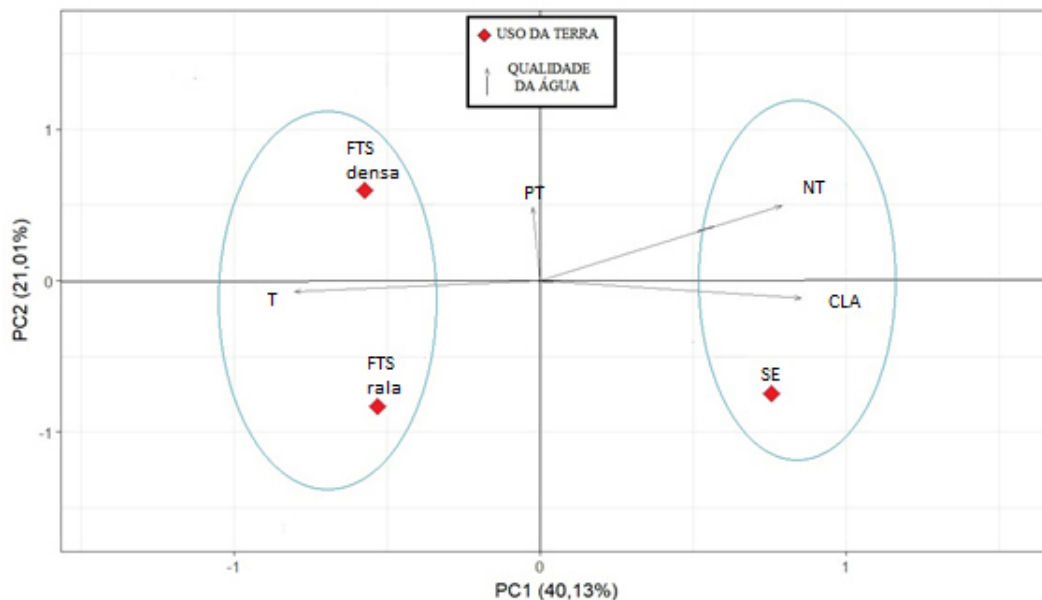
e os parâmetros Transparência (0,41) e Fósforo (-0,44) e FTS aberta e Nitrogênio (-0,33). Esse resultado indica uma relação inversa entre o aumento desses parâmetros e a redução da área da faixa de mata ciliar.

A retenção de materiais em corpos de água pela mata ciliar é bastante discutida (COBETT, 1985; NEVES, 2009; SALEMI *et al.*, 2011; CAMPAGNOLO *et al.*, 2017) e o consenso é que sua manutenção contém os taludes de rios, diminui e filtra o escoamento superficial, e dificulta o carreamento de sedimentos.

Análise de Componente Principal

Na Figura 13, observa-se que as duas componentes (CP1 e CP2), determinadas pela ACP, explicam 40,13 e 21,01% da variância total das variáveis originais para os tipos de uso da terra (solo exposto, FTS densa e rala). Esses valores são a expressão da relação entre fatores e variáveis e permitem observar as inter-relações das variáveis em cada componente (MENEZES *et al.*, 2016). A primeira componente está diretamente associada as variáveis indicativas de cargas de nutrientes (PT e NT, respectivamente, fósforo total e nitrogênio total).

Figura 13 – Análise de componentes principais para os parâmetros qualitativos da água e usos da terra de APP's para o período 2009 a 2016 em bacia hidrográfica de região semiárida.



T - transparência, NT – nitrogênio total, PT – fósforo total, CLA – clorofila-a e SE – solo exposto.

No primeiro fator, as variáveis PT e NT apresentaram peso superior a 0,5 mostrando que são mais significativas na definição da qualidade da água, quando associadas a ocorrência de maiores áreas com FTS densa. Para o segundo fator o destaque ficou para as

variáveis Nitrogênio total e Clorofila-a, associadas ao uso da terra Solo exposto. O comportamento das variáveis demonstrou que os tipos de uso e cobertura da terra na BHRGS influenciam de forma distinta as variáveis indicadoras da qualidade da água no período avaliado, indicando que este é um fator decisivo nos níveis dessas variáveis na água como observado também por Maane-Messai *et al* (2010), Huang *et al.* (2013) e Bressane *et al.* (2016).

Considerações finais

Em torno de 60% das áreas que deveriam estar protegidas estão em uso inadequado à sua finalidade, ferindo a determinação da legislação ambiental e comprometendo o equilíbrio da bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio.

O uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente afetou a qualidade da água do reservatório General Sampaio. Apresentando uma relação direta, principalmente, entre as áreas com solo exposto e os parâmetros de qualidade, com destaque para a transparência da água e concentração clorofila-a.

Para o segundo semestre do ano (estação mais seca) a qualidade da água reduziu consideravelmente, assim como as áreas com vegetação nativa nas Áreas de Preservação Permanente. Indicando a necessidade de maiores cuidados quanto ao manejo do solo para esse período.

Quando analisados os dados de correlação entre os limites da faixa (30 e 100 metros) de mata ciliar do reservatório General Sampaio, segundo a legislação nacional, observou-se que para a faixa de 100 metros as áreas com vegetação são mais significativas para o fator de correlação entre os parâmetros qualitativos. E a faixa de 30 metros apresentou valores mais significativos quando as áreas de solo exposto se sobressaíam.

A análise de componente principal indicou que o parâmetro qualitativo mais afetado pela presença de vegetação nas APP's é a transparência da água, e o solo descoberto influencia as cargas de nitrogênio e níveis de clorofila-a na água. Com base nisso, conclui-se que a exploração das APP's intensifica o processo de eutrofização.

REFERÊNCIAS

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.** 21st ed., Washington, USA. 2005.

ANDRADE, E. M.; SENA, M. G. T.; SILVA, A. G. R.; PEREIRA, F. J. S. P.; LOPES, F. B. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@mbiente On-line.** v. 10, n. 2, 2016.

ARAÚJO, J. C.; PIEDRA, J. I. G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes.** v.23, n.8, 2009.

_____.BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 30 Nov. 2017.

BRESSANE, A.; MOCHIZUKI, P. S.; ROVEDA, J. A. F.; SALVADOR, N. N. B. Sistema de apoio à gestão de áreas verdes na preservação permanente de corpos hídricos urbanos. **Ciência Florestal,** v. 26, n.3, 2016.

BUSSE, L. B.; SIMPSON, J. C.; COOPER, S. D. Relationships among nutrients, algae, and land use in urbanized southern California streams. *Canada Journal Fish.* **Aquatic Science.** v. 63, 2006.

CAVALCANTE, H.; CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; SILVA, D. de L.; BARBOSA, J. E. de L. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal Hyperspectral Remote Sensing.** v.7, n.7, 2017.

CAMPAGNOLO, K; SILVEIRA, G. L. da; MIOLA, A. C.; SILVA, R. L. L. da. Área de Preservação Permanente de um rio e análise da legislação de proteção da vegetação nativa. **Ciência Florestal.** v.27, n. 3, 2017.

CHOU, J. S.; HO, C. C.; HOANG, H. S. Determining quality of water in reservoir using machine learning. **Ecological informatics.** v.44, 2018.

COCCO, J.; GALVANIN, E. A. dos S.; RIBEIRO, G. H. V.; NASCIMENTO, D. de L. Land use/land cover analysis in the Permanent Preservation Areas at the springs of the sub-basin from Mato Grosso State-Brazil. **Revista Ciência e Natura,** Santa Maria v.38 n.3, 2016.

COELHO, R. C. R. P.; BUFFON, I; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente; Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science,** v. 6, n.1, 2011.

CORBETT, E. S.; Lynch, J. A.; Management of stream-sides zones on municipal watersheds. In: Riparian Ecosystems and their management. USDA, Forest Service **General Technical**

Report. v.120, p.187-190, 1985.

_____.COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Bacias Hidrográficas**, Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/bacia-hidrograficas>. Acesso em 30 Nov. 2016.

DANCEY, Christine & REIDY, John. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 2006.

DOMINGUES, A. L.; NISSINEN-LIPP, K. H.; MIRANDAS, L. S.; BURIOLI, G. A. Delimitação da área de preservação permanente da Lagoa dos Gateados, na planície costeira do Rio Grande Do Sul (RS), utilizando séries de imagens de satélite e dados hidrológicos históricos. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.8, n.3, 2015.

_____.EMBRAPA. Mapa de solos do Brasil. 2001. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php . Acesso em: 10 nov. 2016.

EUGENIO, FC; SANTOS, A. R.; LOUZADA, F.L.R.O.; MOULIN, J.V. Confronto do uso e cobertura da terra em áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio alegre no município de Alegre, Espírito Santo. **Engenharia Ambiental**, v.7, p. 110-126, 2010.

FRANCELINO, M. R.; SILVA, J. A. Impact of average slope on the delimitation of permanent preservation áreas. **Floresta e Ambiente**. v.21, n.4, 2014.

GANEM, K. A. BAPTISTA, G. M. de M.; ROCHA, W. J. S. F.; VASCONCELLOS, R. N.; ROSA, M. R.; SOUZA, T. M. Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação da cobertura da terra de uma área da Caatinga utilizando o google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, Edição de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, v. 69, n. 6, 2017.

GUERREIRO, M. J. S.; ANDRADE, E. M.; ABREU, I.; LAJINHA, T. Long-term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **International Journal of Climatology**. v.33, n.14, 2013.

GUOQING, L.; XIAOYU, MIAO; JIDONG, D. ZHENG, X. Temporal Evolution of Water Quality in the Typical Semiarid Region. **Procedia Environmental Sciences**. v.12, 2012.

HAMLAT, A.; GUIDOUM, A.; KOULALA, I. Status and trends of water quality in the Tafna catchment: a comparative study using water quality índices. **Journal Water Reuse; Desalination**, v. 7, n. 2, 2017.

HANSEN, C. H.; BURIAN, S. J.; DENNISON, P. E.; WILLIAMS, G. P. Spatiotemporal Variability of Lake Water Quality in the Context of Remote Sensing Models. **Remote Sensing**, v. 9, n. 5, 2017.

HOFF, R. PAULETTO, H.; ALBERTI, R. FARIAS, A. R. Sustainable Viticulture: Geotechnologies for Update Permanent Preservation Areas In the Serra Gaúcha Wine Region, Brazil. **American Journal of Environmental Engineering**. v.6, n. 5, 2016.

- HUANG, J.; ZHAN, J.; YAN, H.; WU, F.; DENG, X. Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A Case Study in The Chaohu Lake Basin. **The Scientific World Journal**, v. 2013. 2013.
- KNIPPER, K.; HOGUE, T. SCOTT, R. FRANZ, K. Evapotranspiration Estimates Derived Using Multi-Platform **Remote Sensing in a Semiarid Region**. v.9, n.3, 2017.
- MAHESSAR, A. A.; QURESHI, A. L.; URSANI, H. TUNIO, I; KANDHRO, B. MEMON, S. A. Environmental Concerns for Water Consumption from Polluted Water Bodies in Watershed Area of Sindh Province. **Journal of Pollution Effects; Control**, v.5, n.4, 2017.
- MAANE-MESSAI, S.; LAIGNEL, B.; MOTELAY-MASSEI, A.; MADANI, K.; CHIBANE, M. Spatial and Temporal Variability of Water Quality of an Urbanized River in Algeria: The Case of Soummam Wadi. **Water Environment Research**. v.82, n. 8, 2010.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. **Journal of Climate**. v.26, n. 22, 2013.
- MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M de S.; BELLO, I. P.; FIA, R. OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Eng Sanit Ambient.**, v.21 n.3, p. 519-534, 2016.
- NEVES, C. B.; CASTRO, S. S.; SANTOS, N.; BORGES, R. O.; Análise das relações entre solos, relevo e a legislação ambiental para a delimitação das Áreas de Preservação Permanente: o exemplo da alta bacia do ribeirão João Leite, Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.10, n.1, 2009.
- OLIVEIRA, G. C.; FILHO FERNANDES, E. I. Metodologia para delimitação de APPs em topos de morros segundo o novo Código Florestal brasileiro utilizando sistemas de informação geográfica. Anais **XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.
- PEREIRA, B. W. F.; MACIELL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; ALVES, M. A. M. S.; RIBEIRO, A. M.; FERREIRA, B. M.; RIBEIRO, E. G. P. Uso da terra e degradação na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi, PA, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, v. 11 n. 2 Taubaté, 2016.
- PERTESEN, J. C.; JUSTUS, B. G.; MEREDITH, B. J. Effects of Land Use and Associated Factors On Biological Communities of Small Streams in the Illinois River Basin of Arkansas. U.S. **Geological Survey**, 2014.
- REIS, R.B.; CARDOSO, P. V.; CRUZ, C. B. M.; VICENS, R. S. Mapeamento e caracterização das Áreas de Preservação Permanente (APPs) na Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico Leão Dourado. Anais **XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2009. Disponível: <http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.13.37/doc/5397-5404.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2018.
- RIBEIRO, T. G.; BOAVENTURA, G. R.; CUNHA, L. S. da; PIMENTA, S. M. Estudo da

qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, bacia hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v.30, n.1, p. 84 - 94, 2016.

SALEMI, L. F. GROppo, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M. de; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L. A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de Áreas de Preservação Permanente ao longo dos corpos da água. **Revista do Instituto Florestal**. v. 23, 2011.

SANGUESA, C.; PIZARRO, R.; IBANEZ, A.; PINO, J.; RIVERA, D.; GARCIA-CHEVESICH, P.; INGRAM, B. Spatial and Temporal Analysis of Rainfall Concentration Using the Gini Index and PCI. **Journal Water**, v.10, n.2, 2018.

SARZAEIM, O. B. H.; MEHDIPOUR, E. F.; LOÁICIGA, H. A. Climate change outlook for water resources management in a semiarid river basin: the effect of the environmental water demand. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, 2017.

SAVAGE, C.; LEAVITT, P. R.; ELMGREN, R. Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. **Limnol. Oceanogr.** v.55, n.3, 2010.

SCHAFFER, A. E.; MARCHETT, C. A.; SCHUH, S. M.; AHLERT, S.; LANZER, R. M. Morphological characterization of eighteen lakes of the north and middle coast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Acta Limnológica Brasiliensia**. Rios Claros, v. 26, n. 2, 2014.

SCHNEIDER, A.; KELLY, L.; CHRISTOPHER, K. Impacts of Urbanization on Ecosystem Goods and Services in the U.S. Corn Belt. **Journal Ecosystems**. v.15, 2012.

SILVA, M. A. O.; LIPORACE, F. DOS S. Detecção automática de nuvem e sombra de nuvem em imagens de sensoriamento remoto. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 22, n. 2, 2016.

SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015.

THOME, K. J. Absolute radiometric calibration of Landsat 7 ETM+ using the reflectance-based method. **Remote Sensing of Environment**, v. 78 p. 27-38, 2001.

TSUJII, K. P.; RIBEIRO, A. C. C.; CARNEIRO, V. A.; NETO SILVA, C. M.; GONÇALVES, B. B. Uso e ocupação das áreas de preservação permanentes no sudoeste Goiano. **Revista de Geografia**. Universidade Federal de Pernambuco -UFPE. v. 31, n. 3, 2014.

VALE, J. R. B.; COSTA, J. A.; SANTOS, J. F. dos; SILVA, E. L. S. da; FAVACHO, A. T. Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **InterEspaço**, v. 4, n. 13, p. 26 – 44, 2018.

WONG, W. W.; POTTAGE, J. WARRY, F. Y.; REICH, P.; ROBERTS, K. L.; GRACE, M. R.; COOK, P. L. M. Stable isotopes of nitrate reveal different nitrogen processing mechanisms in streams across a land use gradient during wet and dry periods. **Biogeosciences Discuss**. 2017.

YIN, J.; LIU, H.; CHEN, X. Dynamic Change in the Water-Level Fluctuation Zone of the Danjiangkou Reservoir and Its Influence on Water Quality. **Sustainability**. v.10, n.4, 2018.

ZHANG Z.; CHEN. Y.; WANG, P.; SHUAI, J.; TAO, F.; SHI, P. River discharge, land use change, and surface water quality inthe Xiangjiang River. **Hydrological Processes**, China, v.28, n.13, 2014.

6 ESTIMATIVA DE CARGAS NATURAIS E ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM BACIA HIDROGRÁFICA DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

RESUMO: A presença de nutrientes na água, principalmente nitrogênio e fósforo, pode afetar o ecossistema aquático, causar modificações físicas, químicas e biológicas, como a aceleração do processo de eutrofização. O monitoramento dos níveis desses nutrientes em corpos hídricos é um processo fundamental na gestão das águas. Para isso pode-se utilizar de ferramentas, como os sistemas de informações geográficas (SIG) e os modelos matemáticos. Os modelos matemáticos permitem a predição de parâmetros, como as cargas de N e P em bacias hidrográficas, de forma rápida, eficiente e de baixo custo. Assim, objetivou-se estimar as cargas de nitrogênio (N) e fósforo (P) por meio de modelos hidrológicos, pelas principais fontes naturais e atividades antrópicas em bacia hidrográfica da região semiárida. O local de estudo foi bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio que fica localizada no noroeste do Estado do Ceará, Brasil. Foram aplicados dois modelos de determinação das cargas de nitrogênio e fósforo na bacia: o modelo Generalized Watershed Loading Function - GWLF e determinação de fatores de emissão de fontes naturais e antrópicas (por meio de inventário). Estes modelos foram escolhidos com base em sua facilidade e adequação de aplicação na área semiárida. Para obter os dados de entrada dos dois modelos foram utilizados: modelo digital de elevação do terreno (SRTM 3.0), imagem de satélite (Landsat 8, de junho de 2017), mapa de solos do Brasil, dados municipais de pluviometria, pecuária, agricultura, consumo de água e população (por meio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), assim como dados baseados na literatura quanto à perda de solos, concentração de nutrientes por tipo de solo, concentração de nutrientes em excretas de animais e concentração de nutrientes na água da chuva. Os *softwares* utilizados foram ArcGis, ENVI e Mapshed (versão SIG do modelo GWLF). Para os fatores de emissão, os aportes de nutrientes (N e P) oriundos de atividades antrópicas superaram os aportes naturais, despontando-se a pecuária e agricultura como principais fontes de P e N. Mesmo comportamento encontrado para o modelo GWLF, em que a agricultura correspondeu a 49% da carga de N e 75% da carga média anual de P. Os resultados mostraram que o fluxo modelado e as cargas de nutrientes estão dentro de intervalos relatados na literatura assim, além de refletirem as condições observadas na bacia em estudo.

Palavras-chave: Nitrogênio. Fósforo. Qualidade de água. GWLF.

ESTIMATION OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC NUTRIENT LOADS IN THE WATERSHED OF THE SEMI-ARID REGION OF BRAZIL

ABSTRACT: The presence of nutrients in water, especially nitrogen and phosphorus, can affect the aquatic ecosystem, cause physical, chemical and biological changes, such as the acceleration of the eutrophication process. The monitoring of the levels of these nutrients in water bodies is fundamental process to water management, which can profit from tools such as geographic information systems (GIS) and mathematical models can be used. The mathematical models allow the prediction of parameters, such as N and P loads in river basins, quickly, efficiently and inexpensively. The objective of this study was to estimate the nitrogen (N) and phosphorus (P) loads by means of hydrological models, from the main natural sources and anthropic activities in the hydrographic basin of the semi-arid region. The study site was the catchment basin of the General Sampaio reservoir located in the northwestern part of the State of Ceará, Brazil. Two models of nitrogen and phosphorus load determination were applied in the basin: the Generalized Watershed Loading Function (GWLF) model and determination of emission factors from natural and anthropogenic sources (by means of inventory). These models were chosen they are suitable for the semi-arid region and are easily applied. The following input data for both models were used: digital terrain elevation model (SRTM 3.0), satellite image (Landsat 8, June 2017), soil information from the Brazilian soil map, rainfall data, and data on livestock, agriculture, water consumption and population provided by the Brazilian Institute of Geography and Statistics. Data on soil loss, nutrient concentration per soil type, nutrient concentration in animal excreta and nutrient concentration in rainwater were also retrieved from the literature. The software used was ArcGis, ENVI and Mapshed (GIS version of the GWLF model). For the emission factors, nutrient inputs (N and P) from anthropic activities exceeded the natural inputs, with livestock and agriculture being the main sources of P and N. The same behavior was found for the GWLF model, in which the agriculture corresponded to 49% of the load of N and 75% of the average annual load of P. The results showed that the modeled flow and nutrient loads are within ranges reported in the literature thus, besides reflecting the conditions observed in the basin under study.

Key words: Nitrogen; phosphor. Quality of water. GWLF.

Introdução

A redução da qualidade da água é frequente em diversas regiões do mundo, sendo causada por variados tipos de sedimentos (BARON *et al.*, 2005; WANG *et al.*, 2018), compostos orgânicos, elementos químicos tóxicos ou nutrientes e microrganismos indesejáveis (GALLOWAY *et al.*, 2003; SMIL, 2002; LI *et al.*, 2017). Com o aumento da demanda por recursos hídricos e a redução da sua qualidade a probabilidade de fornecer água de boa qualidade à população vem decaindo (LOPES *et al.*, 2014; LI *et al.*, 2018). Além disso, a falta de uma gestão integrada e o manejo inadequado dos ecossistemas aceleram os processos danosos a este recurso (OLIVEIRA; JUCÁ, 2004; COSTA *et al.*, 2009).

Entre os poluentes mais prejudiciais à corpos hídricos estão o nitrogênio e o fósforo (KLEIN; AGNE, 2012; RASTETTER *et al.*, 2017). Ressalta-se que a presença de nutrientes na água é parte normal dos ciclos da natureza. O problema da contaminação fica restrito a presença de alguns micronutrientes, e principalmente, a grande concentração de N e P (RESENDE, 2002; PEREIRA *et al.*, 2016; TORRES *et al.*, 2018), o que altera a qualidade da água, induzindo a eutrofização e a contaminação da biota.

O processo de eutrofização é extremamente pernicioso a espécies aquáticas, causando alteração no odor, turbidez e cor da água (LAMEGO NETO; COSTA, 2011; VIDAL; NETO, 2014). Muitos reservatórios perderam suas funções, como o abastecimento de água, devido seu elevado estado trófico (HOAGLAND *et al.*, 2002; PAERL, 2009; LI *et al.*, 2012; TRINDADE; MENDONÇA, 2014). Os procedimentos para diminuir os níveis de nitrogênio e fósforo na água são necessários no controle da eutrofização, o que reduz os seus impactos (OSTI *et al.*, 2017; CHEN *et al.*, 2018).

Nas regiões rurais, as atividades agropecuárias são as principais fontes dos nutrientes N e P como poluentes (SCHMIDT; CLARK, 2012; RIGHETTO *et al.*, 2017; SOUPIR *et al.*, 2018) devido a aplicação de fertilizantes e as excretas animais oriundos da pecuária (MOLISANI *et al.*, 2013; CHEN *et al.*, 2018; UUEMAA *et al.*, 2018). No meio urbano as principais fontes desses nutrientes são os rejeitos, sejam eles do esgoto sanitário residencial ou industrial (MACHADO *et al.*, 2002; SHRESTHA; KAZAMA, 2007), que são descartados sem tratamento ou mesmo de rejeitos sólidos urbanos, e também o *runoff* ou escoamento superficial urbano (SILVA FILHO *et al.*, 2006).

Neste cenário, temos o monitoramento como uma estratégia importante para a avaliação de ecossistemas aquáticos. Esta é uma ferramenta de valor à pesquisa, pois fornece meios para detecção de fontes de poluição pontuais e de possíveis alterações na biota (BRUNS; WIERSMA, 2004). O monitoramento em campo precisa de tempo e muitos

recursos. Surge, portanto, o monitoramento remoto como importante recurso na gestão de bacias hidrográficas (POMPÊO *et al.*, 2015) possibilitando prognóstico da qualidade da água, com base na identificação de fenômenos acarretados por atividades antrópicas, como a eutrofização, poluição e descarga de substâncias.

Os modelos de bacias hidrográficas desempenham um papel importante na gestão moderna dos recursos hídricos (MERIMAAN *et al.*, 2018; ROMAN *et al.*, 2018; CARRO *et al.*, 2015), sendo capazes de fornecer resultados cada vez mais precisos na estimativa de processos hídricos nas bacias hidrográficas (MALVE *et al.*, 2015).

Existem diversos tipos de modelos utilizados para determinação de cargas de N e P em bacias hidrográficas. A escolha apropriada de um modelo decorre da funcionalidade que se necessita em cada situação, de modo a auxiliar na pesquisa e no processo de gestão dos recursos hídricos (OPPA, 2007). O modelo desenvolvido por Paula Filho (2004) foi criado e utilizado em uma bacia em região semiárida, obtendo resultados de alta confiabilidade. Já o modelo *GWLF* foi escolhido em detrimento de outros principalmente devido à sua facilidade de uso e confiança na entrada de dados que é geralmente menos complexa do que a disponível em outros modelos de qualidade de água orientados para a bacia hidrográfica como SWAT, SWMM e HSPF (DELIMAN *et al.*, 1999).

Com base no exposto, objetivou-se estimar por meio de modelos hidrológicos as cargas de nitrogênio (N) e fósforo (P), emitidos pelas principais fontes naturais e atividades antrópicas na bacia hidrográfica do açude General Sampaio, no estado do Ceará, Brasil.

Material e métodos

Estimativas de emissão de N e P

Foram utilizadas duas metodologias para estimar as cargas de N e P na BHRGS. A metodologia dos fatores de emissão foi empregada segundo Paula Filho (2014) da Bacia do rio Parnaíba, para a determinação dos aportes de nitrogênio (N) e fósforo (P). Para tanto, foram estimadas as cargas e fatores de emissão associados aos diferentes usos do solo.

Os fatores de emissão estimados foram determinados com base nas principais fontes das cargas de N e P para os sistemas aquáticos: o escoamento superficial a partir de diferentes usos da terra (e.g. campos aráveis, pastagens nativas, pecuária, florestas, urbano), emissão de efluentes domésticos, fossas sépticas, infiltração de águas subterrâneas, intemperismo das rochas, deposição atmosférica, precipitação e decomposição de matéria

orgânica (LACERDA *et al.*,2008; PAULA *et al.*, 2010).

Assim, foram determinados fatores de emissão para a contabilização e quantificação das cargas de Nitrogênio e Fósforo. Utilizaram-se fatores para estimar a emissão tanto de fontes naturais, quanto de fontes antrópicas. Paula Filho (2014) adaptou os fatores de emissão de acordo com dados locais encontrados em fontes governamentais e organismos internacionais, como Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, Agência Nacional das Águas – ANA e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. O mesmo foi feito nesse estudo.

Neste inventário estimaram-se as cargas anuais, por meio das características das fontes naturais e antrópicas, qualitativa e quantitativamente, a partir de equações para cada processo e atividade que ocorrem na área da BHRGS (Tabela 6). Os dados de entrada para este modelo foram obtidos por meio de dados da literatura e censos agropecuários e boletins disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

Tabela 6 – Equações utilizadas para estimar as cargas anuais de N e P na Bacia hidrográfica do Reservatório General Sampaio por fator de emissão (PAULA FILHO, 2014).

| Fator de emissão | | Equação |
|--------------------------|---------------------------------------|---|
| Fontes naturais | Deposição atmosférica (1) | $\mathbb{L}_{At}^{N,P} = \rho_{Rw} \cdot A_{ws} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^3$ |
| | Denudação dos solos (2) | $\mathbb{L}_S^{N,P} = \sum_{j=1}^9 \rho_{Sj} \cdot A_j \cdot L_S \cdot (1 - \alpha_{rS})$ |
| Fontes antrópicas | Efluentes domésticos (3) | $\mathbb{L}_{Ww}^{N,P} = \sum_{j=1}^n \left(\frac{\rho_{Ww} \cdot P_{wi} \cdot Q_{wi} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) + \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{Ww} \cdot P_{ri} \cdot Q_{ri} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right)$ |
| | Escoamento superficial urbano (4) | $\mathbb{L}_{Urf}^{N,P} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{Urf} \cdot A_j}{10^6} \right)$ |
| | Resíduos sólidos municipais (RSM) (5) | $\mathbb{L}_{Rsm}^{N,P} = \sum_{i=1}^n \rho_{Rsmi} \cdot P_i \cdot G_{Rsmi} \cdot \delta_{Rsm} \cdot 365 \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^9$ |
| | Agricultura (6) | $\mathbb{L}_A^{N,P} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{20} (\rho_{Sj} \cdot A_{tij} / 10^3)$ |
| | Pecuária (7) | $\mathbb{L}_H^{N,P} = \sum_{i=1}^{60} \sum_{j=1}^6 \rho_{tj} \cdot H_{ij} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^3$ |
| | Aquicultura (8) | $\mathbb{L}_{aqc}^{N,P} = \sum_{j=1}^3 (\rho_{aqc} \cdot \vartheta_{aqc} \cdot P_{aqcj} / 10^6)$ |

$L^{N,P}$ é carga de nitrogênio ou fósforo do fator de emissão ($t \cdot ano^{-1}$); α_{RS} é o fator de retenção dos solos; A é a área na bacia da característica em estudo (km^2); ρ é fator de emissão da característica em estudo; β é coeficiente de retorno água/esgoto; \dots ção anual; P_{ri} é a população rural; P_{ui} é população urbana; Q_{ui} é consumo per capita (urbana); Q_{ri} é consumo per capita (rural); L_S valor médio da perda de solo para regiões tropicais ($g \cdot kg^{-1}$); G_{Rsmi} é geração per capita de resíduo (kg); δ_{Rsm} é o fator de adequação para RSM; H_{ij} é número de animal por rebanho; ϑ_{aqc} é taxa de conversão alimentar.

Fontes naturais

Entradas atmosféricas

As deposições atmosféricas são contribuições significativas do fluxo de nutrientes em sistemas lacustres de água doce (CARVALHO JUNIOR, 2004; ANDERSON; DOWNING, 2006). Nesse estudo foram considerados os parâmetros: área da bacia, concentração de nutrientes via deposição úmida e taxa de retenção do elemento pelo solo (BURNS, 2004) (Tabela 6).

A área da bacia é de 1592,8 km^2 , a concentração de nutrientes via deposição úmida considerada foi 100 $mg \cdot N \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$ e 8,0 $mg \cdot P \cdot m^{-2} \cdot ano^{-1}$ (FILOSO *et al.*, 2006; DE MELLO, 2001; DE MELLO; DE ALMEIDA, 2004; DE SOUZA *et al.*, 2017) e a pluviosidade média anual, considerada por município (IPECE, 2016; FUNCEME, 2018) foram utilizadas na determinação da deposição atmosférica. Considerando por final as taxas de retenção dos solos, que para a BHRGS foram estimadas em 63% para N e 70% para o P (MALAVOLTA; DANTAS, 1980; SILVA, 1996; MACHADO *et al.*, 2011).

Para esta metodologia é considerada que a deposição seca e a úmida apresentam características iguais, sendo a deposição seca estimada com base na úmida (CARACO; COLE, 1999; LOVETT; RUETH, 1999; BOYER *et al.*, 2002; FILOSO *et al.*, 2003).

Realizou-se a correção do valor final com a redução dos valores de emissão de $N-NH_3$, devido as atividades de agricultura e pecuária. O resultado foi considerado aporte natural, pois a bacia apresenta baixas contribuições dos aportes de atividades industriais.

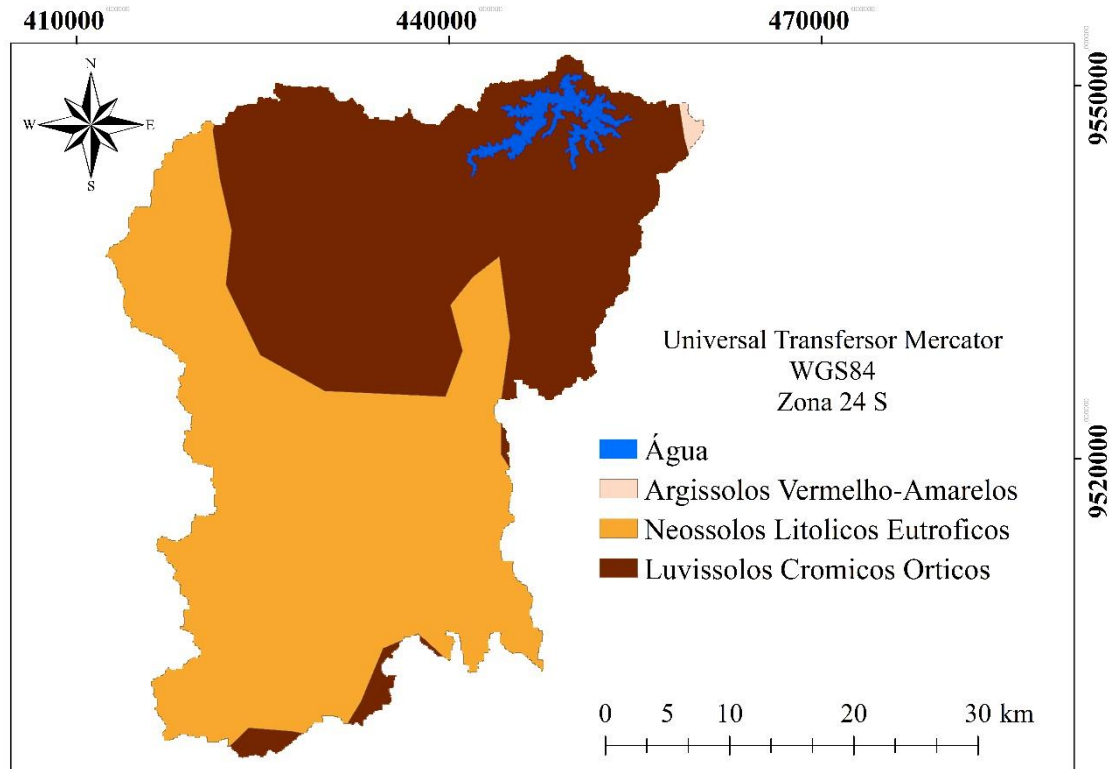
Denudação física e química dos solos

Para estimar as emissões desta fonte natural forma utilizadas informações sobre os tipos de solos (ρ_j) e suas respectivas áreas de ocorrência na BHRGS (A_j), as concentrações dos nutrientes por tipo de solo e o uso e ocupação do solo (L_S) (Tabela 6).

Na Figura 14 temos os tipos de solo presentes na BHRGS segundo classificação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2011). A bacia apresenta as classes de solos:

Luvisso, Neossolo e Argissolo. A perda anual de solo para cada uma dessas tipologias foi estimada em 176 t.km², 210 t.km² e 128 t.km² para o Luvisso, o Neossolo e o Argissolo, respectivamente (GREENLAND; LAL, 1977; FARINASSO *et al.*, 2006; ALBUQUERQUE *et al.*, 2001).

Figura 14 – Tipos de solos presentes na Bacia hidrográfica do Reservatório General Sampaio (EMBRAPA, 2011).



Parte das emissões de Nitrogênio são transferidas para a atmosfera e, portanto, é necessário que se realize uma correção no fator, relacionada a emissão de NH₃ em áreas não agrícolas. Para isso foi utilizado a área natural sem uso agrícola na bacia (vegetação natural, pastagem natural, área urbana), obtida por meio da classificação supervisionada máxima verossimilhança no software ENVI versão 5.2, em imagem Landsat 8 obtida na página da USGS, de junho de 2017 (Figura 15). As outras classes utilizadas foram: água, agricultura (zonas com produção agrícola), área perturbada (áreas sem vegetação e com resquícios de atividade antrópica), nuvem, solo exposto (solo completamente desnudo).

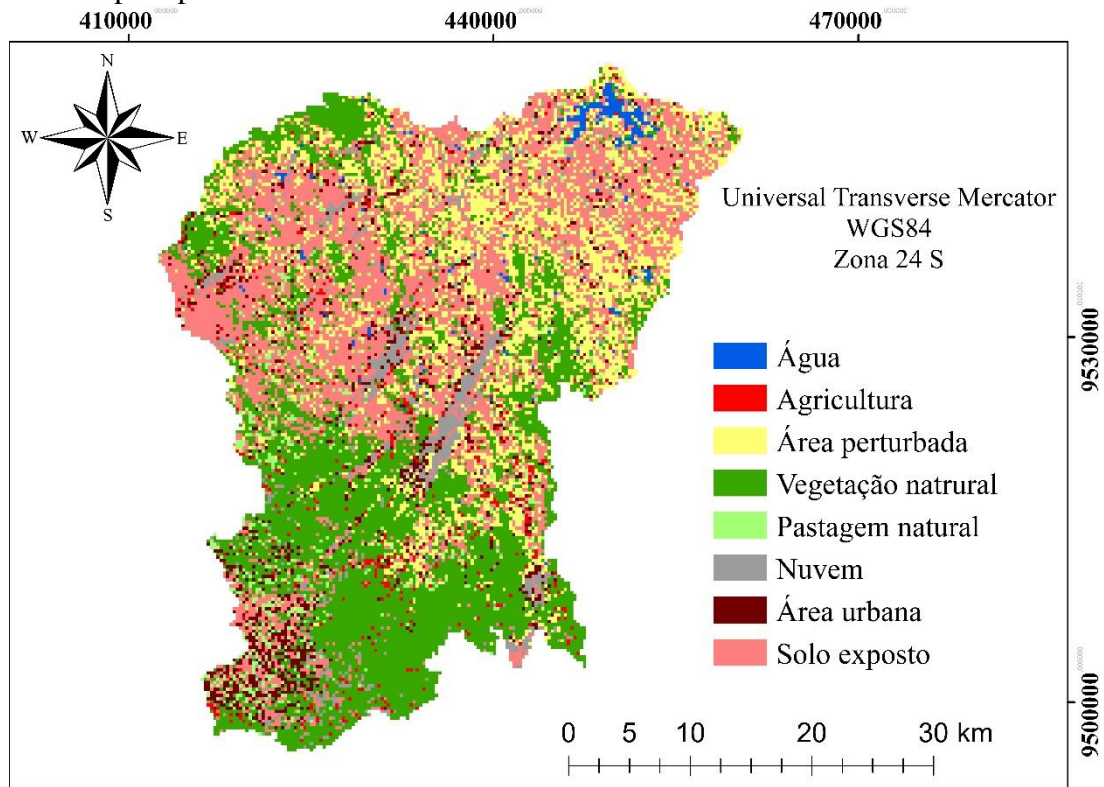
Ademais, foi considerado o valor médio de 10 kg NH₃.km⁻².ano⁻¹ de solos com áreas não impactadas (PAULA FILHO, 2014), de acordo com a equação (9).

$$L_s^{N,P} = \rho_{NS}^{NH_3} \cdot A_{NS} / 10^3 \quad (9)$$

Em que: $\rho_{NS}^{NH_3}$ é o fator de emissão para NH₃ dos solos de savanas tropicais não cultivados

(SCHLESINGER; HARTLEY, 1992) e A_{NS} corresponde à área natural de floresta ou de uso não agrícola na bacia (51.592,1 ha).

Figura 15 – Classificação do uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio para o ano 2017.



Fontes antrópicas

Efluentes domésticos

A emissão de efluentes domésticos foi estimada com base na população por município (IBGE, 2016), na concentração de N ou P por litro de esgoto (VON SPERLING, 2005) e à quantidade de água per capita consumida (SNIS, 2016), corrigidos pela taxa de retorno de 80% para águas em rede de abastecimento (Tabela 6). Não foram consideradas fontes de emissão da indústria, pois a BHRGS não possui atividade fortes desse setor econômico.

Consideraram-se valores intermediários para as concentrações de nutrientes em esgotos de 52 mg.L^{-1} e 15 mg.L^{-1} , respectivamente para N e P. O consumo per capita de água foi calculado por município com base em dados obtidos no Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – SNIS para o ano de 2016.

Escoamento superficial urbano

Para esse fator foram utilizados os valores da precipitação média anual de cada município da bacia (mm.ano^{-1}), suas taxas de urbanização por município (Figura 4) e as concentrações de N e P no *runoff* urbano, sendo respectivamente de $2,2 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $0,33 \text{ mg P.L}^{-1}$ (NCR, 2000), como na Equação 4 (Tabela 6). Não foram identificados grandes núcleos urbanos na BHRGS.

Resíduos sólidos municipais

A composição desse fator de emissão foi determinada com base na concentração de N e P, de $8,9 \text{ g.kg}^{-1}$ e $5,6 \text{ g.kg}^{-1}$, respectivamente (OLE HJELMAR *et al.*, 2000) para os resíduos municipais, na produção per capita de resíduos de cada município (variando de $0,77$ a $0,86 \text{ kg.habitante.dia}^{-1}$) (CAMPOS, 2012), população em cada município (IBGE, 2016), fator de retenção de nutrientes no solo e no fator de adequação (42%) relacionado ao tipo de disposição do RSM (resíduo sólido municipal) (ABRELPE, 2011). Todos os dados foram ponderados pela porcentagem de área de cada município nos limites do reservatório.

A composição gravimétrica dos resíduos foi considerada nos fatores: retenção de nutriente nos solos, fator de disposição do RSM e pela composição do RSM. Em relação a este último parâmetro, encontraram-se valores médios para porcentagem de matéria orgânica de 49,9% nos resíduos sólidos produzidos no Sul do Brasil (REZENDE *et al.*, 2013), 54% para o Estado de São Paulo (GALDINE; MARTINS, 2016) e 47,5% para o município de Fortaleza, Ceará (SANTOS; MOTA, 2010). Para este estudo foi utilizada um valor médio de 52% de matéria orgânica por quilo de RSM.

Agricultura

O uso de fertilizantes sintéticos, principalmente aqueles à base de nitrogênio e fósforo, é uma tendência crescente nas lavouras em todo o mundo (RÖMAN *et al.*, 2018; FILOSO *et al.*, 2006). Isso levou ao influxo de grande escala desses nutrientes no meio ambiente, acarretando implicações para a qualidade da água dos recursos hídricos (SENGUPTA *et al.*, 2015; MIZERKOWSKI *et al.*, 2012). Considerando isso estimou-se as cargas de N e P para a BHRGS a partir de dados da área agrícola em cada município da bacia.

Foram obtidos dados de 2016, por meio do IBGE, da área plantada de 20 cultivos para os 8 municípios presentes na bacia. Essa área foi ponderada pela porcentagem da área de cada município na bacia e julgou-se a quantidade de N ou P aplicado como fertilizante (kg.ha^{-1}

¹⁾ e o percentual de perda por tipo de lavoura (EMBRAPA, 2012).

A volatilização de N pode ocorrer em pequena escala, de 1 a 15% (MATTOS JUNIOR *et al.*, 2002; CANTARELLA *et al.*, 2008), ou ficar em 40 e 50% do N aplicado (STAFANATO *et al.*, 2013; TASCA *et al.*, 2011; GURGEL *et al.*, 2016). As cargas de nitrogênio foram corrigidas pela volatilização desse nutriente nas formas de NH₃ e NO₂. Para esse estudo aplicou-se uma média de 30%, relacionada aos dados referenciados acima, de N volatilizado para o total aplicado. Ademais, não foram contabilizadas as cargas referentes ao uso de fertilizantes de esterco animal, sendo estas cargas consideradas nas emissões da pecuária.

Pecuária

Para esse fator utilizou-se a concentração dos nutrientes nos dejetos para cada tipo de animal por ano (mg.kg⁻¹) (EMBRAPA, 2004; LESSA *et al.*, 2010), o número de animal por tipo de rebanho (IBGE, 2016) e a taxa de retenção de N e P pelos solos (MALAVOLTA; DANTAS, 1980; SILVA 1996). O nitrogênio foi corrigido pelas perdas atmosféricas na forma de amônia (FAULKNER; SHAW, 2008), utilizando-se a equação 10.

$$\mathbb{L}_S^{N,P} = \sum_{i=1}^{60} \sum_{j=1}^6 (\rho_{tj}^{NH^3} \cdot H_{ij} / 10^3)$$

(10)

Em que, $\rho_{tj}^{NH^3}$ corresponde ao fator de emissão de amônia para cada tipo de criação (kg NH₃.cabeça⁻¹.ano⁻¹) e, H_{ij} é o número de animais em cada rebanho por município da bacia.

Aquicultura

Essa atividade foi analisada separadamente, segundo Paula Filho (2014), devido ser mais invasiva, em relação ao aporte de N e P, principalmente em corpos hídricos. Sendo considerados os parâmetros: produção total (t.ano⁻¹), porcentagem de N e P na ração animal (mg.kg⁻¹) e fator de conversão alimentar da espécie cultivada.

No caso da BHRGS a Tilápia-Nilo (*Oreochromis niloticus sp.*) é a espécie mais cultivada (DOMINGUES; VASCONCELOS, 2008; MORAES *et al.*, 2009; VIDAL, 2016). O fator de conversão alimentar é influenciado por diferentes fatores como a qualidade da água, densidade de animais e tipo de ração fornecida (NARVAEZ-SOLARTE *et al.*, 2011) para a tilápia do Nilo varia-se entre os valores 0,8 a 2,6 (PIMENTA *et al.*, 2008; FURUAY *et al.*, 2012; RIBEIRO *et al.*, 2014). O valor utilizado nesse estudo foi de 1,7.

Modelo GWLF

A segunda metodologia que foi utilizada para estimação das cargas de nutrientes na bacia hidrográfica é baseada em SIG e é um modelo básico de simulação de bacias hidrográficas, o GWLF (Generalized Watershed Loading Function) desenvolvido por Haith; Shoemaker (1987).

Este é um modelo de carga de bacias hidrográficas desenvolvido para avaliar o fluxo de fontes não pontuais e o carregamento de sedimentos e nutrientes de bacias urbanas e rurais. O modelo GWLF fornece a capacidade de simular as cargas de escoamento, sedimentos e nutrientes (N e P) de uma bacia hidrográfica de áreas de fonte de tamanho variável (por exemplo, áreas agrícolas, florestadas e desenvolvidas). Trata-se de um modelo de simulação contínua que utiliza intervalos de tempo diários para dados meteorológicos e cálculos de balanço hídrico.

Considerando que o fluxo de nutrientes contínuo contém fases dissolvidas e sólidas, o modelo determina que os nutrientes dissolvidos estão associados ao escoamento superficial (fontes naturais), fontes pontuais e difusas (fontes antrópicas) e descargas de águas subterrâneas (fontes naturais). Na Tabela 7 estão descritos matematicamente os fatores considerados fontes de emissão pelo modelo.

Tabela 7 – Descrição matemática do Modelo GWLF (HAITH; SHOEMAKER, 1987).

| Fontes de emissão | | Equação |
|---------------------------|-----------------------------|--|
| Estrutura Geral do modelo | | $LD_m = DP_m + DR_m + DG_m + DS_m$ (10) |
| | | $LS_m = SP_m + SR_m + SU_m$ (11) |
| Fontes naturais | Soil-phase loads (12) | $SR_m = 0,001 \cdot C_S \cdot Y_m$ |
| | Groundwater Sources (13) | $D_G = 0,1 \cdot C_q \cdot AT \cdot \sum_{t=1}^{dm} G_t$ |
| Fontes antrópicas | Rural loads (14) | $LD_m = 0,1 \cdot \sum_k \sum_{t=1}^{dm} Cd_k \cdot Q_{kt} \cdot AR_k$ |
| | Rural loads (15) | $DS_{kt} = \frac{2540}{CN_{kt}} \cdot 25,4$ |
| | Urban Runoff | $SU_m = \sum_k \sum_{t=1}^{dm} W_{kt} \cdot AR_k$ |

Continua...

(16)

$$\text{Septic} \quad DS_m = DS_{1m} + DS_{2m} + DS_{3m} + DS_{4m} \quad (17)$$

LD_m é a carga de nutrientes dissolvida (kg/mês); DP_m , DR_m , DG_m , DS_m são fonte pontual, escoamento rural, água subterrânea e sistema séptico de nutrientes dissolvidos, respectivamente (kg/mês); LS_m é a carga de nutrientes em fase sólida (kg/mês); SP_m , SU_m , SR_m são fonte pontual em fase sólida, escoamento rural e cargas de nutrientes de escoamento urbano (kg/mês); C_S são as concentrações médias de nutrientes nos sedimentos (mg/kg); Y_m são as perdas mensais de sedimentos (mg); D_G é carga mensal de nutrientes nas águas subterrâneas; C_g é a concentração de nutrientes nas águas subterrâneas (mg/l); AT é a área da bacia; G_t é a descarga da água subterrânea para a corrente no dia (cm); Cd_k é a concentração de nutrientes no escoamento superficial (mg/l); Q_{kt} é escoamento superficial da área de origem k no dia t; AR_k é a área de origem k (há); DS_{kt} é o parâmetro de retenção de solo; CN_{kt} é determinado por meio de um número de curva; AR_k área de origem (uso da terra) k no dia t (ha); W_{kt} carga de nutrientes de escoamento do uso da terra k no dia t (kg.ha⁻¹); DS_{1m} , DS_{2m} , DS_{3m} , DS_{4m} são a carga de nutrientes dissolvidos para fluir de sistemas de descarga normais (1m), curtos (2m), circulares (3m) e com tanque (4m), respectivamente no mês (kg).

Segundo Evans *et al.* (2002) o uso do software GIS para derivar dados de entrada para modelos de simulação de bacias hidrográficas como o GWLF está se tornando uma prática padrão devido às vantagens inerentes ao uso do GIS para manipular dados espaciais. Com base nisso, foi desenvolvido uma interface GIS para o GWLF, chamado de Mapshed. Esse software foi utilizado para estimar as cargas de nutrientes na Bacia Hidrográfica do reservatório General Sampaio (BHRGS).

O Mapshed foi desenvolvido por pesquisadores da Universidade de Pensilvânia nos Estados Unidos, e fica disponível para download em um site que leva como título seu nome (mapshed.psu.edu.com). A versão utilizada foi a 1.5.1.

Na execução do modelo é necessário fornecer três arquivos de entradas separados, e cada um deve conter dados relacionados ao transporte, a nutrientes e ao clima. Esses dados de entrada têm como camadas obrigatórias: *Basins*, *Stream*, *Weather Stations*, *Soils*, *Land Use* e *Surface Elevation*. E como camadas opcionais: *Groundwater Nitrogen*, *Soil Phosphorus*, *Point Sources*, *Water Extraction*, *Roads Unpaved roads*, *County Boundaries*, *Septic Systems*, *Animal Feeding Operations*, *Urban Area Boundaries* e *Flow Lines*. Para este estudo utilizou-se as camadas obrigatórias.

Dados de entrada do modelo GWLF

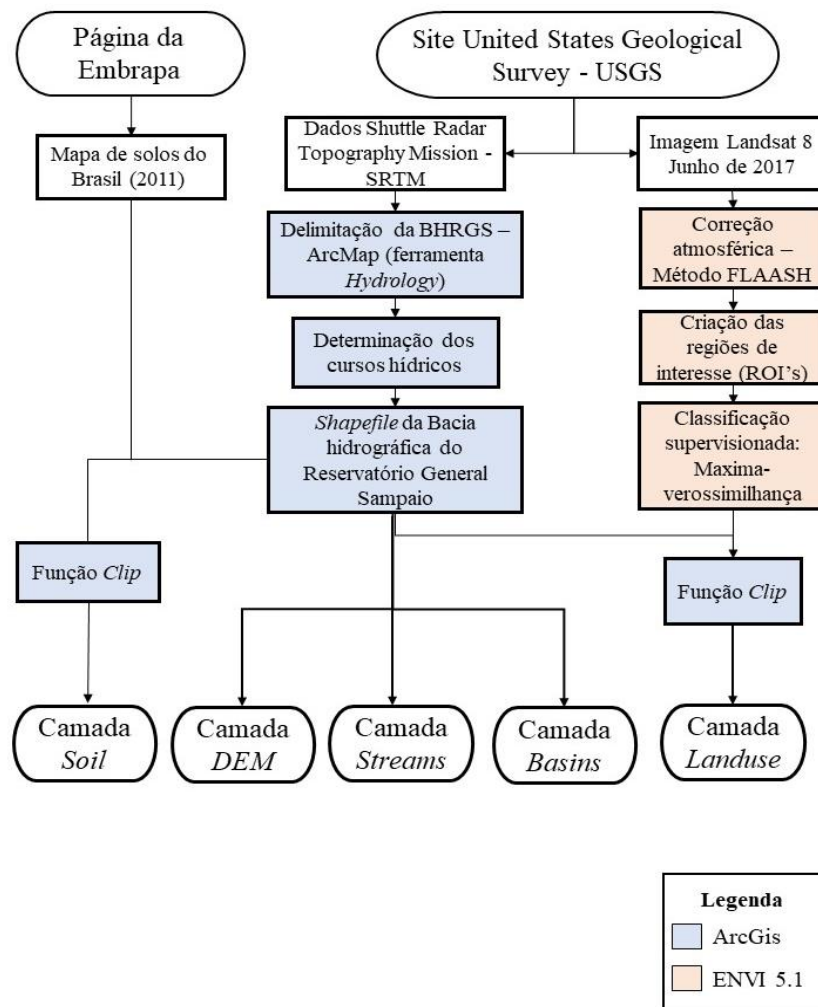
Os dados não espaciais referentes a temperatura máxima, temperatura mínima e pluviometria diárias foram coletados no Banco de dados meteorológicos para Ensino e

Pesquisa – BDMEP do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. Quanto aos postos, selecionou-se o de Sobral e de Quixeramobim, os mais próximos da área de estudo. Foram utilizadas as coordenadas geográficas no ArcGis 10.1 para geração de *shapefile* dos postos utilizados (por meio da função *Add XYZ*), sendo este a camada *Weather Stations*.

Ressalta-se que também foi utilizado o *software* Microsoft Excel 2010 na tabulação dos dados de saneamento básico e precipitação diária e mensal. Para o levantamento de dados sobre o saneamento básico dos municípios dentro do limite da BHRGS foi utilizado o aplicativo do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS.

No que diz respeito aos dados espaciais, como hidrologia, topografia, solos, geologia e uso da terra (*Stream, Surface Elevation, Soils, Basins e Land Use*), foram compiladas informações por meio de imagens de satélite (Landsat 8 OLI do mês de junho de 2018) e modelo digital de elevação da região (SRTM) obtidos no site da USGS (United States Geological Survey) (Figura 16). Além disso foram utilizadas também cartas digitais (cartas topográficas do Nordeste, em escala 1:25.000) da área da BHRGS obtidas na página da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE em sua mapoteca e mapa de solos obtido na página da Embrapa (2011).

Figura 16 – Fluxograma das atividades realizadas na obtenção dos dados de entradas do modelo GWLF.



Com esses dados, também foram calculados parâmetros da equação universal de perda de solo (USLE); foi realizada a delimitação da bacia hidrográfica por meio dos dados SRTM e foram determinados os cursos hídricos da mesma. Utilizando-se dos *softwares* ArcGis versão 10.1 e ENVI versão 5.3.

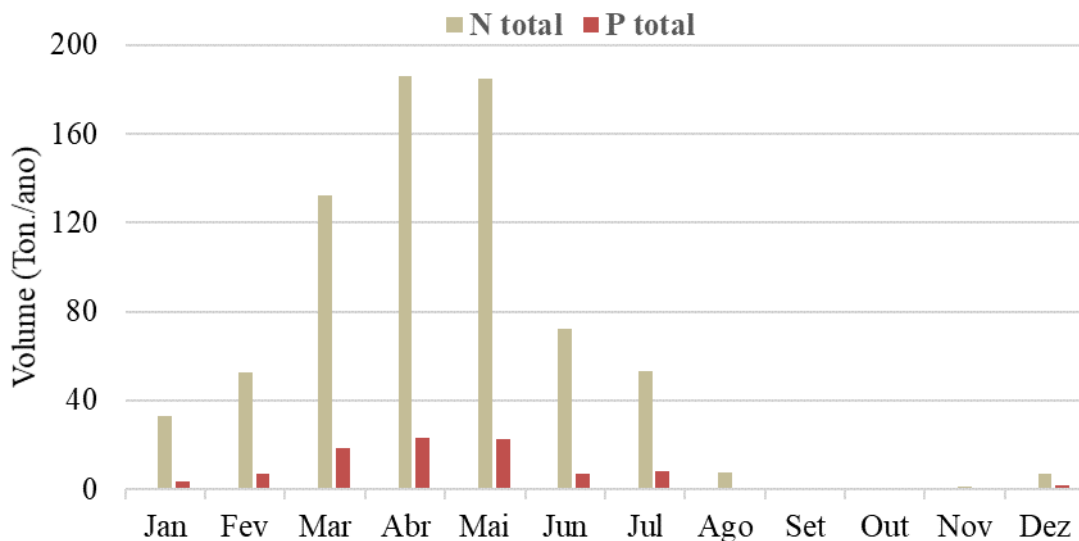
Em relação aos dados da USLE foram considerados os valores de erodibilidade do solo (fator K), referente a cobertura do solo (fator C) e a práticas conservacionistas (fator P) que foi considerado igual a 1 (LOPES *et al.*, 2011) com base na equação proposta por Wischmeier; Smith (1978).

Resultados e discussão

Cargas diária e anuais de N e P – Modelo GWLF

O reservatório General Sampaio recebe uma média anual de 731 toneladas de nitrogênio e 93,7 toneladas de fósforo, incluindo as fontes pontuais e difusas. As cargas médias mensais de nutrientes associados ao escoamento para os 20 anos de estudo foram estimadas as quais variaram (Figura 17). entre 0,8 toneladas de nitrogênio na estação seca (julho a janeiro) de a 52,8 toneladas na estação chuvosa (fevereiro a junho)

Figura 17 – Médias mensais de cargas de nitrogênio e fósforo por meio do modelo GWLF para a Bacia hidrográfica do reservatório General Sampaio.



Os valores de carga total de Fósforo foram de aproximadamente 7,8 toneladas durante os meses secos e 15,8 toneladas durante os meses mais chuvosos de março a junho. A média para o período chuvoso é mais de 2 vezes superior à média do período seco. Essa relação pode ser explicada pelo comportamento do fósforo que é transportado, principalmente, quando associado às partículas de solo e de matéria orgânica lixiviada, corroída durante eventos de chuva (SIMARD *et al.*, 2000; SENDACZ, 2005; CHANG *et al.*, 2007).

A diferença entre a média mensal das cargas de Nitrogênio para o período seco (60,9 ton/mês) e chuvoso (125,7 ton/mês) apresentou variação parecida a das cargas de P. Ademais, identificou-se cargas mensais de N semelhantes nos meses de março (186 ton) e abril (185,1 ton) na BHRGS, indicando que os períodos com maior ocorrência de precipitação são os que apresentam maior aporte de cargas de nutrientes. Assim, destaca-se a necessidade de implantar atividades de manejo que propiciem a infiltração da água no solo por meio da conservação da vegetação natural, diminuindo assim o escoamento superficial.

As fontes pontuais das áreas residenciais de alta, média e baixa densidade

contribuíram em média com 3%, tanto para as cargas de nitrogênio como de fósforo. Os sistemas sépticos também de uso urbano são aproximadamente 7,5% para o N e apenas 0,6% para o P (Tabela 8). Eventos pluviométricos, solos Agrícolas e Solos expostos são as principais fontes das cargas de fósforo. Para nitrogênio a Agricultura e o Solos exposto também foram as principais fontes das cargas.

Tabela 8 – Cargas médias por fontes de nitrogênio total e fósforo total para a BHRGS.

| Fonte | N total (ton./ano) | P total (ton./ano) |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Pastagem | 5,7 | 1,6 |
| Agricultura | 360,1 | 71,4 |
| Floresta | 9,8 | 1,3 |
| Área perturbada | 2,3 | 0,74 |
| Solo exposto | 78,2 | 8,4 |
| Residencial de baixa densidade | 3,5 | 0,37 |
| Residencial de média densidade | 13,7 | 1,6 |
| Residencial de alta densidade | 5,1 | 0,62 |
| Eventos pluviométricos | 16,4 | 4,8 |
| Águas subterrâneas | 180,8 | 2,6 |
| Sistemas sépticos | 55,1 | 0,59 |

As fontes de poluição difusa são predominantes nas águas da BHRGS, com ênfase para Agricultura. Esta fonte, representa 49,3% e 75,7% das cargas N e P, respectivamente, das cargas que chegam a superfície do solo. As áreas referentes a Floresta (1,3 e 1,4% de N e P, respectivamente) e Área perturbada (áreas sem vegetação e com resquícios de atividade antrópica) (0,3 e 0,8% de N e P, respectivamente) revelaram-se pouco significativas em termos de contribuições nas cargas totais.

Carro *et al.* (2015) aplicando o modelo GWLF, por meio do aplicativo Mapshed, com o intuito de estimar as cargas e fontes de nutrientes durante um período de simulação de vinte e nove anos no rio Tomatal no México, identificaram que as microbacias com predominância de usos agropecuários (29,36% da área total) representam uma alta porcentagem de carga de nitrogênio significando 48,15%.

Diferentemente, os Sistemas sépticos contribuíram de forma significativa para as cargas totais anuais de Nitrogênio, sendo a quarta fonte mais importante para esse nutriente, seguido pelas Áreas de Solo exposto (10,7%), Águas subterrâneas (24,7%) e Agricultura. Os Sistemas sépticos são fontes problemáticas por carregarem além de nutrientes, como N e P, como bactérias patogênicas, vírus entéricos e protozoários (BASSANI *et al.*, 2002;

SCHILLER *et al.*, 2018).

Cargas anuais de N e P - Fatores de emissão

Os aportes de nutrientes (N e P) oriundos de atividades antrópicas, da mesma forma que em outras bacias (VASCONCELLOS, 2011; DU *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2016) foram maiores que as das cargas de fontes naturais (Tabela 9). O aporte total anual da BHRGS foi equivalente a 291,7 kg.km⁻² de N e 118,6 kg.km⁻² de P.

Tabela 9 – Cargas totais anuais de Nitrogênio e Fósforo por vetores naturais e antrópicos para a Bacia Hidrográfica do Reservatório General Sampaio.

| Fatores emissão | | Carga N (ton/ano) | Carga P (ton/ano) |
|------------------------|--------------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Fontes naturais | Deposição Atmosférica | 37,1 | 2,4 |
| | Denudação Física e Química dos solos | 80,8 | 43,7 |
| | Efluentes domésticos | 62,8 | 17,6 |
| | Escoamento superficial | 2,6 | 0,4 |
| Fontes antrópicas | Resíduos sólidos municipais | 0,08 | 0,07 |
| | Agricultura | 104,7 | 17,7 |
| | Pecuária | 174,5 | 106,7 |
| | Aquicultura | 2,0 | 0,3 |
| Total | | 464,6 | 188,9 |

Nitrogênio

O aporte de Nitrogênio é 2,5 vezes superior ao de Fósforo. Essa diferença é consequência da alta contribuição de fatores como Deposição atmosférica, Agricultura e Pecuária, sendo a pecuária a principal fonte de fluxo de nutrientes entre todos os fatores estudados, tanto para o N como para P, corroborado por Paula Filho (2014) na Bacia do Parnaíba, com base no mesmo método.

Nos últimos anos, a poluição de fonte não pontual, principalmente advinda da agricultura e pecuária, tornou-se a principal causa da poluição das águas (RIGHETTO *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2018; UUEMAA *et al.*, 2018). Neste estudo a Pecuária foi o principal fator de emissão de Nitrogênio, representando 37,5% do total de cargas. Essa atividade é de alta intensidade na região em que a BHRGS se encontra, com mais de 130.000 cabeças de animais entre bovinos, galináceos, ovinos, caprinos, suínos e equinos.

Segundo IBGE (2016) é consumido em média 50,8 kg.ha⁻¹ de Nitrogênio no Brasil para a produção agrícola. A eficiência do N aplicado nas lavouras agrícolas é em torno de 33% do N adicionado e 65% se lixivia para os corpos hídricos ou é volatilizado para a

atmosfera (GALLOWAY *et al.*, 2003; SMIL, 2002; SOUPIR *et al.*, 2018). Para a BHRGS as cargas de Nitrogênio relacionadas a Agricultura representaram 22,5% das cargas totais, sendo este o segundo fator com o maior volume de contribuição. Sendo importante salientar que o N lixiviado pelas atividades agrícolas é um fator de alto risco na contaminação de águas superficiais (HELMERS *et al.*, 2012; SCHMIDT; CLARK, 2012).

Merimaan *et al.* (2018) trabalharam com quatro diferentes objetivos, sendo um deles o de identificar áreas críticas de origem com o maior potencial de escoamento, erosão e perdas de nutrientes, por meio da aplicação do modelo SWAT em Alger Creek, Michigan. Os autores concluíram que os campos com agricultura de culturas em linha e pastagens tiveram o maior potencial para perdas de sedimentos e nutrientes, como também identificaram que a aplicação de Melhores Práticas de Manejo (BMP) nas áreas com agropecuária podem reduzir até 50% das cargas de nutrientes e sedimentos.

A carga referente aos Efluentes domésticos dos municípios dentro dos limites da BHRGS é de 13,5%. Considera-se esse fator de emissão de extrema importância, pois as descargas de águas residuais domésticas aceleram dramaticamente o processo natural de eutrofização em rios, lagos e reservatórios (LAMEGO NETO; COSTA, 2011; LI *et al.*, 2017; TORRES *et al.*, 2018) e esse processo é um grande risco para a fauna aquática e o ecossistema em que o corpo hídrico está inserido (PRADO; NOVO, 2006; MARANHO *et al.* 2017).

Para o RSM, temos os municípios de Sobral e Canindé como os mais populosos, contudo estes apresentam áreas pequenas dentro dos limites da BHRGS. Esse fato acarretou a baixa contribuição dos RSM nas cargas totais, pois este emissor é relacionado ao tamanho da população.

A produção de tilápia foi observada em apenas dois municípios para o ano de 2016, segundo IBGE, Sobral e Santa Quitéria. Esse fator, que ainda foi ponderado pela área dos municípios na bacia, se mostrou pouco significativo, representando apenas 0,42% da carga total de N e 0,17% da carga de P. Contudo, é importante salientar que esse fator de emissão não pode ser desprezado (Osti *et al.*, 2016). Estes autores com o objetivo de utilizar indicadores ambientais como método quantitativo para discutir o fluxo de nitrogênio (TN) e fósforo (TP) na produção de tilápia do Nilo, observaram que da quantidade de ração fornecida, 12% de TN e 15% de TP eram exportados via efluente para o ecossistema.

Em áreas com grandes atividades agrícolas a deposição atmosférica de nutrientes atinge altos níveis (BARON *et al.*, 2005; ANDERSON; DOWING, 2006). Levando-se em conta este aspecto, é importante destacar que a emissão de fonte natural por meio da

deposição atmosférica contribuiu com 7,8% do total de carga anual de N na BHRGS. Valores parecidos foram observados por Huang *et al.*, (2012) que estudando a deposição atmosférica de nitrogênio de 1986 a 2006 na cidade de Shenzhen na China relatam que a deposição de Nitrogênio Total (NT) no reservatório de Shenzhen atingiu 8.902 kg em 2006, contribuindo com 9,95% do total de sua poluição não pontual, havendo com expectativas de aumento para o futuro.

Entre as cargas de fontes naturais a Denudação física e química dos solos apresentou maior volume anual com perdas de 6.735,8 kg por mês, representando 17,4% das cargas totais de N. Esse comportamento é consequência do tipo de solos presentes na bacia, o solo mais representativo da mesma (neossolo), com área total de 866 km² apresenta perdas anuais de 210 t.km² (FARINASSO *et al.*, 2006). Quanto aos demais solos, o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SBICS (2013) descreve que os luvisolos e argissolos apresentam o horizonte B textural que possui textura francoarenosa para fina e alta susceptibilidade à erosão hídrica (DURÃES; MELLO, 2016; ALBUQUERQUE *et al.*, 2001).

Fósforo

Comparado a outros nutrientes, o fósforo está disponível geralmente em pequenas quantidades, devido sua baixa mobilidade, podendo ser encontrado nas águas de rios como ortofosfato (PO₄⁻³) dissolvido na água e aderido às partículas inorgânicas em suspensão, na forma de moléculas orgânicas dissolvidas e na forma orgânica particulada, principalmente nas bactérias e em partículas detríticas (FOX, 1989; SCHLESINGER, 1997; HOUSE; DENISON, 2002).

As principais fontes artificiais de fósforo são os esgotos domésticos, os fertilizantes agrícolas, a piscicultura e a pecuária (KLEIN; AGNE, 2012; SHRESTHA; KAZAMA, 2007, LOPES *et al.*, 2014). Na BHRGS temos destaque para os fatores de emissão: Denudação física e química dos solos (23,1%), efluentes domésticos (9,3%), agricultura (9,4%) e pecuária (56,5%). Os demais fatores somaram apenas 1,7% da carga total de P na bacia.

Assim como para as cargas de nitrogênio na bacia, a Pecuária foi a que mais contribuiu para o volume total de carga. A atividade pecuarista, é a grande fonte de fósforo devido ao número de animais, pois mesmo que o conteúdo de fósforo nos dejetos seja menor que o de nitrogênio, a perda para a atmosfera da NH₃ excretada pelos animais faz com que contribuição dos dois nutrientes seja relativamente similar (SUCUPIRA *et al.*, 2007).

A perda de P tanto no escoamento superficial quanto subsuperficial origina-se

principalmente de pequenas áreas nos limites das bacias hidrográficas durante os eventos pluviométricos (SHARPLEY *et al.*, 2001). Sendo importante salientar que áreas geograficamente próximas e com níveis parecidos de P no solo, mas com diferenças na suscetibilidade ao escoamento superficial, topografia e manejo contrastantes, apresentam potencial diferentes de perda de P (SHARPLEY; TUNNEY, 2000; KIM *et al.*, 2011).

Destaca-se, assim, a necessidade de entender espacialmente o comportamento das cargas. Nesse estudo as áreas dos municípios que possuem Neossolo como tipo de solo predominante são, principalmente, Canindé e Itatira que representam 37,6% e 2,8% da área total da bacia, respectivamente. Estes municípios juntos são responsáveis por 27% da carga total de P advinda das práticas agrícolas.

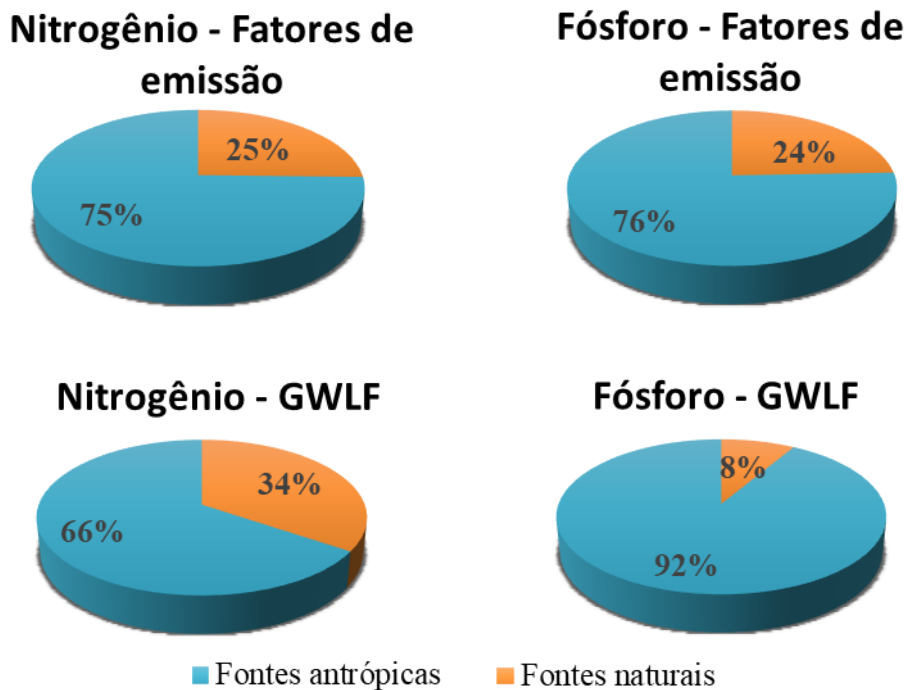
Análise dos modelos

Os dois modelos apresentaram resultados similares em mesma ordem de grandeza para as cargas anuais de N e P na BHRGS. A variação mais substancial ocorreu entre as cargas de Fósforo produzidas pelas fontes antrópicas que foram superestimadas pelo modelo *GWLF*, de forma expressiva. Esse resultado é função da base de dados de cada modelo, já que para o modelo de cálculo de fatores de emissão, a deposição atmosférica é considerada nos cálculos gerais, com percentual de 1,3% das cargas totais. Ademais, a denudação física e química do solo é estimada de forma mais subjetiva, pois os dados de entrada, como perda anual de solo para cada tipo de solo, não foram obtidos especificamente para a área de estudo.

Existem vários tipos de emissão de nutrientes em bacias hidrográficas. De certa forma, os dois modelos aplicados no estudo abrangem a parte mais significativa destas, quando analisadas em comparação a outros tipos de modelo. Segundo Davis *et al.* (1998) as principais categorias de poluentes que compõe as fontes pontuais e difusas de poluição em uma bacia hidrográfica: esgoto doméstico, esgoto industrial, escoamento agrícola e escoamento urbano.

As incertezas dos modelos são baseadas nas entradas dos dados, quando não existem fontes confiáveis ou dados medidos para região de interesse. Realizando-se, assim quando necessária, uma ponderação dos dados existentes. Contudo, a plataforma GIS permite a diminuição dessas incertezas. Com base nisso, realizou-se a comparação entre os dados obtidos nos dois modelos para os nutrientes N total e P total (Figura 18).

Figura 18 – Comparação entre as cargas anuais de Nitrogênio e Fósforo para os Fatores de Emissão e o modelo GWLF na BHRGS.



Diversos modelos hidrológicos foram desenvolvidos a fim de simular os processos ambientais em bacias hidrográficas, sendo utilizados como ferramentas para predição (PEREIRA *et al.*, 2016). O modelo *GWLF* vem ganhando espaço nesse cenário, pois nesse modelo, em especial, pode-se utilizar conjuntos de dados limitados, de forma a obter resultados diários, mensais e anuais de cargas de sedimentos e de nutrientes (SCHNEIDERMAN *et al.* 2010; NIRAULA *et al.*, 2013; DU *et al.*, 2015), sendo a principal vantagem desse modelo.

Em meio a isso, temos os fatores de emissão da metodologia desenvolvida por Paula Filho (2014), que determina categoricamente cada dado utilizado de forma a considerar as particularidades de cada fator na área afetada. Essa metodologia é fácil de ser aplicada e tem como principal vantagem a possibilidade de intervenção direta do pesquisador.

Lima; Mamede; Lima Neto (2017) com o objetivo apresentar uma metodologia para caracterização da qualidade de água na Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio, no semiárido brasileiro, realizaram mapeamento do uso do solo e o monitoramento de parâmetros de qualidade de água que possibilitaram a identificação de fontes poluidoras e a construção do diagnóstico da bacia por meio de um inventário, tal qual o desenvolvido por Paula Filho (2014). E concluíram que as principais fontes poluidoras para a degradação dos corpos hídricos foram as deficitárias Estações de Tratamento de Esgoto, a falta de saneamento básico na zona rural, a pecuária e a atividade agrícola.

Comparando com outras pesquisas, para as condições do Rio Ipojuca em Pernambuco com o modelo MONERIS, Barros (2008) observou que 43,1% da emissão total de nitrogênio e 51,8% da emissão total de fósforo advinha de sistemas com atividade antrópica. Paula Filho *et al.* (2015) visando estimar as cargas de nutriente na bacia do Alto Jaguaribe, demonstraram que as atividades agropecuárias são responsáveis por cerca de 77,4% da carga de nitrogênio e 81,1% da carga de fósforo, com forte contribuição da pecuária, 5.944 t N.ano⁻¹ e 2.117 t P.ano⁻¹.

Considerações finais

Os aportes de nutrientes (N e P) oriundos de atividades antrópicas superaram os aportes naturais, despontando-se a agricultura e a pecuária como principais fontes de N e a pecuária como principal fonte de P, tanto para o modelo *GWLF* como para os fatores de emissão estimados.

A avaliação baseada no modelo *GWLF* para a poluição de fonte pontuais e não pontuais de bacias hidrográficas pode fornecer informações úteis para ajudar a projetar os programas de redução de carga de nutrientes e oferecer informações valiosas para a tomada de decisão no manejo a ser aplicado. Recomendam-se para a BHRGS ações a curto prazo para as atividades agropecuárias e a médio prazo principalmente para o tratamento de efluentes domésticos.

O modelo *GWLF* determinou cargas mensais de nutrientes para os meses abril e maio como as mais intensas, devido à alta pluviosidade desses meses.

Os fatores de emissão identificaram os efluentes domésticos como terceiro fator de fontes antrópica que mais aporta nutrientes. Com a Denudação física e química dos solos como a principal fonte do aporte de nitrogênio e fósforo para os fatores naturais.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2018.
- ALBUQUERQUE, A.; LOMBARDI NETO, F. SRINIVASAN, V. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 25, 2001.
- ANDERSON, K. A.; DOWING, J. A. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.176, n.1, p. 351–374. 2006.
- BARON, J. S.; NYDICK, K. R.; RUETH, H. M.; LAFRANCOS, B. M.; WOLFE, A. P. High Elevation Ecosystem Responses to Atmospheric Deposition of Nitrogen in the Colorado Rocky Mountains, USA. **Advances in Global Change Research**, v. 23, 2005.
- BARROS, A. M. de L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à Bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil., 2008.
- BASSANI, L.; HASSEMER, M. R.E. N.; DAMASIO, D. L.; LAPOLLI, F. R. Utilização do Ozônio na desinfecção de efluentes sanitários. **XXVIII Congresso Internacional Engenharia Sanitária e Ambiental**. Cancún, México, 2002.
- BOYER, E. W., GOODALE, C. L., NORBERT, A., HOWARTH, R. W. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. **Biogeochemistry**, v.57, n.1, p. 137–169, 2002.
- BRUNS, D.A.; WIERSMA, G.B. Conceptual Basis of Environmental Monitoring Systems: A Geospatial Perspective. **Environmental monitoring**, Boca Raton, 1 ed. p. 631-647. 2004.
- BURNS, D.A. 2004. **The effects of atmospheric nitrogen deposition in the Rocky Mountains of Colorado and Southern Wyoming, USA**— a critical review. *Environmental Pollution* 127, 257–269. 2004.
- CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Eng Sanit Ambient**. v.17, n.2, 2012.
- CARACO, N.F., COLE, J.J. Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. **Ambio**, v.28, p.167-170. 1999.
- CARRO, M. VILLELA, R. BRAVO-INCLAN, L.; URIOSTEGUI, M.; EVANS, B. Estudio de fuentes de contaminación puntual y difusa en las subcuencas del lago de Tuxpan, Iguala, Gro., México. Conference: **XXI Reunión Nacional de SELPER - Universidad Autónoma de Ciudad Juárez**, México, 2015.

CARVALHO JUNIOR, V. D. de. Deposição atmosférica e composição química da água de chuva. **Revista Tecnologia**, v. 25, n. 2, 2004.

CHANG, H.; EVANS, H. EASTERLING, D. The Effects of Climate Change on Stream Flow and Nutrient Loading. **Journal of the American Water Resources Association**. v.37, 2007.

CHEN, X.; LIU, X.; PENG, W.; DONG, F.; HUANG, Z.; WANG, R. Non-Point Source Nitrogen and Phosphorus Assessment and Management Plan with an Improved Method in Data-Poor Regions. **Water**, v.10, n.1, 2018.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Inventário Ambiental, 2011, Açude General Sampaio**. Eixo Monitoramento Quantitativo e Qualitativo dos Recursos Hídricos. Fortaleza, 2011.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 100-107, 2009.

DAVIS, M. L., CORNWELL, D. A., 1998, **Introduction to Environmental Engineering**, ed. 3, Boston, WCB McGraw-Hill.

DELIMAN, P.N.; GLICK, R. H.; RUIZ, C.E. Review of Watershed Water Quality Models. **U.S.Army Corps of Engineers**, Tech. v.9, n.1, 1999.

DE MELLO, W.Z. Precipitation chemistry in the coast of the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. **Environ. Pollut.** v.114, p.235-242, 2001.

DE MELLO, W.Z.,; DE ALMEIDA, M.D. Rainwater chemistry at the summit and southern flank of the Itatiaia massif, Southeastern Brazil. **Environmental Pollution**, v.129, n.1, p. 63–68, 2004.

DE SOUZA, P. A.; DE MELLO, W. Z.; SILVA, J. J. N.; RODRIGUES, R. A. R.; DA CONCEIÇÃO, M. C. G. Deposições Atmosféricas Úmida, Seca e Total de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido no Estado do Rio de Janeiro. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n.5, p. 2052-2066, 2017.

DURÃES, M.F.; MELLO, C.R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Eng Sanit Ambient.**, v.21 n.4, 2016.

DU, X.; SU, A.; LI, X.; ZHANG, W. Modeling and Evaluating of Non-Point Source Pollution in a Semi-Arid Watershed: Implications for Watershed Management. **CLEAN - Soil Air Water**. v.21, n,10, 2015.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa-SPI; Embrapa-CNPS, 1999.

EVANS, B. M.; LEHNING, D. W.; CORRADINI, K. J.; PETERSEN, G. W.; NIZEYIMANA, E.; J.M., HAMLETT; ROBILARD, P. D.; DAY, R. L. A Comprehensive GIS-BASED modeling approach for predicting nutriente loads in watersheds. **J. of Spatial Hydrology**. v. 2, n. 2, 2002.

FARINASSO, M., CARVALHO JUNIOR, O.A., GUIMARÃES, R.F., GOMES, R.A.T., RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do alto Parnaíba – PIMA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. n. 2, p. 73-85, 2006.

FAULKNER, W.B.; SHAW, B.W. Review of ammonia emission factors for United States animal agriculture. **Atmos. Environ.** v.42, p.65-67, 2008.

FILOSO, S., MARTINELLI, L. A., HOWARTH, R. W., BOYER, E. W., DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, v.79, v.1, p.61–89. 2006.

FILOSO, S., MARTINELLI, L.A., WILLIAMS, M.R., LARA, L.B., KRUSCHE, A., BALLESTER, M.V., VITORIA, R., CAMARGO, P. B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**. v.65, p. 275–294, 2003.

FOX, L. E. A model for inorganic control of phosphate concentrations in river waters. **Geochim. Cosmochim. Acta**, v. 53, p. 417–428, 1989.

FUJIHARA, A. K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do Oeste Paulista com suporte em geoprocessamento**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME. **Portal hidrológico do Ceará**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acesso em: 10 de dezembro de 2016.

FURUYA, W. FURUYA, V. R. B.; NAGAE, M. Y.; GRACIANO, T. S.; MICHELATO, M.; ZAVIER, T. VIDAL, L. Nutrição de Tilápias no Brasil. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 11, n. 19, 2012.

GALDINO, S. J.; MARTINS, C. H. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional de um município de pequeno porte. **TECNO-LÓGICA**, v. 20, n. 1, p. 01-08, 2016.

GALLOWAY, J.; ABER, J. D.; ERISMAN, J. W.; SEITZINGER, S. P.; HOWAETH, R.; COWLING, E. B.; COSBY JR., BERNARD. The nitrogen Cascade. **Bioscience**. v. 53, n.4, 2003.

GREENLAND, D.J., LAL, R. **SOIL Conservation and Management in the Humid Tropics**. Willey, Chischester, 1977.

GURGEL, G. C. DE S.; FERRARI, A. C.; FONTANA, A.; POLIDORO, J. C.; COELHO, L. DE A. M.; ZONTA, E. Volatilização de amônia proveniente de fertilizantes minerais mistos contendo ureia. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.51, n.9, p.1686-1694, 2016.

HAITH, D.A.; SHOEMAKER, L.L. Generalized Watershed Loading Functions for Stream Flow Nutrients. **Water Resources Bulletin**, v.23, n.3, p. 471-478, 1987.

HELMERS, M. J.; ZHOU, X.; BAKER, J. L.; MELVIN, S. W.; LEMKE, D. W. Nitrogen loss

on tile-drained Mollisols as affected by nitrogen application rate under continuous corn and corn-soybean rotation systems. **Canadian Journal of Soil Science**, v.92, n.3, p. 493-499. 2012.

HOAGLAND, P.; ANDERSON, D. M.; KAORU, Y.; WHITE, A. W. The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Need. **Estuaries** v.25, n.4, 2002.

HOUSE, W. A.; DENISON, F. H. Exchange of Inorganic Phosphate between River Waters and Bed-Sediments. **Environ. Sci. Technol.**, v. 36, p. 4295-4301, 2002.

HUANG, J.; ZHAN, J.; YAN, H.; WU, F.; DENG, X. Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A Case Study in The Chaohu Lake Basin. **The Scientific World Journal**, vol. 2013, 2013.

KANAKIDOU, M.; MYRIOKEFALITAKIS, S.; DASKALAKIS, N.; FANOUGARKIS, G.; NENES, A.; BAKER, A.; TSIGARIDIS, K.; MIHALOPOULOS, N. Past, present and future atmospheric nitrogen deposition. **J. Atmos. Sci.**, v.73, n. 5, 2016.

KLEIN, C.; AGNE, S.A.A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.8, n.8, p. 1713-1721, 2012.

KIM, M. K.; KWON, S.I.; JUNG, G.B.; KIM, M.Y.; LEE, S.B.; LEE, D.B. Phosphorus losses from agricultural soils to surface waters in a small agricultural watershed. **Biosystema Engineering**, v. 109, n. 1, p. 10-14, 2011.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M.; SENA, D.; MAIA, L. P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environ. Monitor. Asses.** p. 141, 149, 2008.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. da. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Eng Sanit Ambient**, v.16 n.4, 2011.

LESSA, A. C. da R.; SILVA, E. B.; PAREDES, D. da S.; OTONI, R. de F.; SAMPAIO, G. de C.; MADARI, B. E.; ALVES, B. J. R. Emissões de N²O e volatilização de NH₃ de excretas bovinas em latossolo sob pastagem no Cerrado. VIII **Reunião Brasileira de Biologia do Solo**. Guarapari – ES, Brasil, 2014.

LI, D.; JIANG, X.; WANG, J. WANG, K. ZHENG, B. Effect of Sewage and Industrial Effluents on Bacterial and Archaeal Communities of Creek Sediments in the Taihu Basin. **Water**, v.9, n.6, 2017.

LIMA, B. P. MAMEDE, G. L.; NETO LIMA, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.1, p. 125-135, 2018.

LI, H.; WANG, C.; HUANG, X.; HUG, A. Spatial Assessment of Water Quality with Urbanization in 2007–2015, Shanghai, China. **Remote Sensing**, v.10, n.7, 2018.

LI, R. H.; LIU, S. M.; ZHANG, G. L.; REN, J. L.; ZHANG, J. Biogeochemistry of nutrients in an estuary affected by human activities: The Wanquan River estuary, eastern Hainan Island, China. **Cont. Shelf Res.**, v.57, n.18, 2012.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014.

LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; TEIXEIRA, A.S.; CAITANO, R.F.; CHAVES, L.C.G. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 5, n. 2, p. 88 – 96, 2011.

LOVETT G.M. AND RUETH H. 1999. Soil nitrogen transformations in Beech and Maple stands along a nitrogen deposition gradient. **Ecol. Appl.** v.9, p. 1330–1344, 1999.

MACHADO, W.; MOSCATELLI, M.; REZENDE, L.G.; LACERDA, L.D. Mercury, zinc and copper accumulation in mangrove sediments affected by landfill wastewater. **Environmental pollution** v.120, n.2, p. 455-461, 2002.

MACHADO, V. J.; SOUZA, C. H. E. de.; ANDRADE, B. B. de.; LANA, R. M. Q.; KORNDORFER, R. M. Q. Curvas de disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico. **Biosci. J.**, v. 27, n. 1, p. 70-76, 2011.

MALAVOLTA, E.; DANTAS, J.P. Nutrição e adubação do milho. In: Paterniani, E. (ed.). **Melhoramento e Produção do Milho no Brasil**. 2º ed., Fundação Cargill, São Paulo, p: 429-479, 1980.

MALVE, O.; TURO, H.; TATTARI, S.; VAISANEN, S.; HUTTUNEN, I.; KOTAMAKI, N.; KALLIO, K.; TASKINEN, A.; KAUPPILA, P. Participatory operations model for cost-efficient monitoring and modeling of river basins — A systematic approach. **The Science of the total environment**, v.540, 2015.

MARANHO, L. A.; BOTELHO, R. G.; NOGUEIRA, L. DE A.; TORNISLEIO, V. L. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. **Eng Sanit Ambient.** v.22 n.1, 2017.

MERRIMAN, K. R.; RUSSELL, A. M.; RACHOL, C. M.; DAGGUPATI, P.; SRINIVASAN, R. HAYHURST, B. A.; STUNTEBECK, T. D. Calibration of a Field-Scale Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model with Field Placement of Best Management Practices in Alger Creek, Michigan. **Sustainability**, v.10, n.3, 2018.

MATTOS JUNIOR, D. de; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J.A. Perdas por volatilização do nitrogênio fertilizante aplicado em pomares de citros. **Laranja**, v.23, p.263-270, 2002.

MIZERKOWSKI, B.; MACHADO, E.; NILVA, B.; GALLUCI, M. N.; VIEIRA, B. K. Environmental water quality assessment in Guaratuba Bay, state of Paraná, southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.60, 2012.

- MOLISANI, M. M.; ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. **Quím. Nova**, v. 36, 2013.
- MORAES, J. E., QUINÁIA, S. P., TAKATA, N. H., FURSTENBERGUER, C. B., Determinação do índice de fluoreto em águas de abastecimento público em municípios da região centro-sul do Paraná. **Ambiência – Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 5, n.2, p.233-245, 2009.
- NARVAEZ-SOLARTE, W. V.; PEZZATO, A. C.; PEZZATO, L. E.; BARROS, M. M.; POLYCARPO, G. V. Desempenho da tilápia-do-Nilo arraçoada com dietas contendo farinha de sangue bovino atomizado ou convencional. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**. v. 33, n. 3, p. 295-300, 2011.
- NIRAULA, R.; KALIN, L.; SRIVASTAVA, P.; ANDERSON, C. J. Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF. **Ecological Modelling**. v.268, p.123-133, 2013.
- OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p. 211-217, 2004.
- OLE HJELMAR, ANDERSEN, L., HANSEN, J.B., VKI, DENMARK. Leachate emissions from landfills. Final Report. **Swedish Environmental Protection Agency**, Stockholm, Sweden, 2000.
- OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim**. 2007. 129 f. Dissertação Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- OSTI, J.; MUNIQUE, M.; CLOVIS, C.; CACILDA, M. Nitrogen and phosphorus flux from the production of Nile tilapia through the application of environmental indicators. **Brazilian Journal of Biology**, v.78, 2017.
- PAERL, H. W. Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. **Estuaries and Coasts**, v.32, n.4, 2009.
- PAULA, F.C.F.; LACERDA, L.D.; MARINS, R.V.; AGUIAR, J.E.; OVALLE, A.R.C.; FALCÃO FILHO, C.A.T. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio de Contas, Bahia. **Química Nova**. v. 33, n.1, p.70-75, 2010.
- PAULA FILHO, F. J. de. **Avaliação integrada da bacia de drenagem do rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas**. 2014. 192 f. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto Ciências do Mar, Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- DE PAULA FILHO, F. J., ROCHA, F.C. & ANDRADE, E.M. Estimativa de carga de nutrientes por fontes naturais e antrópicas do Alto Jaguaribe. In: **Congresso Técnico**

Científico da Engenharia e da Agronomia. Anais, Fortaleza, p. 235-240, 2015.

PEREIRA, D. R.; MARTINEZ, M. A. PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. DA. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14-37, 2016.

PIMENTA, M. E. S. G.; OLIVEIRA, M. M. DE.; LOGATO, P. V. R.; PIMENTA, C. J.; FREATO, T. A. Desempenho produtivo e digestibilidade pela tilápia do NILO (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) alimentada com dietas suplementadas com níveis crescentes de silagem ácida de pescado. **Ciênc. agrotec.** vol.32, n.6, p.1953-1959, 2008.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. H.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios e interfaces.** São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP), 2015.

PRADO, R.B; NOVO, E. M. M. Avaliação espaçotemporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Revista Sociedade; Natureza**, ano 19, n. 37, p. 5-18, 2007.

WANG, L.; FLANAGAN, D. C.; WANG, Z.; CHERKAUER, K. A. Climate Change Impacts on Nutrient Losses of Two Watersheds in the Great Lakes Region. **Water**, v. 10, n.4, 2018.

RASTETTER, N., ROTHHAUPT, K.O.; GERHARDT, A. Ecotoxicological Assessment of Phosphate Recyclates from Sewage Sludges. **Water Air Soil Pollution**, v. 228, n.171, 2017.

RESENDE, Á. V. de. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Planaltina: **EMBRAPA Cerrados**. p. 29, 2002.

REZENDE, J.H.; CARBONI, M.; MURGE, M. A. T.; CAPPS, A. L. DE A. P.; TEIXEIRA, H. L.; SIMÕES, G. T. C.; RUSSI, R. R.; LOURENÇO, B. L. R.; OLIVIEIRA, C. A. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Eng Sanit Ambient.**, v.18 n.1, 2013.

RIBEIRO, M. O.; CECHIN, A.; NOLETO, R. B. Desempenho de alevinos de tilápia (*Oreochromis niloticus*) submetidos a diferentes fontes de alimentação. **Acta Iguazu, Cascavel**, v.3, n.1, p. 135-143, 2014.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng. Sanit. Ambient.** v.22, n.6. 2017.

ROMAN, E.; EKHOLM, P.; SIRKKA, T.; JARI, L.; NIINA, K. Catchment characteristics predicting nitrogen and phosphorus losses in Finland. **River Research and Applications**, v.34, n.5, 2018.

SANTOS, G. O.; MOTA, F. S. B. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza/CE Dispostos no Aterro Sanitário de Caucaia/CE. **Rev. Tecnol.** Fortaleza, v. 31, n. 1, p. 39-50, 2010.

SCHMIDT, C. A.; CLARK, M. W. Evaluation of a Denitrification Wall to Reduce Surface Water Nitrogen Loads. **Journal of environmental quality**, v.41, p.724-731. 2012.

SCHINEIDERMAN, E.; JARVINEM, M.; JENINGS, E.; MAY, L.; MOORE, K.; NADEM, P. S.; PIERSON, D. Modeling the Effects of Climate Change on Catchment Hydrology with the GWLF Model. Aquatic Ecology Series, **Springer, Dordrecht**, v. 24, 2010.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: An analysis of global change**. 2nd ed.: Academic Press, 1997.

SCHLESINGER, W.; HARTLEY, A. A global budget for atmospheric NH₃. **Biogeochemistry**, v.15, n.3, p.191–211, 1992.

SCHILLER, A. DA. P.; SCHWANTES, D.; GONÇALVES, A. J.; CAMPAGNOLO, M.; MANFRIN, J.; DULLIUS, T.; ALEIXO, V.; RICHART, A.; SOUZA, E. T. Spirodela Polyrhiza na fitorredemediação e pós-tratamento de efluentes domésticos. **Revista de Estudos Ambientais**. v.19, n.17, 2018.

SENDACZ, S.; MONTEIRO JUNIOR, A. J.; MERCANTE, C.T.J.; MENEZES, L.C.B. Cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do alto tietê (cabeceiras e guarapiranga). **Hydrological Dynamic**. 2005.

SENGUPTA, S.; NAWAZ, T. BEAUDRY, J. Nitrogen and Phosphorus Recovery from Wastewater. **Current Pollution Reports**, v. 1, 2015.

SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, v.237, p.287-307, 2001.

SHARPLEY, A.N.; TUNNEY, H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 176-181, 2000.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v.22, p.464-475, 2007.

SMIL, V. Nitrogen cycle and world food production. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, v.31, p. 126–131. 2002.

SIMARD, R.R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P.M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 97-105, 2000.

SILVA, L.F. **Solos Tropicais: Aspectos Pedológicos, Ecológicos e de Manejo**. Terra Brasilis Editora, São Paulo, 1996.

SILVA, A. G. R.; SENA, M. G. T.; LEDO, E. R.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará, Brasil. **V Congresso brasileiro de educação ambiental aplicada e gestão territorial**, 2016.

SILVA FILHO, E. V.; SELLA, S. M.; SPINOLA, E. C.; SANTOS, I. R.; MACHADO, W.; LACERDA, L. D. Mercury, zinc, manganese, and iron accumulation in leachate pond sediments from a refuse tip in Southeastern Brazil. **Journal Micrichem.** p. 196, 2006.

SILVA, J. R. C. **Perdas de solo e produção de sedimentos.** Piracicaba, São Paulo. 125 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo. 1978.

SOUPIR, M. L.; HOOVER, N. L.; MOORMAN, J. Y.; BEARSON, B. L. Impact of temperature and hydraulic retention time on pathogen and nutrient removal in woodchip bioreactors. **Ecological Engineering.** v.112, p.153–157, 2018.

SUCUPIRA, P. A. P.; PAULINO, W. D.; ALEXANDRE, D. M. B.; FERREIRA, A. C. S. Estimativa da carga difusa de nutrientes na bacia hidrográfica e hidráulica de alguns açudes do estado do Ceará, Brasil. **IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste,** 2018.

STAFANATO, J. B.; GOULART, R. DE S.; ZONTA, E.; LIMA, E.; MAZURI, N.; PEREIRA, C. G.; SOUZA, H. N. Volatilização de amônia oriunda de Uréia pastilhada com micronutrientes em ambiente controlado. **R. Bras. Ci. Solo,** v.37, p. 726-732, 2013.

STEVENS, C. J.; DAVID, T. I.; STORKEY, J. Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. **Functional Ecology.** v.32, p.1757–1769. 2018.

TASCA, F.A.; ERNANI, P.R.; ROGERI, D.A.; GATIBONI, L.C.; CASSOL, P.C. Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.35, p.493-502, 2011.

TORRES, J.; MATA, D. I.; SANCHEZ, A.; TENORIO-ESPINOZA, A.; BARBA, E. Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. **Revista de biología tropical.** v.66, n.2, 2018.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Eng. Sanit. Ambient.,** v.19, n.3, 2014.

UUEMAA, E.; PALLISER, C. C.; HUGHES, A. O.; TANNER, C. C. Effectiveness of a Natural Headwater Wetland for Reducing Agricultural Nitrogen Loads. **Water,** v.10, n. 3, 2018.

VASCONCELOS, V. H. F. de. **Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo para os principais açudes da bacia hidrográfica do Rio Seridó, RN.** 60f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

VIDAL, T.F.; NETO, J.C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v. 18, n. 4, p. 402-407, 2014.

VIDAL, M. F. Panorama da piscicultura no Nordeste. Caderno Setorial, **Escritório Técnico**

de Estudos Econômicos do Nordeste – ETENE, ano 1, n.3, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. In: Agriculture handbook. Washington, United States Department of Agriculture. 1978.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dissertação foi realizada utilizando dados obtidos nos anos de 2009 a 2016, abordando dados qualitativos e quantitativos do reservatório artificial General Sampaio. Ela foi dividida em dois estudos diretamente ligados que relacionam a qualidade da água do reservatório com o uso e ocupação do solo. O primeiro estudo trata de como o uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente afetam a qualidade da água. O segundo relaciona os atributos de diversos fatores para calcular o aporte anual de fósforo e nitrogênio no reservatório.

Os dados de qualidade da água do reservatório demonstram que o mesmo sofre impactos de ações antrópicas de maneira recorrente, isso é ainda afetado pelos fatores climáticos da região, característicos do semiárido brasileiro.

Os atributos avaliados foram: Nitrogênio, Fósforo, Transparência e Clorofila-a. Foram feitas coletas de 2014 a 2016 pelo Grupo de Pesquisa MASSA e os dados de 2009 a 2013 foram obtidos na página da Companhia de Gestão do Recursos Hídricos – COGERH. Para os dados de alimentação dos modelos Generalized Watershed Loading Function - GWLF e determinação de fatores de emissão de fontes naturais e antrópicas foram utilizadas dados adquiridos pela COGERH, IBGE e da literatura científica. Também foram utilizados o Modelo Digital de Elevação (SRTM) e imagens dos satélites Landsat 5, 7 e 8.

Para os fatores de emissão, os aportes de nutrientes (N e P) oriundos de atividades antrópicas superaram os aportes naturais. Os efluentes domésticos foram o terceiro fator de fonte antrópica que mais aporta nutrientes e a Denudação física e química dos solos como a principal fonte do aporte de nitrogênio e fósforo para os fatores naturais.

Em relação a análise das Áreas de Preservação Permanente, observou-se que em média 61% da área total foram classificadas como solo exposto no período do estudo, mostrando irregularidade quanto à determinação em lei.

Os parâmetros qualitativos da água foram afetados pelo uso e ocupação das APP's, com destaque para as relações significativas das áreas de Solo exposto com Transparência (-0,53) e com Clorofila-a (0,43).

A ACP indicou que a presença de vegetação explica as variações dos níveis de transparência na água.

Os resultados mostraram que o fluxo modelado e as cargas de nutrientes estão dentro de intervalos relatados na literatura assim, além de refletirem as condições observadas na bacia em estudo.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2018.
- ALBUQUERQUE, A.; LOMBARDI NETO, F. SRINIVASAN, V. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 25, 2001.
- ANDERSON, K. A.; DOWING, J. A. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.176, n.1, p. 351–374. 2006.
- ANDRADE, E. M.; SENA, M. G. T.; SILVA, A. G. R.; PEREIRA, F. J. S. P.; LOPES, F. B. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@mbiente On-line**. v. 10, n. 2, 2016.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation**. 21st ed., Washington, USA. 2005.
- ARAÚJO, J. C.; PIEDRA, J. I. G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes**. v.23, n.8, 2009.
- _____.BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 30 Nov. 2017.
- BRESSANE, A.; MOCHIZUKI, P. S.; ROVEDA, J. A. F.; SALVADOR, N. N. B. Sistema de apoio à gestão de áreas verdes na preservação permanente de corpos hídricos urbanos. **Ciência Florestal**, v. 26, n.3, 2016.
- BUSSE, L. B.; SIMPSON, J. C.; COOPER, S. D. Relationships among nutrients, algae, and land use in urbanized southern California streams. *Canada Journal Fish.* **Aquatic Science**. v. 63, 2006.
- CAVALCANTE, H.; CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; SILVA, D. de L.; BARBOSA, J. E. de L. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. **Journal Hyperspectral Remote Sensing**. v.7, n.7, 2017.
- CAMPAGNOLO, K; SILVEIRA, G. L. da; MIOLA, A. C.; SILVA, R. L. L. da. Área de Preservação Permanente de um rio e análise da legislação de proteção da vegetação nativa. **Ciência Florestal**. v.27, n. 3, 2017.
- CHOU, J. S.; HO, C. C.; HOANG, H. S. Determining quality of water in reservoir using

machine learning. **Ecological informatics**. v.44, 2018.

COCCO, J.; GALVANIN, E. A. dos S.; RIBEIRO, G. H. V.; NASCIMENTO, D. de L. Land use/land cover analysis in the Permanent Preservation Areas at the springs of the sub-basin from Mato Grosso State-Brazil. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria v.38 n.3, 2016.

COELHO, R. C. R. P.; BUFFON, I; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente; Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n.1, 2011.

CORBETT, E. S.; Lynch, J. A.; Management of stream-sides zones on municipal watersheds. In: Riparian Ecosystems and their management. USDA, Forest Service **General Technical Report**. v.120, p.187-190, 1985.

_____.COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. Bacias Hidrográficas, Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/bacia-hidrograficas>. Acesso em 30 Nov. 2016.

DANCEY, Christine & REIDY, John. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 2006.

DOMINGUES, A. L.; NISSINEN-LIPP, K. H.; MIRANDAS, L. S.; BURIOLI, G. A. Delimitação da área de preservação permanente da Lagoa dos Gateados, na planície costeira do Rio Grande Do Sul (RS), utilizando séries de imagens de satélite e dados hidrológicos históricos. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.8, n.3, 2015.

_____.EMBRAPA. Mapa de solos do Brasil. 2001. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php . Acesso em: 10 nov. 2016.

EUGENIO, FC; SANTOS, A. R.; LOUZADA, F.L.R.O.; MOULIN, J.V. Confronto do uso e cobertura da terra em áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do rio alegre no município de Alegre, Espírito Santo. **Engenharia Ambiental**, v.7, p. 110-126, 2010.

FRANCELINO, M. R.; SILVA, J. A. Impact of average slope on the delimitation of permanent preservation áreas. **Floresta e Ambiente**. v.21, n.4, 2014.

GANEM, K. A. BAPTISTA, G. M. de M.; ROCHA, W. J. S. F.; VASCONCELLOS, R. N.; ROSA, M. R.; SOUZA, T. M. Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação da cobertura da terra de uma área da Caatinga utilizando o google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, Edição de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, v. 69, n. 6, 2017.

GUERREIRO, M. J. S.; ANDRADE, E. M.; ABREU, I.; LAJINHA, T. Long-term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **International Journal of Climatology**. v.33, n.14, 2013.

GUOQING, L.; XIAOYU, MIAO; JIDONG, D. ZHENG, X. Temporal Evolution of Water Quality in the Typical Semiarid Region. **Procedia Environmental Sciences**. v.12, 2012.

HAMLAT, A.; GUIDOUM, A.; KOULALA, I. Status and trends of water quality in the Tafna

catchment: a comparative study using water quality indices. **Journal Water Reuse; Desalination**, v. 7, n. 2, 2017.

HANSEN, C. H.; BURIAN, S. J.; DENNISON, P. E.; WILLIAMS, G. P. Spatiotemporal Variability of Lake Water Quality in the Context of Remote Sensing Models. **Remote Sensing**, v. 9, n. 5, 2017.

HOFF, R. PAULETTO, H.; ALBERTI, R. FARIAS, A. R. Sustainable Viticulture: Geotechnologies for Update Permanent Preservation Areas In the Serra Gaúcha Wine Region, Brazil. **American Journal of Environmental Engineering**. v.6, n. 5, 2016.

HUANG, J.; ZHAN, J.; YAN, H.; WU, F.; DENG, X. Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A Case Study in The Chaohu Lake Basin. **The Scientific World Journal**, v. 2013. 2013.

KNIPPER, K.; HOGUE, T. SCOTT, R. FRANZ, K. Evapotranspiration Estimates Derived Using Multi-Platform **Remote Sensing in a Semiarid Region**. v.9, n.3, 2017.

MAHESSAR, A. A.; QURESHI, A. L.; URSANI, H. TUNIO, I; KANDHRO, B. MEMON, S. A. Environmental Concerns for Water Consumption from Polluted Water Bodies in Watershed Area of Sindh Province. **Journal of Pollution Effects; Control**, v.5, n.4, 2017.

MAANE-MESSAI, S.; LAIGNEL, B.; MOTELAY-MASSEI, A.; MADANI, K.; CHIBANE, M. Spatial and Temporal Variability of Water Quality of an Urbanized River in Algeria: The Case of Soummam Wadi. **Water Environment Research**. v.82, n. 8, 2010.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. **Journal of Climate**. v.26, n. 22, 2013.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M de S.; BELLO, I. P.; FIA, R. OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Eng Sanit Ambient.**, v.21 n.3, p. 519-534, 2016.

NEVES, C. B.; CASTRO, S. S.; SANTOS, N.; BORGES, R. O.; Análise das relações entre solos, relevo e a legislação ambiental para a delimitação das Áreas de Preservação Permanente: o exemplo da alta bacia do ribeirão João Leite, Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.10, n.1, 2009.

OLIVEIRA, G. C.; FILHO FERNANDES, E. I. Metodologia para delimitação de APPs em topos de morros segundo o novo Código Florestal brasileiro utilizando sistemas de informação geográfica. Anais **XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

PEREIRA, B. W. F.; MACIELL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; ALVES, M. A. M. S.; RIBEIRO, A. M.; FERREIRA, B. M.; RIBEIRO, E. G. P. Uso da terra e degradação na qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi, PA, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, v. 11 n. 2 Taubaté, 2016.

PERTESEN, J. C.; JUSTUS, B. G.; MEREDITH, B. J. Effects of Land Use and Associated

Factors On Biological Communities of Small Streams in the Illinois River Basin of Arkansas. U.S. **Geological Survey**, 2014.

REIS, R.B.; CARDOSO, P. V.; CRUZ, C. B. M.; VICENS, R. S. Mapeamento e caracterização das Áreas de Preservação Permanente (APPs) na Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico Leão Dourado. Anais **XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2009. Disponível: <http://mar.te.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.13.37/doc/5397-5404.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2018.

RIBEIRO, T. G.; BOAVENTURA, G. R.; CUNHA, L. S. da; PIMENTA, S. M. Estudo da qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, bacia hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v.30, n.1, p. 84 - 94, 2016.

SALEMI, L. F. GROppo, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M. de; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L. A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de Áreas de Preservação Permanente ao longo dos corpos da água. **Revista do Instituto Florestal**. v. 23, 2011.

SANGUESA, C.; PIZARRO, R.; IBANEZ, A.; PINO, J.; RIVERA, D.; GARCIA-CHEVESICH, P.; INGRAM, B. Spatial and Temporal Analysis of Rainfall Concentration Using the Gini Index and PCI. **Journal Water**, v.10, n.2, 2018.

SARZAEIM, O. B. H.; MEHDIPOUR, E. F.; LOÁICIGA, H. A. Climate change outlook for water resources management in a semiarid river basin: the effect of the environmental water demand. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, 2017.

SAVAGE, C.; LEAVITT, P. R.; ELMGREN, R. Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. **Limnol. Oceanogr.** v.55, n.3, 2010.

SCHAFFER, A. E.; MARCHETT, C. A.; SCHUH, S. M.; AHLERT, S.; LANZER, R. M. Morphological characterization of eighteen lakes of the north and middle coast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Acta Limnológica Brasiliensia**. Rios Claros, v. 26, n. 2, 2014.

SCHNEIDER, A.; KELLY, L.; CHRISTOPHER, K. Impacts of Urbanization on Ecosystem Goods and Services in the U.S. Corn Belt. **Journal Ecosystems**. v.15, 2012.

SILVA, M. A. O.; LIPORACE, F. DOS S. Detecção automática de nuvem e sombra de nuvem em imagens de sensoriamento remoto. **Bol. Ciênc. Geod.**, v. 22, n. 2, 2016.

SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015.

THOME, K. J. Absolute radiometric calibration of Landsat 7 ETM+ using the reflectance-based method. **Remote Sensing of Environment**, v. 78 p. 27-38, 2001.

TSUJII, K. P.; RIBEIRO, A. C. C.; CARNEIRO, V. A.; NETO SILVA, C. M.; GONÇALVES, B. B. Uso e ocupação das áreas de preservação permanentes no sudoeste Goiano. **Revista de Geografia**. Universidade Federal de Pernambuco -UFPE. v. 31, n. 3, 2014.

VALE, J. R. B.; COSTA, J. A.; SANTOS, J. F. dos; SILVA, E. L. S. da; FAVACHO, A. T.

Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **InterEspaço**, v. 4, n. 13, p. 26 – 44, 2018.

WONG, W. W.; POTTAGE, J. WARRY, F. Y.; REICH, P.; ROBERTS, K. L.; GRACE, M. R.; COOK, P. L. M. Stable isotopes of nitrate reveal different nitrogen processing mechanisms in streams across a land use gradient during wet and dry periods. **Biogeosciences Discuss.** 2017.

YIN, J.; LIU, H.; CHEN, X. Dynamic Change in the Water-Level Fluctuation Zone of the Danjiangkou Reservoir and Its Influence on Water Quality. **Sustainability**. v.10, n.4, 2018.

ZHANG Z.; CHEN. Y.; WANG, P.; SHUAI, J.; TAO, F.; SHI, P. River discharge, land use change, and surface water quality inthe Xiangjiang River. **Hydrological Processes**, China, v.28, n.13, 2014.