

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
Campus MACAÉ - PROFESSOR ALOÍSIO TEIXEIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
CONSERVAÇÃO

Avaliação dos fatores que influenciam na
dinâmica de nutrientes, material particulado e
vazão em pequenas bacias hidrográficas.

Stephanie Freitas Couto de Magalhães

2017

Avaliação dos fatores que influenciam na dinâmica de nutrientes, material particulado e vazão em pequenas bacias hidrográficas.

Stephanie Freitas Couto de Magalhães

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Professor Aloísio Teixeira-Macaé como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação

Orientador: Prof. Dr. Maurício Mussi Molisani
Coorientador: Prof. Dr. Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão

Macaé

Junho de 2017

Avaliação dos fatores que influenciam na dinâmica de nutrientes, material particulado e vazão em pequenas bacias hidrográficas.

**Stephanie Freitas Couto de
Magalhães**

Maurício Mussi Molisani

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Professor Aloísio Teixeira- Macaé como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação

Aprovada por:

Presidente, Prof..

Prof (a). _____

Prof (a). _____

Prof (a). _____

Prof (a). _____

Magalhães, Stephanie Freitas Couto

Avaliação dos fatores que influenciam na dinâmica de nutrientes, material particulado e vazão em pequenas bacias hidrográficas. / Stephanie Freitas Couto de Magalhães. - Macaé: UFRJ, Campus Macaé, 2017.

vii, 67.:il.

Orientador: Maurício Mussi Molisani

Coorientador: Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ Campus Macaé/ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2017.

Referências Bibliográficas: f. 51- 60.

1. Bacias hidrográficas e rios. 2. Geotecnologia. 3. Geomorfologia. 4. Uso da terra. 5. Concentração, fluxo e rendimento de nutrientes, MPS e água. I. Molisani, Maurício Mussi. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. Avaliação dos fatores que influenciam na dinâmica de nutrientes, material particulado e vazão em pequenas bacias hidrográficas.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xvi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Bacias hidrográficas e ambientes fluviais.....	1
1.2. Hidrologia florestal: o papel da vegetação na quantidade da água numa bacia.....	4
1.3. Uso da terra e qualidade da água superficial	6
2. OBJETIVOS.....	10
2.1. Objetivo Geral	10
2.2. Objetivos específicos.....	10
3. METODOLOGIA.....	11
3.1. Área de estudo	11
3.2. Geotecnologia.....	14
3.2.1. Modelo digital do terreno hidrologicamente corrigido.....	14
3.2.2. Coeficiente de compacidade e fator de forma	14
3.2.3. Mapas temáticos	15
3.3. Amostragem de parâmetros físico-químicos das sub-bacias hidrográficas.....	17
3.4. Análise dos dados	20
4. RESULTADOS	21
4.1. Características físicas e uso da terra das sub-bacias hidrográficas.....	21
4.2. Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise espacial.....	29

4.3.	Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise temporal.....	35
4.4.	Fatores que determinam a qualidade e quantidade das águas das sub-bacias do rio Sana.....	39
5.	DISCUSSÃO	43
5.1.	Características físicas e uso da terra das sub-bacias hidrográficas	43
5.2.	Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise espacial	44
5.3.	Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise temporal	46
5.4.	Fatores que determinam a qualidade e quantidade das águas das sub-bacias do rio Sana	47
6.	CONCLUSÃO.....	50
7.	REFERÊNCIAS	51
8.	APÊNDICES	61

*Dedico este trabalho a minha amada filha Sofia, que foi a
fonte de inspiração para esta etapa da minha vida e ao
meu querido companheiro Vinicius, que me apoiou e me
ajudou nesta conquista*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer,

A todos que estiveram ao meu lado durante este período. Em especial a minha família, primeiramente ao meu companheiro Vinicius que me ajudou e me apoiou em todos os momentos, principalmente nas diferentes oportunidades que ficou com a nossa filha para que eu pudesse concluir a dissertação e a Jane e ao Péricles que também me ajudaram muito com a Sofia;

Ao meu pai e a Vania que mesmo distante sempre me apoiaram e incentivaram, e a minha mãe e minha avó pelo carinho.

Ao meu orientador pela oportunidade, as idas a campo, a orientação para construção deste trabalho e a troca de conhecimento, que fez com que hoje eu tenha um novo olhar sobre a ciência e o cenário ambiental;

A Lua, que teve toda a paciência comigo me ensinado os procedimentos do laboratório e me acompanhando no campo em diferentes oportunidades, bem como a Larissa que sempre esteve ao meu lado me incentivando e ajudando no que eu precisasse;

A Maira e a Isabela pelas análises químicas, que foram de extrema importância para o desenvolvimento do trabalho;

A toda equipe do PPGCIAC, em especial a Ana Petry pela paciência e por ter me ensinado um pouquinho de estatística, e a querida Marla;

A CAPES pelo financiamento que fez este mestrado possível;

A banca de dissertação (Marcos Paulo e Salomão) pelas sugestões e críticas construtivas que contribuíram para um melhor direcionamento do trabalho e que me trouxe um coorientador que me ajudou na construção da dissertação;

RESUMO

A cobertura florestal em bacias com alta declividade tem funções eco hidrológicas que minimizam os efeitos decorrentes das características naturais, como a redução na produção e transporte de sedimentos e nutrientes, contribuindo para manutenção da quantidade e qualidade da água nos rios. Entretanto a substituição da vegetação natural por áreas de agricultura, pastagem, centros urbanos, entre outros, estão ocasionando diferentes impactos ambientais como no balanço hídrico, na degradação do solo e na qualidade das águas. Dentro deste contexto está a bacia hidrográfica do rio Sana, que também passa por alterações antrópicas que podem vir a refletir numa mudança na descarga, no aumento de nutrientes e materiais em suspensão para bacia do Rio Macaé. Por isso, o entendimento da dinâmica hidrológica e de materiais nestes ambientes é importante a fim de garantir o uso sustentável e a preservação da vida nos ecossistemas aquáticos. Este estudo por meio dos Sistemas de Informações Geográficas realizou a caracterização morfométrica (área, perímetro, declividade média, coeficiente de compactidade e índice de forma) e de uso do solo em onze sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Sana. Nestas sub-bacias, se mediu mensalmente durante um ano, a vazão, as partículas em suspensão, as concentrações de nutrientes, fluxos e rendimentos dos rios, a fim de avaliar a relação entre uso do solo e geomorfologia com a dinâmica hidrológica e de materiais. Os resultados evidenciaram aspectos importantes, como ausência ou pequena variação espacial das concentrações de materiais particulados entre os rios, onde as maiores concentrações de nutrientes foram encontradas no período chuvoso. A vazão e declividade apresentaram uma relação negativa com as concentrações e rendimentos de material particulado, enquanto que para os rendimentos de nutrientes e água foi observada uma forte influência das características geomorfológicas. As mudanças do uso da terra, com exceção da urbanização não foram relacionadas com as concentrações de nutrientes, fluxos e rendimentos. O uso preponderante encontrado nas sub-bacias foi cobertura florestal, onde a conversão para áreas urbanizadas mostra um cenário tendencioso para poluição dos rios, apesar do monitoramento mensal ter indicado uma boa qualidade da água e um comportamento hidrológico semelhante entre as sub-bacias.

Palavras-chave: uso da terra, geomorfologia, balanço de materiais, bacias hidrográficas montanhosas

ABSTRACT

Forest cover in high declivity basins has eco-hydrological functions that minimize the effects of natural features, such as reduction in sediment and nutrient production and transport, contributing to the maintenance of water quantity and quality in rivers. However, the replacement of natural vegetation by agriculture, pasture, urban centers, among others, are causing different environmental impacts such as water balance, soil degradation and water quality. Within this context, the Sana's River basin is also undergoing anthropic alterations that may reflect a change in the discharge, increase of nutrients and suspended materials for the Macaé River basin, so the understanding of hydrological dynamics and Materials in these environments is important for the sustainable use and preservation of life in aquatic ecosystems. This study, through the Geographic Information Systems, performed the morphometric characterization (area, perimeter, mean slope, compactness and shape coefficient) and land use in eleven sub basins that are part of the Sana river basin, as well as measured monthly for one year, flow, particulate matter and nutrient concentrations, flows and yields of rivers, in order to evaluate the relationship between land use and geomorphology with hydrological and material dynamics. The results evidenced important aspects, such as absence or small spatial variation of material concentrations between rivers, where the highest concentrations of nutrients were found in the rainy season. The flow and declivity presented a negative relation with the concentrations and yields of particulate matter, whereas for the nutrient and water a strong influence of the geomorphological characteristics was observed on the yields. Changes in land use, with the exception of urbanization, were not related to nutrient concentrations, flows, and yields. The preponderant use found in the sub-basins was forest cover, where conversion to urbanized areas shows a biased scenario for river pollution, although monthly monitoring indicated good water quality and a similar hydrological behavior among sub-basins.

Keywords: land use, geomorphology, material balance, mountainous river basins

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da área de estudo inserida no município de Macaé-RJ (Fonte: Nunes et al., 2004).....	12
Figura 2: Dados da estação pluviométrica localizada na barra do Sana no período de 2015 e 2016 (Fonte: INEA, 2017).....	12
Figura 3: Imagem RapidEye (2014) utilizada na classificação de uso da terra com a respectiva delimitação da bacia hidrográfica do rio Sana- RJ.....	17
Figura 4: Bacia de drenagem do rio Sana, Macaé-RJ, destacando as sub-bacias estudadas e os pontos de coleta	18
Figura 5: Altimetria da bacia hidrográfica do rio Sana- RJ..	23
Figura 6: Declividade da bacia hidrográfica do rio Sana- RJ.....	24
Figura 7: Uso da terra na bacia hidrográfica do rio Sana- RJ.....	27
Figura 8: Uso da terra nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana- RJ	28
Figura 9: Concentração média \pm (desvio padrão) de nutrientes (mg/L) (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD), Material particulado em suspensão - MPS (mg/L) e vazão (L/s) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	32
Figura 10: Fluxo anual de nutrientes (ton/ano) (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD)), Material particulado em suspensão - MPS (ton/ano) e água (m^3/ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana- RJ	33

Figura 11: Rendimento de nutrientes (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD)), Material particulado em suspensão - MPS e água medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana- RJ.....	34
Figura 12: Variação temporal da vazão (L/s) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	35
Figura 13: Variação temporal das concentrações de Amônio (NH_4^+ - (mg/L) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	36
Figura 14: Variação temporal das concentrações de nitrogênio total (NT – (mg/L) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	36
Figura 15: Variação temporal do rendimento de carbono orgânico dissolvido (COD-ton/km ² /ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	37
Figura 16: Variação temporal do rendimento de nitrogênio total (NT- ton/km ² /ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana- RJ.....	37
Figura 17: Variação temporal do rendimento de fósforo total (PT- kg/km ² /ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	38
Figura 18: Variação temporal do rendimento de amônio (NH_4^+ - kg/km ² /ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	38
Figura 19: Variação temporal do rendimento de material particulado em suspensão (MPS - ton/km ² /ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	39
Figura 20: Correlação dos parâmetros vazão (L/s) e área (km ²).....	40

Figura 21: Correlação entre rendimento do fluxo anual de água ($\text{m}^3/\text{km}^2/\text{ano}$) e rendimento de carbono orgânico dissolvido (COD ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)), nitrogênio total (NT ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)), amônio (NH^{4+} ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$)), e ortofosfato (PO_4^3 ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)).....	41
Figura 22: Correlação entre declividade, concentração material particulado (MPS (mg/L)) e rendimento de material particulado (MPS ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)) na	42
Figura 23: Correlação entre urbanização e concentrações de nitrogênio total (NT (mg/L)) e fósforo total (PT (mg/L))	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Formas de relevo e classes de declividade (Fonte: Embrapa, 1979).....	16
Tabela 2: Parâmetros morfométricos da bacia e sub-bacias do Rio Sana, Macaé- RJ. Onde: Kc: coeficiente de compacidade, F: fator de forma.....	22
Tabela 3: Porcentagem de ocupação do uso da terra nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.....	26
Tabela 4: Valores médios \pm desvio padrão – DP, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias do rio Sana-RJ. Temperatura (Temp. °C); Oxigênio Dissolvido (O2. %); Condutividade (μ S/cm); pH.	29

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

F= Fator de Forma

INEA = Instituto Estadual do Ambiente

Kc= Coeficiente de compacidade

MPS = Material Particulado em Suspensão

MO = Matéria orgânica

Min = Mínimo

Max= Máximo

NT = Nitrogênio Total

NH₄⁺= Amônio

%OD = Percentual de saturação em Oxigênio Dissolvido

PO₄³⁻ = Ortofosfato

PT = Fósforo Total

YSI = *Yellow Springs Instruments*

MMA = Ministério do Meio Ambiente

INEA = Instituto Estadual do Ambiente

SIG = Sistema de Informações Geográficas

1. INTRODUÇÃO

1.1. Rios e ambientes fluviais

Os ecossistemas lóticos dos quais os rios fazem parte são sistemas abertos que o integram e interagem com a paisagem (Ward, 1989). Com a finalidade de descrever os ecossistemas lóticos e suas bacias hidrográficas, diferentes teorias foram formuladas mostrando as estruturas e processos atuantes nestes ambientes. Allan (1995) não recomenda a utilização individual das teorias, visto que um conjunto de fatores influenciam na característica do rio. A teoria pioneira foi a do “Contínuo Fluvial” descrita por Vannote et al. (1980) que aborda a dimensão longitudinal do rio, ou seja, da nascente a foz. De acordo com essa teoria os sistemas lóticos, possuem um gradiente de variáveis ambientais que vão se modificando ao longo do rio, tais como: profundidade, largura, volume de água, temperatura, padrões de transporte, utilização e armazenamento de matéria orgânica. Diante destes fatores, o rio pode ser dividido em três regiões geomorfológicas distintas: cabeceira, médio curso e baixo curso.

Na bacia hidrográfica a região da cabeceira normalmente possui rios estreitos, com menores vazões e quedas íngremes, devido a maior declividade. À medida que se movimentam a jusante na bacia ocorre a contribuição dos rios tributários (afluentes), que são um grande fator de interferência no gradiente longitudinal do rio, pois promovem um aumento da vazão, largura e profundidade dos rios (Brigante e Espíndola, 2003; Press et al., 2006). Segundo a teoria do “Contínuo Fluvial” a região da cabeceira geralmente é formada por rios de 1º a 3º ordem, onde existe uma elevada dependência da contribuição terrestre de matéria orgânica (MO), em especial da mata ciliar, sendo a taxa de produção maior do que a respiração. O curso médio é composto por rios de 4º a 6º ordem, neste trecho do rio existe uma redução na dependência da contribuição dos ecossistemas terrestres, com uma maior produção primária, em função do aumento de algas, macrófitas aquáticas vasculares e do material orgânico. Já no baixo curso são os rios de ordem > 6 , que apresentam grande carga sedimentar que é resultante de todos os processos a montante, nesta região a taxa de respiração excede a produção (Vannote et al., 1980). Segundo esta teoria, os rios e córregos apresentam fluxo unidirecional, porém outras teorias apontam que o conceito de continuidade do rio pode ser rompido devido a interferências antrópicas, fazendo com que modificações nas cabeceiras possam vir a influenciar nas características da foz fluvial (Standford e Ward, 2001; Roland

et al., 2005; Brigante e Espíndola, 2003).

A teoria de “Domínio de Processos” considera a influência dos processos geomorfológicos na variabilidade espacial e temporal, ou seja, a combinação de clima, geologia e topografia determinando as características dos sistemas lóticos (Montgomery, 1999). De acordo com essa teoria esses fatores determinam a forma do escoamento geral, tipo de substrato e declive, atuando como controle primário nos processos de formação de vale e dos canais fluviais. Sendo que os processos biológicos também podem influenciar nos processos físicos (Montgomery, 1999).

Já a teoria das “Quatro Dimensões” proposta por Ward (1989) descreve os sistemas lóticos como tetradimensionais, onde fazem parte componentes longitudinais, verticais e laterais que se modificam ao longo do tempo. Nos componentes longitudinais fazem parte as mudanças que ocorrem ao longo do canal, enquanto que os componentes laterais e verticais seriam a interação do canal com a várzea e com o lençol freático, utilizando o componente temporal como resposta do canal a uma mudança ao longo do tempo.

A teoria do “Descontínuo Fluvial” assume que cada fluxo é provável de ser um sistema individual, que é fortemente relacionado com a meta-estrutura da sua bacia hidrográfica, ou seja, um mosaico de manchas. Onde as manchas são características de cada segmento (como vegetação, geomorfologia, solo, clima, etc.), e a dinâmica dessas manchas ao longo do sistema é que caracteriza o rio. Segundo Poole (2002), a visão descontínua do rio cria uma estrutura para o estudo e compreensão da importância individual de cada fluxo e da sua relação com a paisagem em que está inserido. Hynes (1975) aponta que "em todos os aspectos, o vale domina a corrente" e "cada fluxo é provável que seja individual", ou seja, o sistema lótico é reflexo das características geomorfológicas e das ações antrópicas que ocorrem no seu vale, sendo único, pois é pouco provável destas características serem idênticas, apenas semelhantes.

No que tange a complexa dinâmica hidrológica que envolve as bacias hidrográficas, inclusive pequenas bacias e rios de ordens iniciais, é importante o conhecimento dos parâmetros físicos (área, fator de forma, compacidade, altitude e declividade média, direção e comprimento da bacia), geológicos (tipos de rochas, solo e sedimentos fluviais) e da vegetação (tipo de cobertura vegetal), a fim de se obter uma melhor compreensão das interações existentes e dos processos hidrológicos que envolvem uma bacia hidrográfica (Lima, 2008a). Assim como também é importante o conhecimento das características hidrológicas (escoamento superficial, subsuperficial e profundo, infiltração, evapotranspiração, precipitação e vazão dos rios) para quantificar os processos hidrológicos e correlacioná-los

com variáveis relacionadas à quantidade e qualidade da água (Cardoso et al., 2006).

A química da água e o fluxo de nutrientes refletem os processos hidrológicos e biogeoquímicos que ocorrem na bacia hidrográfica e no interior dos canais (Andrade et al., 2011) sofrendo também influência da variabilidade da paisagem, onde ações antrópicas, como na mudança do uso da terra, podem intensificar o fluxo e a concentração de sedimentos e nutrientes na água dos rios (Donato et al., 2008; Lee et al., 2009; Molisani et al., 2013; O'Neill et al., 1997; Press et al., 2006; Wiens, 2002). Cenários de poluição e degradação dos ambientes aquáticos estão associados a elevadas emissões antrópicas de nutrientes (O'Neill et al., 1997; Lee et al., 2009; Molisani et al., 2013) devido ao aumento da erosão, carga sedimentar, matéria orgânica, lixiviação de nutrientes e químicos agrícolas para água subterrânea, rios e riachos (Foley et al., 2005).

Segundo Milliman e Syvitski (1992) para compreender a carga de sedimentos de pequenos rios é preciso entender a interação de fatores como clima, precipitação, descarga (volume e velocidade), a geologia, impacto humano e a área da bacia de drenagem. Quando se analisa o fluxo de partículas em suspensão observa-se a ação das atividades humanas, devido aos maiores valores que são encontrados em bacias que estão mais susceptíveis a processos erosivos devido ao desmatamento, a má conservação do solo e a urbanização. Por outro lado, os rios represados apresentam uma redução drástica na carga de sedimentos.

O grau de importância destes fatores no aumento do fluxo de sedimento e nutrientes pode variar de acordo com o ambiente em questão, sendo que para um tipo de bacia a precipitação possa ser o principal fator de influência (Walling e Webb, 1983), enquanto que para outra, a área de drenagem e uso do solo (Salomão, 2004; Wilson, 1973). Deste modo, a variabilidade local da paisagem, em que os rios e córregos estão inseridos, reflete no fluxo de materiais (Wiens, 2002). Assim como, pode ser observado no carbono orgânico dissolvido (COD) encontrado nos pequenos rios tropicais que tem como principal fonte a matéria orgânica (MO) terrestre, onde o transporte e abundância do COD sofre influência das características naturais da bacia (elevação, clima e tempo de residência da matéria orgânica) e dos impactos antropogênicos como na mudança do uso da terra, barramento dos rios, pois podem acarretar alterações no ciclo da MO e conseqüentemente no ciclo do carbono. (Moyer et al., 2015). Portanto, a quantidade de nutrientes transportada pela corrente dos rios pode ser considerada um indicador relativo do estado nutricional de uma área, tanto antes, quanto após uma perturbação (Likens et al., 1974).

1.2. Hidrologia florestal: o papel da vegetação na quantidade de água em uma bacia hidrográfica

A hidrologia florestal trata dos efeitos da floresta e vegetação associada sobre o ciclo hidrológico. A relação entre floresta e água vem sendo debatida há séculos, sendo um tema polêmico e que até os dias atuais gera controvérsia no meio científico, onde os dois principais aspectos analisados de influência da floresta são o hidrológico e o meteorológico (Andréassian, 2004).

Na bacia hidrográfica a maior parte da água precipitada alcança o solo e infiltra-se alimentando o escoamento subsuperficial e de base, sendo parte perdida pelo escoamento superficial, e outra parte, para atmosfera por meio do processo de evapotranspiração (Ranzini, 2004). A cobertura florestal desempenha um importante papel nos componentes do balanço hídrico, onde estudos relatam que mudanças no uso da terra, tendem a resultar numa variação das taxas de evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração e precipitação (Chang, 2006).

Os estudos envolvendo o princípio de bacias hidrográficas pareadas são referências para estudos de impacto de uso da terra sobre o balanço hídrico, pois foram experimentos pioneiros que corroboraram para toda base teórica científica que se tem atualmente (Brown et al., 2005; Andréassian, 2004).

Na revisão apresentada por Hibbert (1967), em 39 pequenas bacias pareadas na região temperada, o autor relata uma tendência de aumento no rendimento do fluxo anual de água, logo após o desmatamento, embora as respostas hidrológicas das bacias, para as alterações de uso da terra, podem ser variáveis e imprevisíveis entre elas, pois cada bacia tem suas características peculiares. Watson et al. (2001) na Austrália e Stednick (1996) nos Estados Unidos, também verificaram um aumento no rendimento de água, principalmente nos cinco primeiros anos após o corte da floresta. Watson et al. (2001) encontrou uma variação de $10\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ no rendimento do fluxo anual de água, com a conversão de 10% da cobertura florestal para pastagem, embora de acordo com Hibbert (1967) não é possível observar variações no rendimento anual de água com desmatamento inferiores a 20%. Por outro lado, desmatamento superior a 40% da bacia resultou num aumento do fluxo anual, picos de cheias e volume de inundação (McCulloch e Robinson, 1993).

Ao analisar o impacto das mudanças da vegetação nos trópicos Bruijnzeel (1988) constatou que as alterações no rendimento da água estavam associadas com alterações nas taxas de infiltração e evapotranspiração. Numa área florestada na Mata Atlântica estudos constataram que 30 % da água precipitada é devolvida para atmosfera pelo processo de evapotranspiração (Donato et al., 2008). Sendo que a conversão da floresta natural para vegetações de menor porte e cultura agrícola não irrigada representaram uma redução da evapotranspiração e infiltração da água no solo, bem como um maior escoamento superficial (Calder, 1998). Conforme foram relatados por Zhang et al (2001) ao relacionar uma área coberta por floresta e outra similar coberta por pastagem, há uma maior evapotranspiração na área florestal, embora ambas as áreas tenham a mesma precipitação anual média. Com a redução da evapotranspiração, devido à alteração da vegetação, foi observada uma maior quantidade de água disponível no solo e consequentemente maior vazão dos riachos, tanto em bacias localizadas nas regiões tropicais quanto temperadas (Bosch e Hewlett, 1982; Brown et al., 2005). Desta maneira, é atribuído a evapotranspiração, o principal processo responsável por mudanças na produtividade da água em escala anual (Zhang et al., 2001; Holmes e Sinclair, 1986; Turner, 1991)

A redução da evapotranspiração, devido à alteração da vegetação natural, também foi relacionada com problemas meteorológicos, tais como: redução da precipitação média anual nas bacias hidrográficas, devido a menor umidade atmosférica (Makarieva et al., 2009; Spracklen et al., 2012 Watson et al., 2001). Conforme foi observado por Spracklen et al., (2012) no monitoramento feito na floresta Amazônica, onde constataram que o ar que passou por extensas áreas florestadas produziu duas vezes mais chuva, do que o ar que percorreu uma área com pouca vegetação. A mudança na precipitação também contribui para uma variação no rendimento de água (Watson et al., 2001), já que o fluxo dos rios apresenta uma relação linear com a precipitação anual (Hibbert, 1975).

Makarieva et al. (2009) também constataram que as florestas possuem um papel crucial na circulação atmosférica da água, já que a maior umidade atmosférica das áreas florestadas atrai a massa de água evaporada pelos oceanos, resultando em maiores precipitações nestas regiões (Makarieva et al., 2009), em contraste com regiões próximas ao oceano, que apresentaram pouca precipitação, devido à menor extensão da floresta natural (Makarieva et al., 2009)

Mudanças na cobertura florestal também afetam as taxas de escoamento superficial, pois com o desmatamento ocorre um aumento do escoamento (Ranzini, 2004). As florestas

ajudam na redução da intensidade da chuva que atinge o solo, bem como na menor velocidade do escoamento e na capacidade de infiltração da água no solo, em contraste com áreas que sofreram compactação e apresentaram uma redução da capacidade de infiltração, além de um aumento no escoamento superficial, devido a práticas de agricultura convencional, pastagem e urbanização (Bruijnzeel, 1988; Calder, 1998; Tucci e Clarke, 1997). Nas regiões tropicais foi observada uma maior variação sazonal no rendimento da água (Gafur et al., 2003). As variações sazonais observadas nas vazões dos rios é resultado das chuvas mais intensas do período chuvoso, que contribuem para as maiores taxas de escoamento superficial aumentando o aporte de água nos rios, enquanto que no período seco, o rio se encontra sobre o fluxo base, sendo o aporte oriundo do lençol freático (Salomão, 2004).

Em síntese as florestas nativas possuem funções eco hidrológicas, que variam desde a regulação hidrológica até a manutenção da qualidade da água, sendo sua função determinada de acordo com localização no relevo (Calijuri e Cunha, 2013; Falkenmark et al., 1999).

1.3. Uso da terra e qualidade da água superficial

As ameaças mais comuns e potentes para integridade dos córregos e rios são resultantes da transformação de paisagem, ocasionada por alteração no uso da terra, por fontes de emissão (pontuais e difusas) de nutrientes e outros materiais que podem se tornar poluentes (Allan e Flecker., 1993).

A mudança do uso da terra está associada à utilização dos recursos naturais para consumo humano, onde ocorre a substituição da vegetação natural por áreas de agricultura, pastagem, centros urbanos e industriais, entre outros. Estas práticas de uso da terra são consideravelmente variadas entre os países e regiões, porém tem se observado mundialmente impactos ambientais similares como: mudança nos ciclos biogeoquímicos, no clima regional, no balanço hídrico, degradação do solo, na qualidade das águas, na alteração e perda de biodiversidade, entre outros (Foley et al., 2005; O'Neill et al., 1997; Lee et al., 2009).

Atualmente a produção de alimento baseada no modelo da agricultura moderna, onde se tem uma produção intensiva e em larga escala, com uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos, acarretou em diferentes problemas ambientais tais como: salinização de áreas, erosão do solo, redução da fertilidade natural, perda de habitat nativos, redução da biodiversidade, degradação dos recursos hídricos, alterações no ciclo hidrológico (Foley et

al., 2005). A conversão de áreas naturais para plantios de cultura tende a aumentar o risco de erosão, principalmente em áreas com alta declividade, tendo como consequência o aumento na carga de nutrientes e de sedimento para os rios, que se agrava quando a área ripária está sem vegetação ou modificada (O'Neill et al., 1997). A erosão do solo geralmente está associada à valores mais elevados de fósforo nos rios, pois grande parte do fósforo encontrado no ambiente natural é proveniente das rochas (Yu et al., 2016; Christopher et al., 2010). Áreas com forte influência da agricultura representam fontes difusas de contaminação e apresentam uma correlação significativa com altas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, sendo que estas concentrações podem variar de acordo com as práticas agrícolas utilizadas e espécie cultivada (Yu et al., 2016; Huang et al., 2016; Wang, 2013; Bu et al., 2010a; Lee et al., 2009).

A urbanização por sua vez aumenta o número de fontes pontuais de contaminação, por exemplo, oriundas de lançamentos de efluentes domésticos nos corpos d'água, que contribuem com o aumento da concentração de fósforo e nitrogênio (Sharpley et al., 1995). De acordo com Foley et al. (2005) as concentrações de N e P são acentuadas em regiões urbanizadas, principalmente onde não ocorre tratamento do esgoto. Estudos realizados mundialmente indicam que a presença de vegetação contribui positivamente na qualidade da água, em contraste com áreas com atividades humanas que contribui de maneira negativa (White e Greer, 2006; Lee et al., 2009). Experiências internacionais, como as realizadas na Austrália e nos Estados Unidos, vêm utilizando o conceito de bacias municipais utilizadas para abastecimento público, onde é mantida a cobertura florestal e em contrapartida se têm uma água de boa qualidade para o consumo, reduzindo assim o custo com o tratamento da água e com isso atribuindo um valor socioeconômico e ambiental ao serviço ecossistêmico produzido pela floresta (Dudley e Stolton, 2003).

No que se refere à qualidade da água dos rios, diferentes autores têm documentado uma relação significativa entre características do uso da terra e qualidade dos ecossistemas aquáticos na área de drenagem da bacia hidrográfica, no entanto é importante compreender se existe relação entre a localização dessas ocupações antrópicas (Bu et al., 2010a; Yu et al., 2016; Huang et al., 2016; Amiri e Nakane, 2006; Lee et al., 2009). Estudos tem documentado que existe uma maior influência na qualidade da água quando a mudança no uso da terra ocorre na mata ciliar, pois a ocupação se dá numa curta distância da massa de água receptora (Tran et al., 2010; Sliva e Williams 2001; Norton e Fisher 2000; Barling e Moore, 1994; Storey e Cowley, 1997). Segundo Woodcock et al. (2006) nas bacias de cabeceiras com áreas de drenagem menor que 25 km² se tem maior probabilidade do uso da

terra influenciar a qualidade da água ao longo do vale fluvial, pois há maior proximidade da água dos riachos. Enquanto que nas bacias de maior dimensão ($>25\text{km}^2$) acredita-se que a maior influência na qualidade da água ocorre pelo uso da terra na mata ciliar (Yu et al., 2015; Woodcock et al., 2006; Wang, 2013). De acordo com Barbosa (2003) uma menor escala de estudo é indicada para melhor compreensão da relação entre efeitos antrópicos e a resposta ecológica de determinado trecho do rio.

A presença de florestas nativas na bacia hidrográfica e na mata ciliar garantem maior estabilidade térmica do ambiente aquático, regulam o ciclo hidrológico, proporciona proteção dos solos na bacia e na margem dos rios, reduzindo a erosão e o assoreamento dos corpos d'água, como também propicia a entrada de materiais alóctones, como a matéria orgânica e atua como uma barreira para nutrientes e contaminantes que são carreados de outras áreas da bacia em direção ao leito dos rios (Calijuri e Cunha, 2013; Foley et al., 2005; Lee et al., 2009; Tambosi, 2015; Tundisi, 2010; Tundisi, 2014; White e Greer, 2006).

As atividades humanas têm demonstrado ser o mais significativo fator que influencia as exportações de nutrientes (Galloway e Cowling, 2002; Seitzinger et al., 2005). Molisani et al. (2013) relata maior emissão antrópica em relação à natural, ocasionada pela urbanização e pastagem na bacia do rio Macaé-RJ. Este rio é uma importante fonte de água para o abastecimento da cidade de Macaé, Rio das Ostras, Casimiro de Abreu, e também para as atividades petrolíferas que são desenvolvidas na região (Halla, 2015). Um importante tributário do rio Macaé, é o rio Sana que tem sua bacia localizada no curso médio da bacia hidrográfica do rio Macaé. A preservação e conservação do curso médio e superior são importantes, pois são regiões onde se tem uma alta produção e transporte de nutrientes e sedimentos, que são exportados para o rio Macaé (Molisani et al., 2016), bem como são importantes para o abastecimento de água local (Moulton et al., 2007). Assim como toda bacia hidrográfica, a do rio Macaé está sujeita a ocupação humana por meio da pecuária, agricultura e urbanização e a bacia do rio Sana também passa por estas transformações, inserindo pressões antrópicas como na mudança do uso da terra e no consumo de água. As ações antrópicas podem vir a refletir numa mudança na descarga, no aumento do aporte de nutrientes e materiais em suspensão que poderá resultar na mudança da qualidade da água. As microbacias, assim como as sub-bacias do rio Sana estudadas, possuem uma maior sensibilidade às chuvas de alta intensidade e a modificações no uso da terra, quando relacionada com bacias maiores, por isso ao utilizar esta escala de estudo é possível obter uma boa precisão da influência do uso da terra sobre a quantidade e qualidade da água (Fernandes, 2009). Dentro desse contexto torna-se importante estudos que contribuam para

o entendimento dos processos hidrológicos e da influência do uso da terra sobre a qualidade da água dos rios, a fim de garantir o uso sustentável e a preservação da vida nos ecossistemas (Molisani et al., 2016; Salomão, 2004).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

- Analisar a influência do uso da terra e geomorfologia sobre as concentrações, fluxos e rendimentos, de água, partículas em suspensão e nutrientes em sub-bacias do rio Sana (sub-bacia do rio Macaé-RJ).

2.2. Objetivos específicos

- Monitorar, mensalmente ao longo de um ano hidrológico, parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, vazão, concentração de C, N, P, partículas em suspensão).
- Determinar aspectos sobre a geomorfologia das sub-bacias, como área de drenagem, perímetro, coeficiente de compactidade, índice de forma, declividade e altitude;
- Determinar os usos do solo preponderantes nas sub-bacias do rio Sana;
- Avaliar a semelhança na concentração de nutrientes, fluxos e rendimento entre as sub-bacias hidrográficas;
- Relacionar as variáveis levantadas determinando os processos naturais e antrópicos que apresentam influência sobre a quantidade e qualidade das águas superficiais.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de Estudo

A área de estudo compreende as sub-bacias hidrográficas da Bacia do rio Sana que é uma sub-bacia da bacia do rio Macaé (Figura). A gestão da bacia é, em parte, responsabilidade do comitê de bacias hidrográficas dos rios Macaé e das Ostras. A bacia do rio Sana está localizada a oeste do município de Macaé na região serrana fazendo divisa ao sul com o município de Casimiro de Abreu, com Nova Friburgo, a oeste, e Trajano de Moraes a noroeste (MACAÉ, 2003). A bacia do rio Sana abrange uma área de 118 km² com uma amplitude altimétrica de 1.500 m aproximadamente (Assumpção e Marçal, 2006).

O Sana encontra-se dentro de uma unidade geomorfológica também denominada de escarpas serranas, mais especificamente a Serra do Mar, com ocorrência de solos rasos e afloramentos de rocha (Castro et al., 2010; Nunes, 2004). A bacia tem um relevo formado por montanhas com encostas íngremes, sendo os córregos caracterizados por corredeiras rochosas, na maior parte de suas extensões (MACAÉ, 2003). O principal rio da bacia, o rio Sana, nasce nas escarpas da serra de Macaé, e possui um curso de aproximadamente 20 km de extensão (Nunes, 2004). Os tipos de solo encontrados na bacia são os cambissolos háplicos, argissolos amarelos, latossolos vermelho-amarelos, neossolos flúvicos e associações de argissolos amarelos com latossolos amarelos (Lima, 2008).

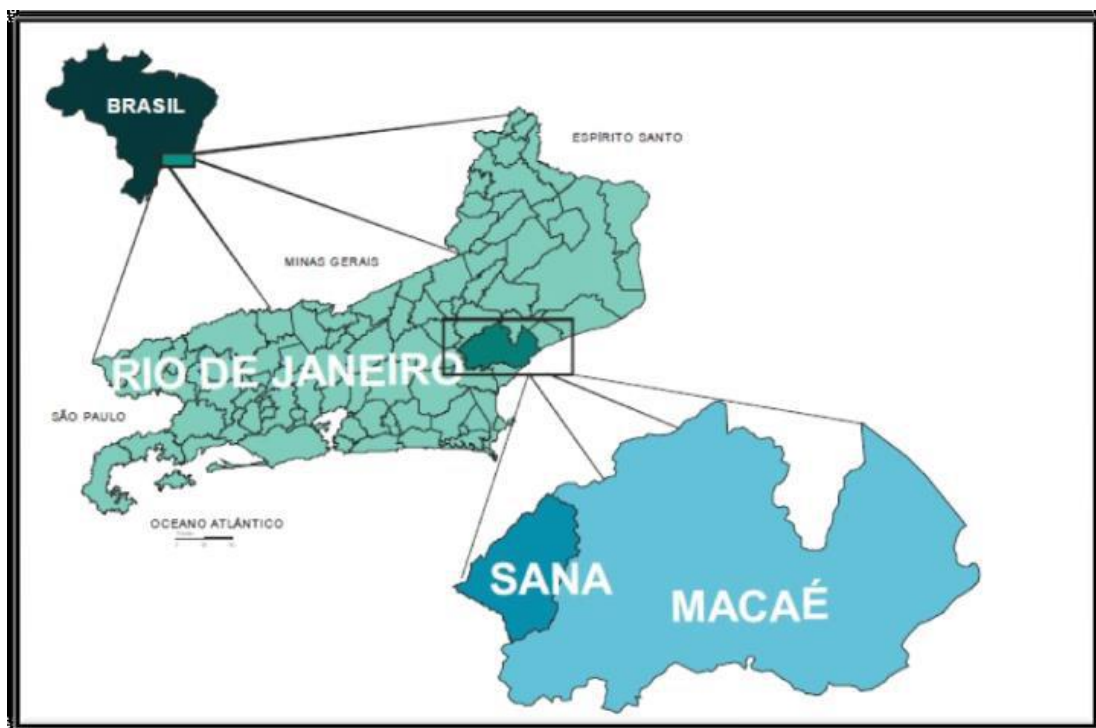


Figura 1: Localização da área de estudo inserida no município de Macaé-RJ (Fonte: Nunes et al., 2004)

A região apresenta clima tropical de altitude com chuvas orográficas, devido a influência da Serra do Mar, sendo caracterizadas como chuvas de menor intensidade e longa duração e precipitações anuais em torno de 2.000 mm (ANA, 2009). A Figura 2 mostra o regime de chuvas na região no período de estudo, indicando uma precipitação mínima mensal de 0,2 mm e a máxima de 800 mm, onde 67,7% das chuvas precipitaram nos meses chuvosos.

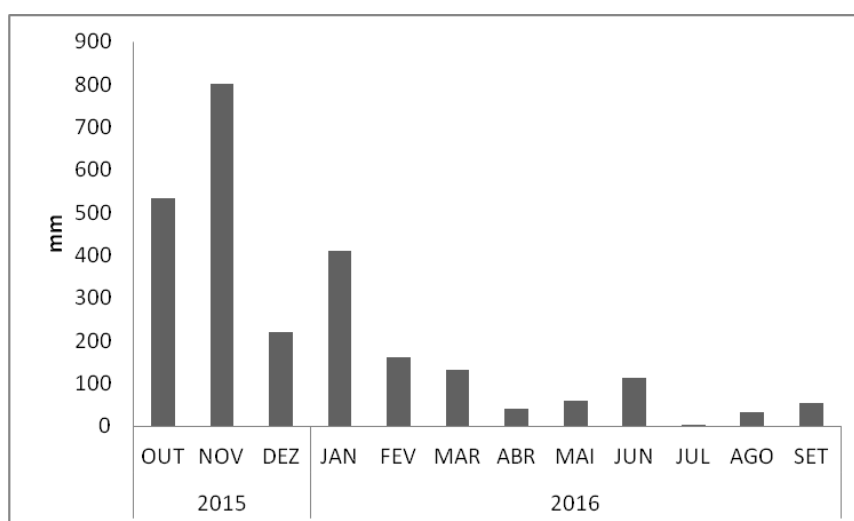


Figura 2: Dados da estação pluviométrica localizada na barra do Sana no período de 2015 e 2016 (Fonte: INEA, 2017).

A cobertura florestal original da bacia é a Floresta Ombrófila Densa característica do bioma de Mata Atlântica. Já com relação à cobertura vegetal atual, esta é tipicamente formada por mosaicos florísticos constituídos por pastos, lavouras e fragmentos de florestas em diferentes estágios de sucessão florestal (MACAÉ, 2003). Esta fragmentação da floresta na região do Sana (6º Distrito de Macaé) representa a degradação ocasionada pelos ciclos econômicos da exploração de madeira de lei, café, gado e banana. Atualmente os conflitos socioambientais associados ao uso do solo, estão relacionados a maior especulação imobiliária, devido ao potencial turístico da região, a agropecuária e a urbanização (Jeronymo, 2012; Marinho, 2011). Devido a estes conflitos, ocorreu uma mobilização político-social por parte da população do Sana que resultou na criação da Área de Proteção Ambiental (APA) do Sana, por meio da Lei Municipal nº 2.172, de 30 de novembro de 2001. A Unidade de Conservação está inserida nos limites da bacia, sendo assim foi estabelecido um ordenamento de uso e ocupação do solo, por meio do Plano de Manejo e Zoneamento Ambiental (Marinho, 2011). Apesar da criação da APA na bacia, observa-se problemas ambientais como: poluição e redução dos corpos hídricos, ocupação desordenada da mata ciliar, criação de gado em áreas suscetíveis à erosão, uso de agrotóxicos, criação de loteamentos e construções irregulares, além do incremento da ocupação urbana provocado por empreendimentos imobiliários e turísticos (Jeronymo, 2012).

3.2. Geotecnologia

A partir do uso de Sistema de Informações Geográficas (SIG) foi possível identificar as características morfométricas (área da bacia, coeficiente de compacidade, índice de forma, declividade média) e elaborar os mapas temáticos de uso da terra, declividade e altitude. A base de dados utilizada para atender os procedimentos deste estudo consiste em cartas topográficas, pontos cotados altimétricos, rede de drenagem e limite da bacia hidrográfica do Rio Macaé, fornecidos pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e as imagens do satélite *RapidEye* do ano de 2014, fornecidas pelo Geo Catálogo do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Com o uso do software *ArcGis* 10.2 foi realizado o processamento e organização do banco de dados da pesquisa. Todos os arquivos no formato de *shape* e/ou *raster* estão na escala 1:25.000 e Datum Sirgas South América Fuso 23 Sul.

3.2.1. Modelo digital do terreno hidrologicamente corrigido (MDT_HC)

O modelo digital do terreno foi obtido a partir da interpolação dos dados de elevação (isolinhas das cartas topográficas), pontos de elevação, drenagem e limite da bacia, por meio da ferramenta *3D Analyst Tools / Raster Interpolation / Topo* para *Raster*. No campo foram georreferenciados os pontos de coleta, sendo as coordenadas geográficas (X, Y) obtidas com o GPS *Garmin Etrex* 30. A área de contribuição da bacia e sub-bacias foi delimitada automaticamente no *ArcGis* 10.2 utilizando as extensões *Spatial Analyst* e *Hydrology*, sendo a metodologia subdividida em quatro etapas: preenchimento de depressões (“*fill sinks*”), direção de fluxo (“*flow direction*”), fluxo acumulado (“*flow accumulation*”) e delimitação de bacias (“*Watershed*”) (Novais, 2015). A bacia e sub-bacias geradas no modelo *raster* foram convertidas para *shape*, tornando-se possível a delimitação, levantamento da área e perímetro.

3.2.2. Coeficiente de compacidade e fator de forma

Com o coeficiente de compacidade (Kc) e fator de forma (F) foi possível verificar o tempo de concentração da água na bacia e sua susceptibilidade a enchentes (Cardoso et al., 2006; Georgin et al, 2015). O coeficiente de compacidade estabelece uma relação do

perímetro da bacia com a circunferência de um círculo de área igual ao da bacia. O coeficiente é um valor adimensional, quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente, ou seja, bacias alongadas possuem coeficiente superior a 1, já bacias mais circulares apresentam um valor mínimo próximo a 1 (Villela e Mattos, 1975). Já o fator de forma relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia, sendo que quanto menor o fator, menos sujeita a enchentes em relação a outra bacia de mesmo tamanho, porém que possuem um fator de forma maior (Cardoso et al., 2006). Bacias com formato mais alongado se mostram pouco susceptível a enchentes, pois a precipitação pluviométrica é concentrada em diferentes pontos, amenizando a influência da intensidade das chuvas (Cardoso et al., 2006; Georgin et al., 2015).

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Sendo: Kc = coeficiente de compacidade, P = perímetro (m) e A = área de drenagem (m²).

$$F = \frac{A}{L^2} \quad (2)$$

Sendo: F = fator de forma, A= área de drenagem (m²) e L = comprimento do eixo da bacia (m).

3.2.3. Mapas temáticos

3.2.3.1. Declividade

A partir do MDT_HC foi gerado o mapa temático de altitude e declividade, sendo por meio do mapa obtido a declividade média referente a cada sub-bacia. A classificação do relevo foi feita de acordo com o as diretrizes da EMBRAPA (1979) (Tabela 1).

Tabela 1: Formas de relevo e classes de declividade
(Fonte: Embrapa, 1979)

	(%)
Plano / praticamente plano	0 a 3
Suave ondulado	3 a 8
Moderadamente ondulado	8 a 13
Ondulado	13 a 20
Forte ondulado	20 a 45
Montanhoso	> 45

3.2.3.2. Uso da terra

Com as imagens do satélite *RapidEye* foi realizado o procedimento de composição de bandas falsa cor R(1)G(2)B(3) para gerar uma imagem multiespectral para cada cena, a qual tem resolução de 5m. As quatro cenas utilizadas foram unidas por meio do processo de mosaicação utilizando a ferramenta “*mosaic raster*”, sendo posteriormente a área recortada com base no *shape* de limite da bacia do rio Sana (Figura 3). No mapeamento de uso e ocupação do solo optou-se pela realização da classificação manual, sendo os polígonos delimitados de acordo com o observado na imagem. A escolha do satélite e método de classificação foi feita devido à necessidade de detalhamento e à pequena extensão da área de estudo, esperando-se, assim, resultados de cálculos de áreas mais precisos em relação às classes de uso e cobertura (Pedreira et al., 2011; Antunes e Siqueira, 2013).

As classes utilizadas no estudo foram: fragmentos florestais, agropastoril, urbanização, solo exposto e afloramento rochoso. Para este estudo foi adotado o mesmo conceito para o termo uso da terra e cobertura da terra, significando o tipo de cobertura encontrado nas bacias de drenagem, sendo a cobertura definida em função das atividades antrópicas desenvolvidas ou presença da vegetação natural.

A validação da classificação da imagem foi feita por meio de levantamento de campo com o georreferenciamento, utilizando o GPS *Garmin Etrex 30*, de 14 pontos de controle que foram estabelecidos ao longo da bacia, levando em consideração todas as classes de uso da terra utilizadas. Nesta verificação apenas em um dos pontos de controle, referente ao solo exposto, estava em área de agricultura, o que de fato pode estar de acordo com a realidade, já que no ano da imagem o local podia não apresentar nenhum cultivo apresentando o solo exposto. Também é importante ressaltar que em grande parte da bacia

a urbanização é composta por pequenos povoados, ou casas isoladas, e que em algumas regiões da bacia estas áreas apresentam o dossel da floresta fechado, dificultando assim a classificação destas áreas, no nível de precisão adotado no estudo.

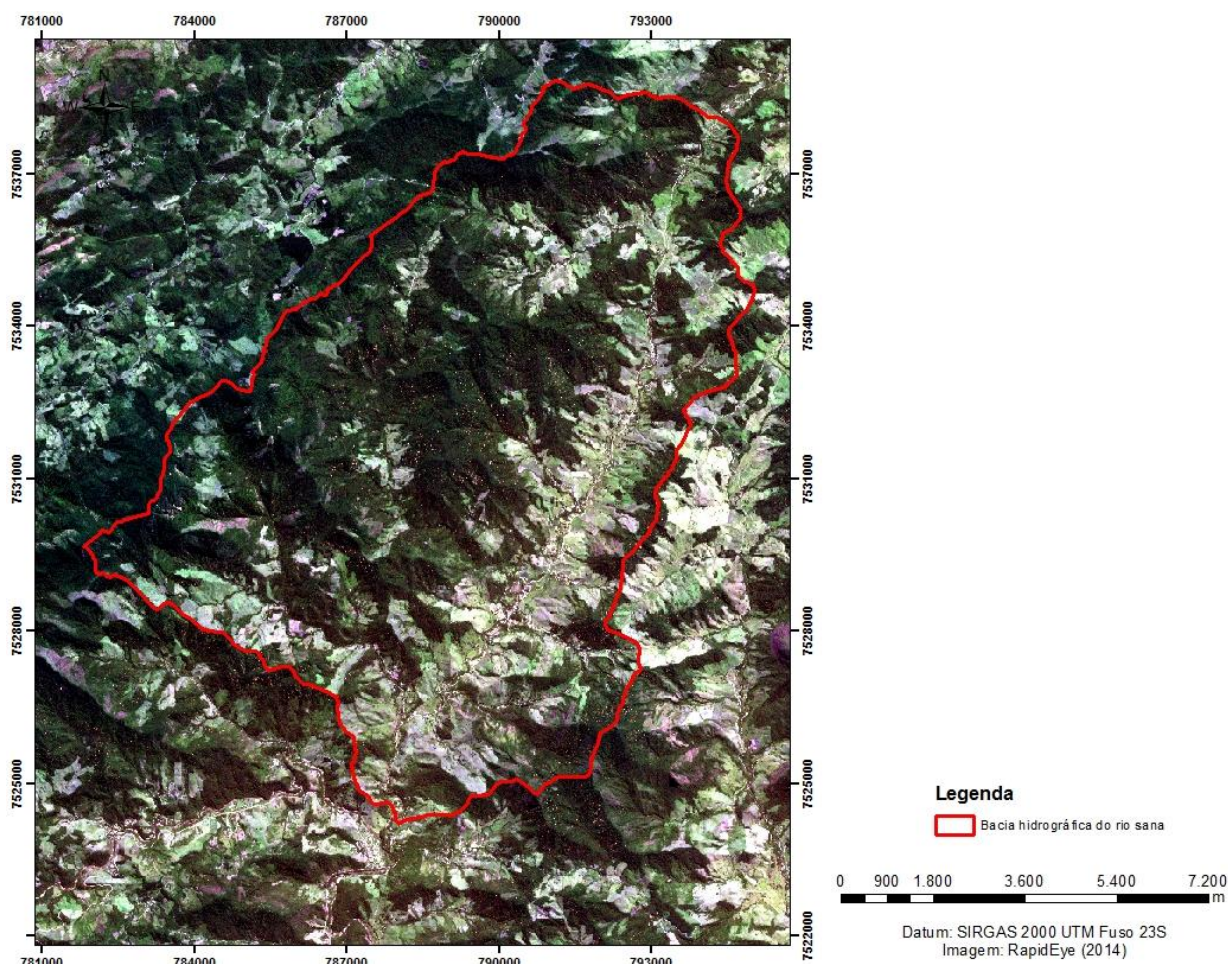


Figura 3: Imagem *RapidEye* (2014) utilizada na classificação de uso da terra com a respectiva delimitação da bacia hidrográfica do rio Sana- RJ.

3.3. Amostragem de parâmetros físico-químicos das sub-bacias do rio Sana

A medição da vazão, das concentrações, fluxos e rendimentos dos nutrientes e partículas em suspensão foram realizadas mensalmente durante o período de outubro de 2015 a setembro de 2016. Foram selecionadas 11 sub-bacias (São Bento, Deserto, Boa Sorte, Glória, Monte Alto, Santana, Peito de Pomba, Montanha, Pedra Grande, Alegre e Cabeceira do Sana), onde os pontos de coleta foram estabelecidos na porção mais próxima do exutório de cada sub-bacia no Rio Sana (Figura 4).

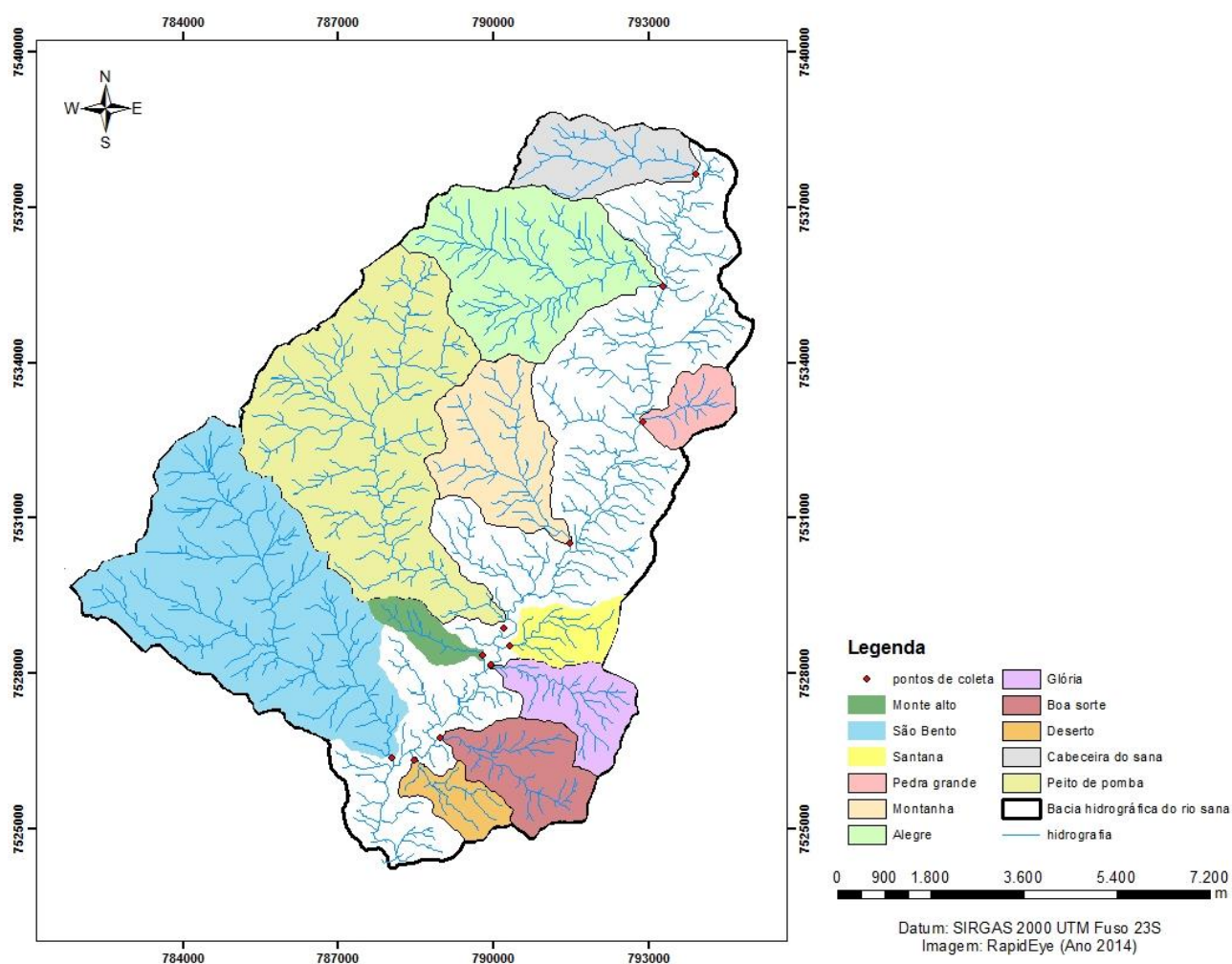


Figura 4: Bacia de drenagem do rio Sana, Macaé-RJ, destacando as sub-bacias estudadas e os pontos de coleta

Em cada coleta mensal foram realizadas as medidas de comprimento e profundidade da calha fluvial (batimetria), bem como a medição da velocidade da corrente fluvial utilizando um correntômetro mecânico (*General Oceanics*). A relação entre a área da seção transversal e a velocidade determina a vazão fluvial de cada sub-bacia. Devido à reduzida profundidade na porção fluvial dos rios, as amostras de água foram coletadas na subsuperfície utilizando uma garrafa de polietileno que foi mantida refrigerada em gelo. No momento da coleta foram realizadas medições *in situ* de pH, temperatura, condutividade e porcentual de oxigênio dissolvido (sonda multiparâmetros YSI 556 MPS).

No laboratório, uma alíquota das amostras de água foi filtrada imediatamente para análises da concentração do material particulado em suspensão (MPS). Para a determinação do MPS, alíquotas de volumes conhecidos das amostras de água foram filtradas em filtros

de membrana de acetato de celulose de porosidade 0,45 μ m, previamente pesados; e após a filtração, os filtros foram secos em estufa a 60°C por 24 horas, sendo novamente pesados. O MPS foi obtido a partir da diferença de peso antes e após a filtração em relação ao volume filtrado (mg/L), segundo o método descrito por Strickland e Parsons (1972).

O volume filtrado das amostras foi utilizado para as análises de nutrientes dissolvidos, enquanto uma alíquota total (sem filtrar) foi retirada para as análises de nutrientes totais. Ambas as amostras foram armazenadas refrigeradas ou congeladas até o momento da análise. Os nutrientes dissolvidos, carbono orgânico dissolvido (COD), amônia (NH₄⁺) e ortofosfato (PO₄⁻³) e na fração total de nitrogênio (NT) e fósforo (PT) foram determinados através de processos colorimétricos tradicionais, com leitura feita em espectrofotômetro duplo-feixe *Shimadzu* UV 160 A, conforme metodologia descrita abaixo:

- COD: analisadas por combustão pirolítica a 450°C em equipamento *TOC-Vcpn Analyzer* – *Shimadzu*
- NH₄⁺: método do azul do indofenol adaptado de Strickland e Parsons (1972). O complexo colorido foi lido por espectrofotômetro em cubeta de 5 cm de trajeto óptico.
- PO₄⁻³: os íons fosfato foram determinados pela formação do complexo colorido após reação com molibdato de amônio segundo método adaptado de Strickland e Parsons (1972). O complexo colorido foi lido em cubeta de 5 cm de trajeto óptico.
- PT: as amostras foram digeridas com persulfato de potássio em autoclave, a 120°C por 45 min. Após a digestão o fósforo foi determinado colorimetricamente após reação com o molibdato de amônio, conforme Carmouze (1994).
- NT: as amostras foram digeridas com persulfato de potássio em autoclave, a 120°C por 45 min e analisadas por combustão pirolítica a 450°C em equipamento *TOC-Vcpn Analyzer* – *Shimadzu*.

A partir das vazões e das concentrações de partículas em suspensão e dos nutrientes totais e dissolvidos foram calculados os fluxos instantâneos (g/s) e anuais (ton/ano), e os rendimentos, que relacionam os fluxos à área a montante de cada ponto de coleta (ton/km²/ano) de cada bacia.

3.4. Análise dos dados

As variáveis foram expressas na forma de médias, desvio padrão e valores máximos e mínimos. O teste de normalidade Shapiro Wilk foi utilizado para verificar se os dados tinham uma distribuição gaussiana. Já o teste de Kruskal-Wallis e o complementar Dunn's foi utilizado para avaliar a semelhança na distribuição na concentração de nutrientes, fluxos e rendimento entre as sub-bacias hidrográficas, enquanto que o teste t foi utilizado para comparar a existência de diferença entre o período seco e chuvoso para os rendimentos e concentrações de nutrientes e água, e também entre os grupos de bacias com mais e com menos de 1% de urbanização. A correlação de Spearman foi utilizada para avaliar a relação entre as variáveis: concentração, fluxo e rendimento (MPS, COD, NT, PT, NH_4^+ , PO_4^{3-} e vazão), uso da terra (cobertura florestal, agropastoril, urbanização), área e declividade. Todas as estatísticas adotaram um nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Os testes foram realizados utilizando o programa *Graphpad Prism 5*.

4. RESULTADOS

4.1. Características físicas e uso do solo das sub-bacias hidrográficas do rio Sana

O solo predominante na bacia do Rio Sana, assim como nas sub-bacias é o Cambissolo Háplico (IBGE, 1992). De acordo com a Embrapa (2006) este tipo de solo é identificado normalmente em relevos forte ondulados ou montanhosos, que não apresentam horizonte superficial A húmico, sendo solos com fertilidade natural variável e tem como principais limitações para uso, o relevo com declives acentuados, a pequena profundidade e a ocorrência de pedras na massa do solo.

Os parâmetros morfométricos das sub-bacias (área de drenagem, perímetro, declividade média, coeficiente de compactidade e fator de forma) são apresentados na Tabela 2 e os mapas de altimetria e declividade são expostos na Figura 5 e 6.

A área de drenagem da bacia hidrográfica do Sana corresponde a aproximadamente 106,18 km² e perímetro de 49,26 km. Entre as sub-bacias estudadas tivemos variações de áreas de 1,32 a 20,24 km², sendo que o somatório das sub-bacias estudadas corresponde a 76 km² ou 71,7% da área de drenagem da bacia.

A declividade média das sub-bacias variou entre 23° e 32°, com menores declividades nas bacias de Santana e Pedra Grande (22,6% e 23,7%), e a maior declividade na bacia do rio São Bento (32°). Estas sub-bacias são classificadas, segundo a Embrapa (1979), como fortemente onduladas.

O menor fator de forma (F) encontrado foi na sub-bacia Monte Alto (0,20) e o maior na Pedra Grande (0,50), enquanto que o índice de compactidade (Kc) variou entre 1,21 a 1,43, sendo estas sub-bacias classificadas como formato alongado.

A altitude da bacia do Sana variou de 178m a 1.848m, sendo que as sub-bacias a margem direita do rio Sana no sentido foz- cabeceira foram as que apresentaram uma menor altitude (499 a 939 m) e área de drenagem, em contraste com as sub-bacias localizadas na margem esquerda do rio que tiveram as maiores altitudes (1.239 a 1.848 m) e áreas de drenagem.

Tabela 2: Parâmetros morfométricos da bacia e sub-bacias do Rio Sana, Macaé- RJ. Onde:
Kc: coeficiente de compacidade, F: fator de forma.

Ordem de coleta	Rio	Área (km²)	Perímetro (km)	Declividade média (%)	Kc	F
1	Bacia do Sana	106,18	49,27	26,81	1,34	0,46
2	São Bento	20,24	22,00	32,25	1,37	0,35
3	Deserto	1,78	6,73	25,89	1,41	0,39
4	Boa Sorte	4,11	9,13	27,93	1,26	0,40
6	Glória	3,37	9,00	26,08	1,37	0,39
7	Monte Alto	1,33	5,91	27,79	1,44	0,21
8	Santana	2,06	6,53	22,60	1,27	0,47
9	Peito do Pomba	20,22	23,14	27,59	1,44	0,27
10	Montanha	6,07	11,85	27,37	1,35	0,39
11	Pedra Grande	1,77	5,76	23,78	1,21	0,51
12	Alegre	10,49	14,43	26,20	1,25	0,43
13	Cabeceira do Sana	4,16	9,60	27,23	1,32	-

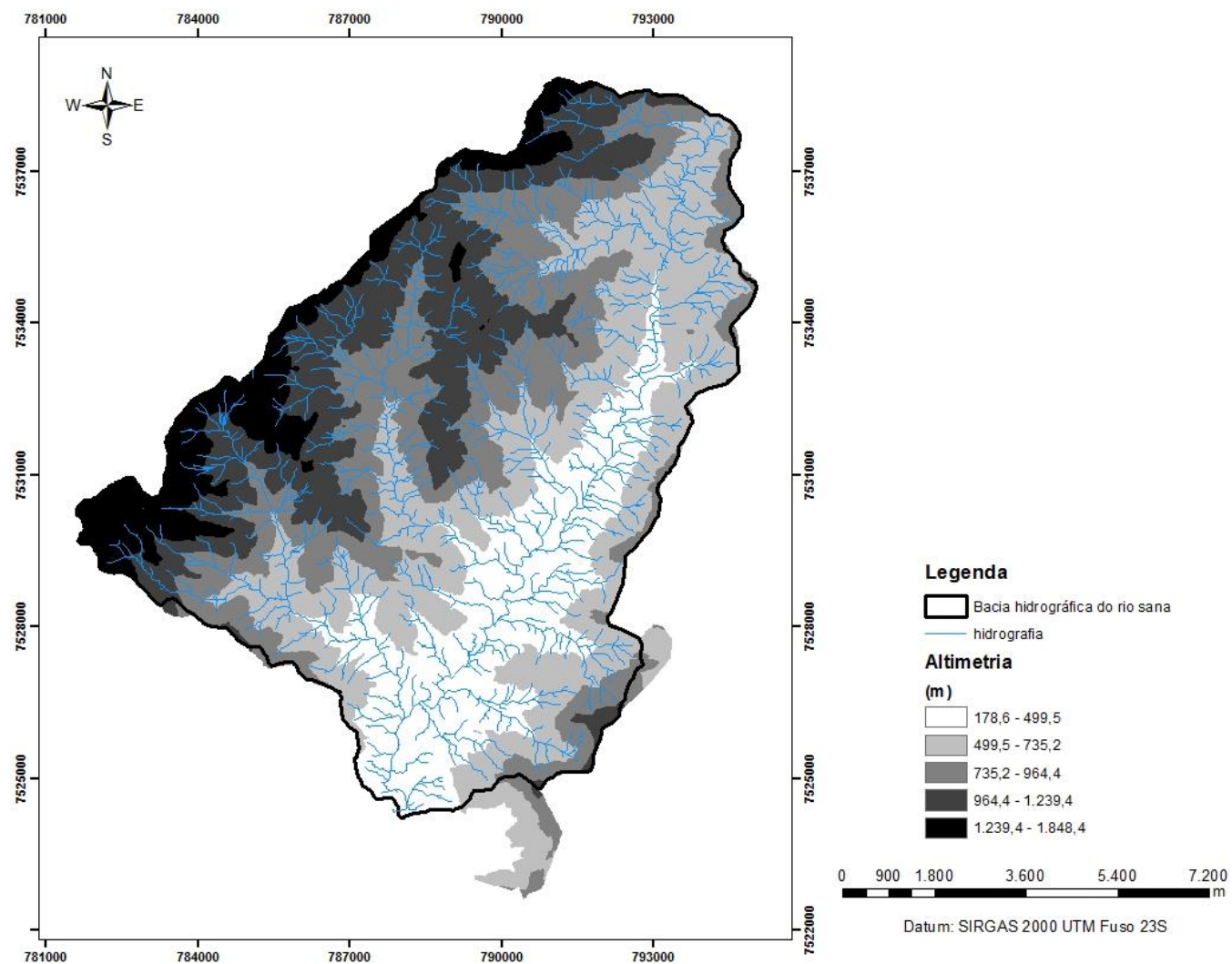


Figura 5: Altimetria da bacia hidrográfica do rio Sana-RJ.

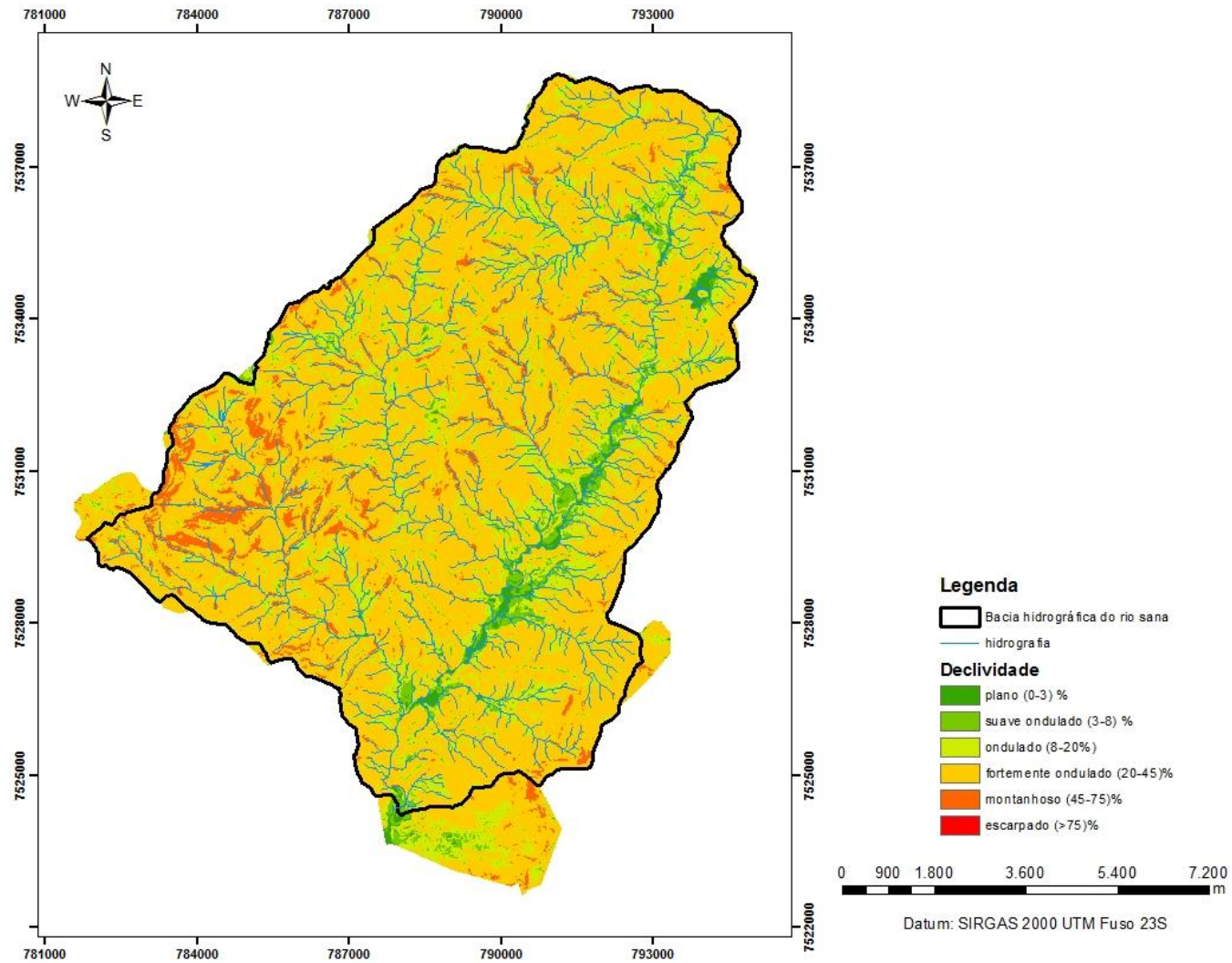


Figura 6: Declividade da bacia hidrográfica do rio Sana-RJ.

De acordo com mapeamento de uso da terra, a bacia do rio Sana possui 73,3 km² (69,0%) cobertos por floresta em diferentes estágios de sucessão florestal; 28,7 km² (27,1%) por atividade agropastoril; 0,4 km² (0,38%) solo exposto; 2,2 km² (2,07%) de urbanização e 1,6 km² (1,51%) afloramento rochoso (Figura 7 e Tabela 3). Em relação às sub-bacias analisadas, as maiores interferências antrópicas no uso da terra foram nas que apresentam menor altitude e área de drenagem, localizando-se a margem direita do rio Sana (sentido foz – cabeceira). Também foi observada uma forte alteração no uso da terra ao longo das margens do rio Sana, sendo áreas mais afetadas pelo processo de urbanização e pastagem. Embora se tenha usado a categoria agropastoril, há uma predominância da pastagem. A agricultura é praticada em pequena escala, sendo caracterizada como uma agricultura de subsistência.

A maior parte das 11 sub-bacias estudadas possui mais de 70% da área coberta por floresta, com exceção das sub-bacias Boa Sorte (67,23%), Glória (64,24%), Santana (31,6%) e Deserto (25,51%). As sub-bacias com maiores áreas de atividade agropastoril foram as Deserto (73,91%), Santana (60,94%) e Glória (31,70%), sendo que a Peito de Pomba foi a que apresentou a menor área (10,45%). As sub-bacias Montanha (1,11%) e Pedra Grande (1,47%) registraram as maiores áreas de solo exposto, enquanto que o afloramento rochoso foi maior nas sub-bacias Monte Alto (5,10%), Boa Sorte (5%), São Bento (3,63%) e Peito de Pomba (2,24%). Com relação à urbanização, a bacia de Santana (7,22%), Glória (4,06%), Pedra Grande (2,26%) e Boa Sorte (2,07%) tiveram os maiores percentuais de áreas dentro da zona urbana do distrito do Sana. (Figura 8 e Tabela 3).

De acordo com o mapa de uso da terra as sub-bacias foram divididas em dois grupos, sendo um formado pelas que apresentavam taxas maiores que 1% de urbanização, e o outro pelas bacias menores que 1%, ou seja, no primeiro grupo fez parte (Santana, Glória, Pedra Grande, Boa Sorte e Montanha) e no segundo (São Bento, Peito de Pomba, Cabeceira, Deserto e Alegre).

Tabela 3: Porcentagem de ocupação do uso da terra nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

Bacias/Usos	Floresta (%)	Agropastoril (%)	Solo exposto (%)	Urbanização (%)	Afloramento rochoso (%)
Santana	31,6	60,9	0,2	7,2	0,0
Glória	64,2	31,7	0,0	4,1	0,0
Pedra Grande	73,8	22,5	1,5	2,3	0,0
Boa Sorte	67,2	25,7	0,0	2,1	5,0
Montanha	84,7	12,7	1,1	1,5	0,0
São Bento	72,7	22,3	0,3	1,0	3,6
Peito de Pomba	87,3	10,5	0,0	1,0	2,2
Cabeceira do Sana	77,0	21,3	0,8	0,6	0,4
Deserto	25,5	73,9	0,0	0,6	0,0
Alegre	75,8	23,4	0,2	0,5	0,0
Monte Alto	76,9	18,1	0,0	0,0	5,1

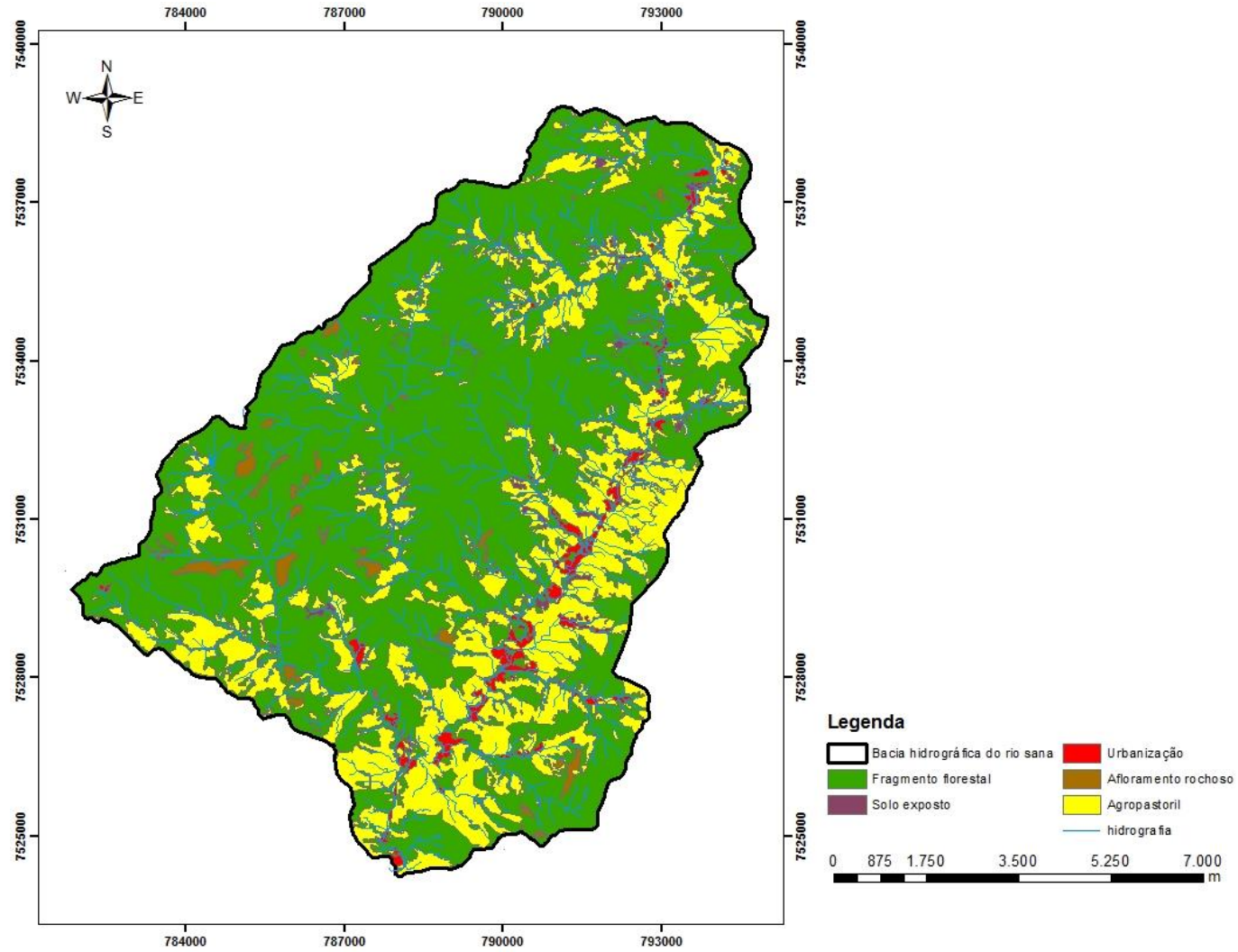


Figura 7: Uso da terra na bacia hidrográfica do rio Sana-RJ.

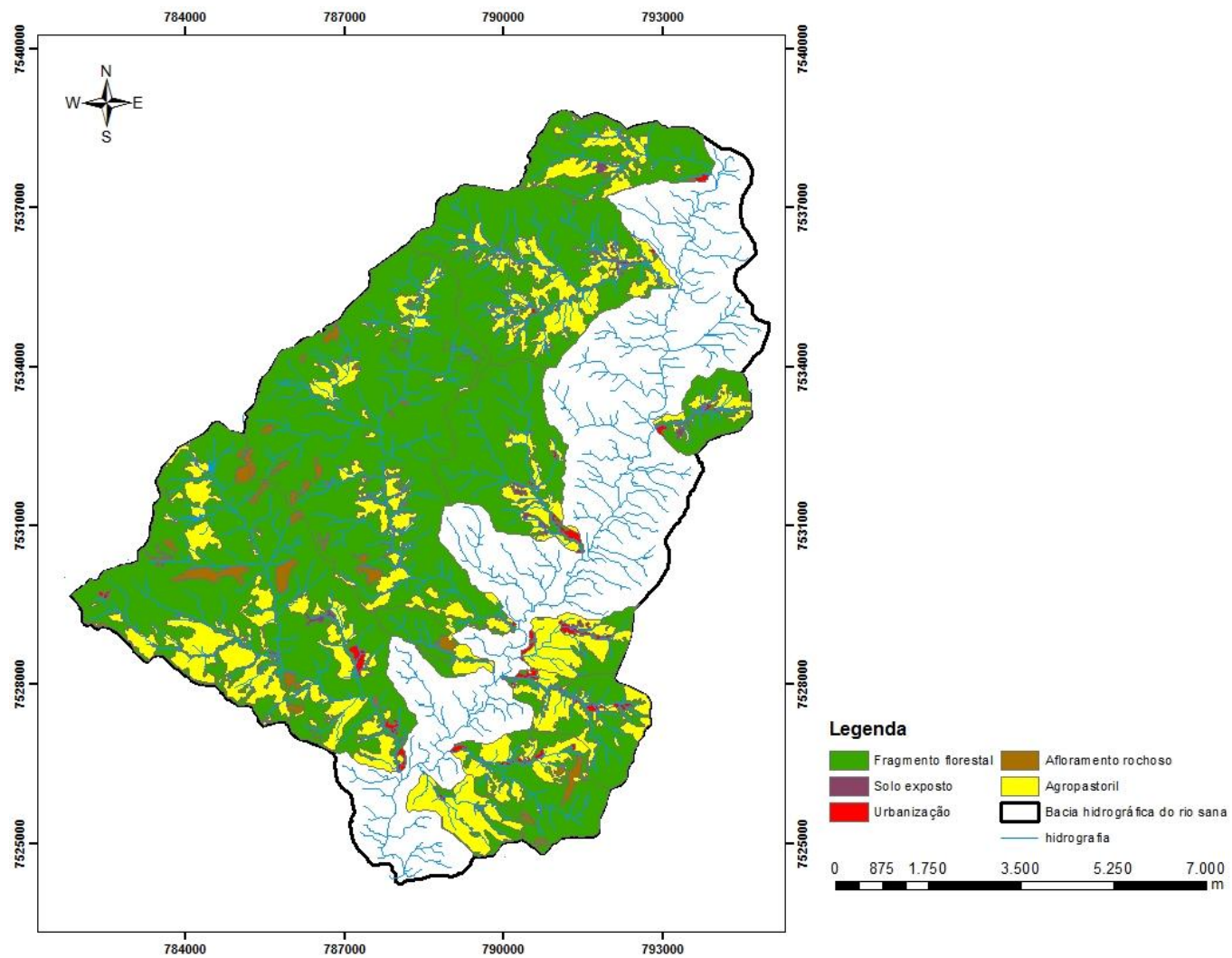


Figura 8: Uso da terra nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-

4.2. Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise espacial

Em média, as sub-bacias do rio Sana apresentaram pH ácido próximo ao neutro variando entre 6,5 (Santana) e 6,8 (São Bento). A condutividade elétrica variou numa faixa entre 25,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Peito de Pomba) a 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Santana). Todos os rios apresentaram boa oxigenação, com % saturação de O_2 variando entre 92,5% (Santana) e 103,9% (Cabeceira do Sana). De acordo com o teste de Kruskal Wallis ($p < 0,05$) não houve diferença significativa dos parâmetros (pH e % O_2 dissolvido) entre as sub-bacias ao longo do ano (Tabela 4). A condutividade apresentou uma variação maior entre os rios, onde o houve similaridade apenas entre as sub-bacias Glória, Santana e Pedra Grande que apresentaram as maiores condutividades. Já na temperatura foi observada uma diferença significativa ($p < 0,05$), entre a Cabeceira (menores temperaturas) e Santana (maiores temperaturas).

Tabela 4: Valores médios \pm desvio padrão – DP, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos medidos na porção fluvial ($n = 11$) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias do rio Sana-RJ. Temperatura (Temp. $^{\circ}\text{C}$); Oxigênio Dissolvido (O_2 . %); Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$); pH.

	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	O_2 (%)
São Bento	20.0 \pm 2.2 (16.1-23.9)	6.8 \pm 0.4 (5.8-7.5)	28 \pm 2.5 (22-32)	101.1 \pm 8.4 (78 - 111)
Deserto	21.5 \pm 2.4 (17.3-27.2)	6.6 \pm 0.3 (6.1-7.3)	28.6 \pm 1.3 (24-31)	100.3 \pm 10.3 (71 - 115)
Boa Sorte	21.1 \pm 1.9 (17.6-25.8)	6.7 \pm 0.3 (6.0-7.4)	30.6 \pm 1.9 (26-33)	97.2 \pm 11.4 (73 - 110)
Glória	20.8 \pm 2.1 (17.2-24.3)	6.7 \pm 0.3 (6.1-7.3)	38.4 \pm 2.5 (33-42)	98.6 \pm 10.3 (66 - 116)
Monte Alto	21.1 \pm 1.9 (17.9-24.1)	6.6 \pm 0.3 (6.0-7.2)	30.2 \pm 1.3 (28-34)	96.6 \pm 8.6 (72 - 107)
Santana	22.8 \pm 2.1 (19.5-25.8)	6.5 \pm 0.3 (5.9-7.0)	43 \pm 3.2 (36-49)	92.5 \pm 13.2 (58 - 114)
Peito de Pomba	19.9 \pm 1.9 (16.1-22.6)	6.7 \pm 0.2 (6.1-7.1)	25.4 \pm 1.7 (21-28)	98.8 \pm 10.2 (81 -113)
Montanha	20.0 \pm 1.4 (17.3-22.1)	6.7 \pm 0.2 (6.0-6.9)	30 \pm 1.3 (26-32)	97.0 \pm 10.5 (65 - 114)
Pedra Grande	20.8 \pm 1.1 (18.6-22.6)	6.6 \pm 0.2 (6.0-7.0)	37.5 \pm 2.2 (28-41)	95.0 \pm 15 (65 - 115)
Alegre	21.2 \pm 1.3 (18.4-23.4)	6.7 \pm 0.2 (6.2-7.0)	34 \pm 1.8 (28-38)	98.1 \pm 9.9 (71 -114)
Cabeceira do Sana	19.0 \pm 1.8 (15.5-21.5)	6.8 \pm 0.2 (6.3-7.2)	19.7 \pm 1.1 (17-21)	103.9 \pm 7.4 (91 - 113)

As concentrações médias de MPS, nutrientes (COD, PO_4^{3-} , NT, PT, NH_4^+) e vazão, são expostas na figura 9, enquanto que os fluxos anuais e rendimentos de nutrientes, MPS e água são apresentados na figura 10 e 11 e no anexo. Em média, as vazões das sub-bacias variaram entre 907 L/s (São Bento) a 30 L/s (Monte Alto) com os rios (São Bento, Peito de Pomba, Montanha, Alegre e Cabeceira) apresentando as maiores vazões, e sub-bacias Deserto, Boa Sorte, Glória, Monte Alto, Santana e Pedra Grande tendo os menores valores ($p < 0,05$). O MPS das sub-bacias variou entre 1,3 mg/L (São Bento) a 22,0 mg/L (Santana).

Em média, a variação de NH_4^+ foi de 0,04 mg/L (Boa Sorte) a 0,19 mg/L (Santana), onde as sub-bacias apresentaram concentrações semelhantes entre ela, com exceção de Santana que apresentou a maior concentração, sendo estatisticamente diferente da bacia São Bento e da Boa Sorte ($p < 0,05$). O NT variou de 0,28 mg/L (Deserto) a 0,49 mg/L (Santana). O PT apresentou uma variação de 0,045 mg/L (Glória) a 0,02 mg/L (Alegre), sendo as maiores concentrações encontradas nas sub-bacias com maiores taxas de urbanização (Glória, Santana e Pedra Grande). A maior concentração de PO_4^{3-} ocorreu em Santana (0,75 mg/L), enquanto que as outras sub-bacias variaram de 0,14 mg/L a 0,65 mg/L (Cabeceira do Sana). O COD variou de 3,5 mg/L (Pedra Grande) a 5,6 mg/L (Santana). A distribuição espacial de nutrientes indicou, segundo o teste de Kruskal-Wallis, que os rios tiveram concentrações similares de COD e PO_4^{3-} ($p < 0,05$), enquanto que para NT, PT e NH_4^+ , MPS foram observadas diferenças nas concentrações entre alguns rios ($p < 0,05$). Com o teste Dunn's foi verificado que a diferença significativa do NT ocorre somente entre Deserto, que teve a menor concentração, e Montanha, já o PT e MPS apresentaram variações entre diferentes bacias.

Nos fluxos instantâneos e anuais foi observada uma variação entre os rios, onde as sub-bacias com as maiores áreas tenderam a apresentar os maiores fluxos. Em média, o fluxo anual de COD variou entre 3,4 ton/ano (Monte Alto) a 136,0 ton/ano (Peito de Pomba). A variação nos fluxos anuais do PT foi de 0,02 ton/ano (Monte Alto) a 0,35 ton/ano (Alegre). A NH_4^+ variou de 0,17 ton/ ano (Pedra Grande) a 1,67ton/ ano (São Bento). A faixa de variação nos fluxos anuais do NT foi entre 0,3 ton/ano (Monte Alto) a 7,9 ton/ano (São Bento). Os fluxos anuais de PO_4^{3-} apresentaram uma variação de 0,2 ton/ano (Monte Alto e Pedra Grande) a 9,03 ton/ano (Cabeceira). No fluxo anual de MPS não foi observada uma relação com a área da bacia onde, em média, a variação foi de 4 ton/ano (Monte Alto) a 140 ton/ano (Montanha).

No presente estudo o rendimento de MPS, nutrientes e vazão foi utilizado com a finalidade de normalizar as relações de carga e tamanho da bacia hidrográfica. A sub-bacia da Cabeceira do rio Sana foi a que apresentou o maior rendimento para COD, NH_4^+ , NT, PT, PO_4^{3-} , em

contraste com a Monte Alto que apresentou os menores rendimentos. Em média, a variação do COD foi de 20,6 ton/km²/ano a 2,56 ton/km²/ano. A NH₄⁺ variou de 376 kg/km²/ano a 63 kg/km²/ano. O NT apresentou uma variação entre 1,02 ton/km²/ano a 0,20 ton/km²/ano. A faixa de variação do PT foi de 63,4 kg/km²/ano a 12,6 kg/km²/ano, enquanto que a do PO₄³⁻ foi de 376 kg/km²/ano a 62 kg/km²/ano. O rendimento de MPS variou de 231,02 ton/km²/ano (Montanha) a 1,5 ton/km²/ano (São Bento).

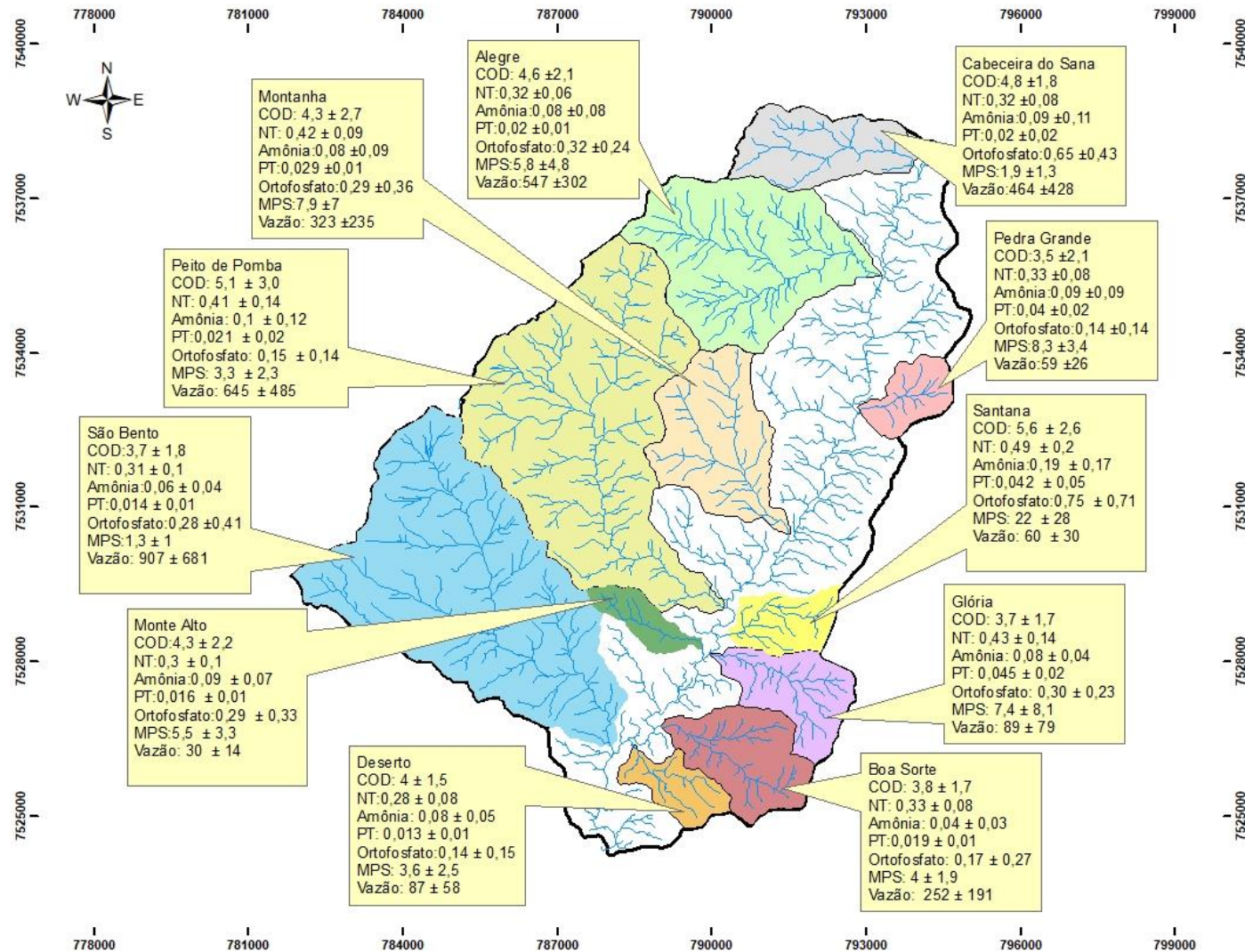


Figura 9: Concentração média \pm (desvio padrão) de nutrientes (mg/L) (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD), Material particulado em suspensão - MPS (mg/L) e vazão (L/s) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

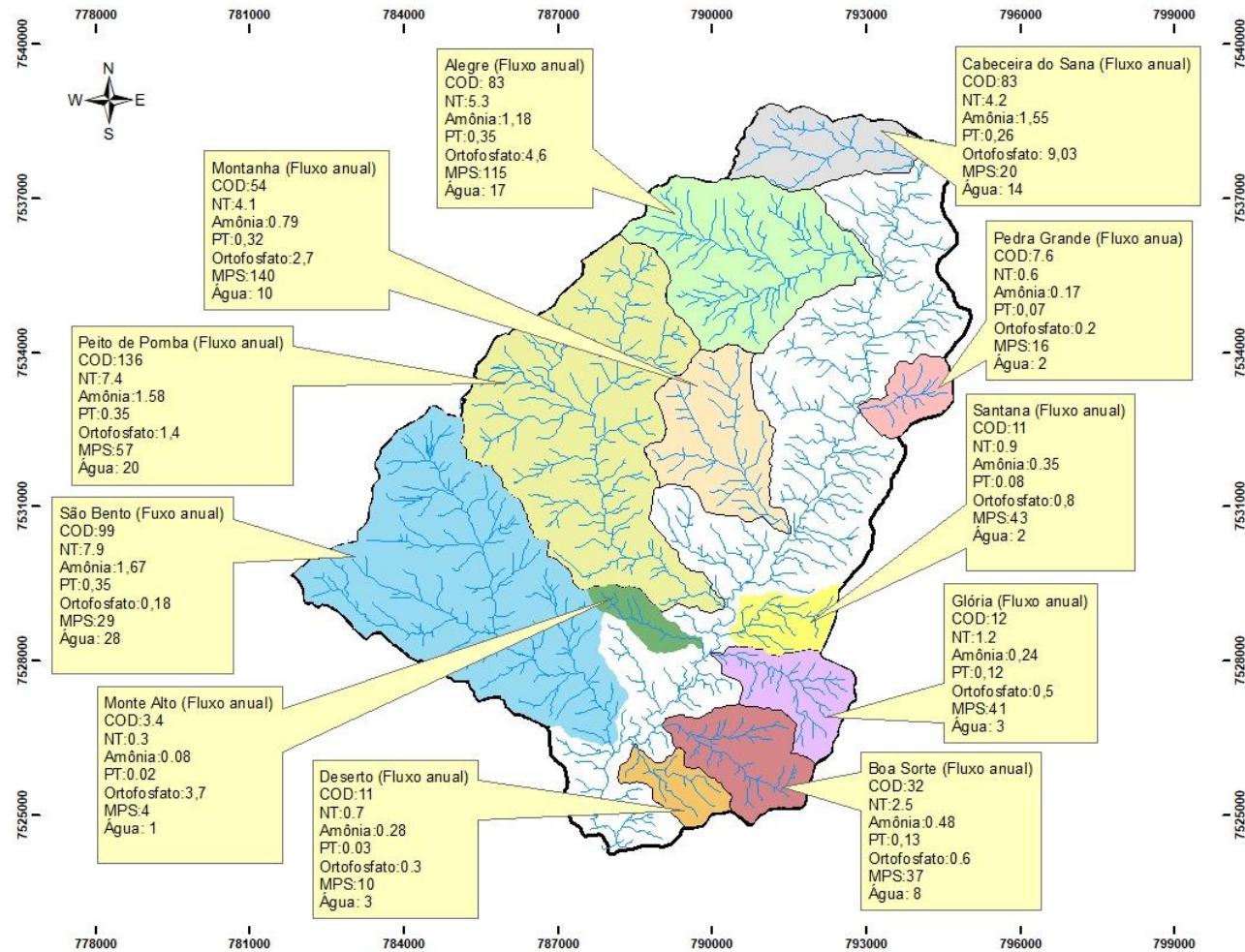


Figura 10: Fluxo anual de nutrientes (ton/ano) (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD)), Material particulado em suspensão - MPS (ton/ano) e água (m^3/ano) medidos na porção fluvial ($n = 11$) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

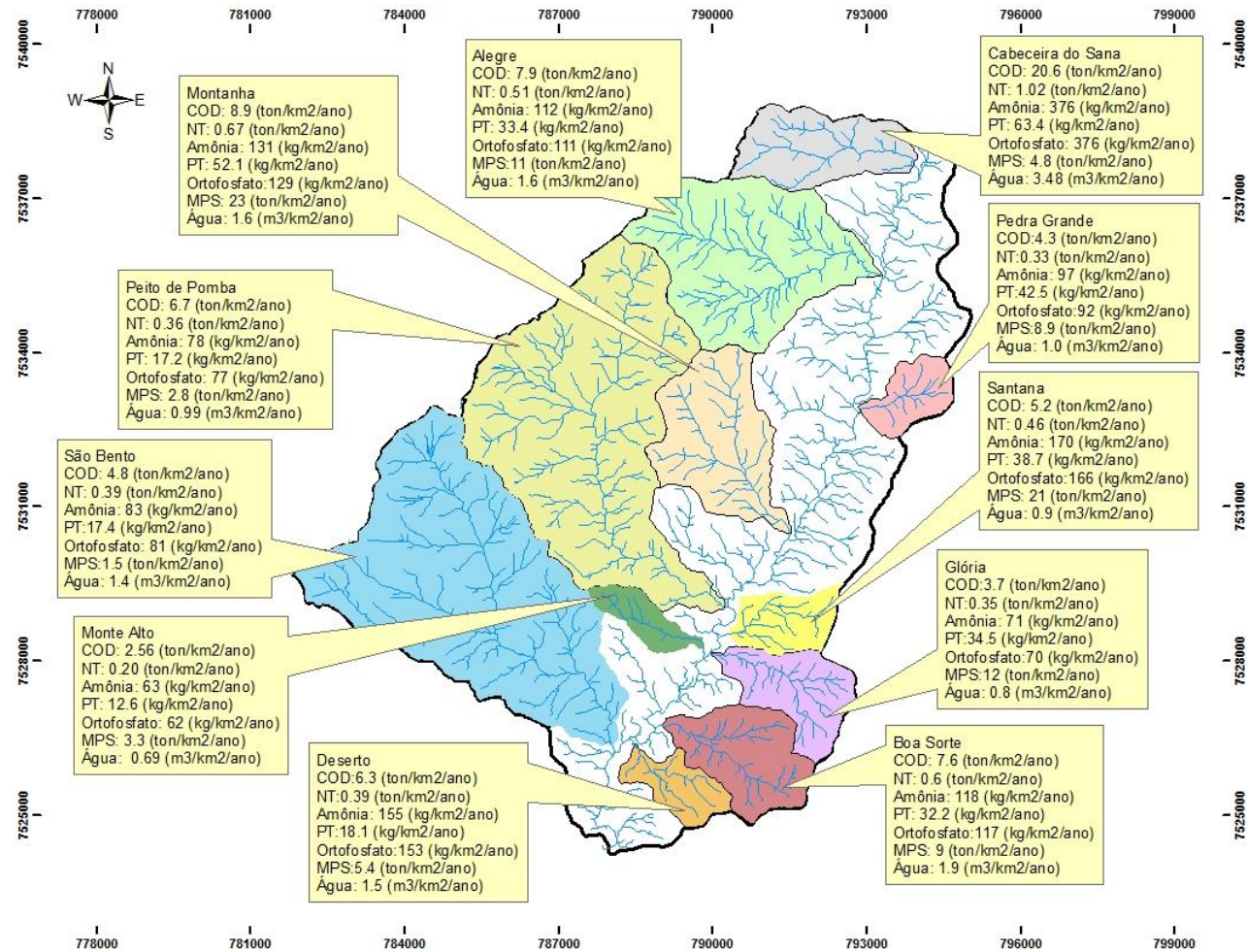


Figura 11: Rendimento de nutrientes (Nitrogênio Total (NT); Amônio (NH_4^+); Fósforo Total - PT e Ortofosfato (PO_4^{3-}); Carbono orgânico dissolvido (COD)), Material particulado em suspensão - MPS e água medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

4.3. Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana - Análise temporal.

De acordo com a sazonalidade das chuvas na área de estudo foi avaliado a variação temporal dos parâmetros analisados nas sub-bacias. As maiores vazões ocorreram no período chuvoso (outubro a março) ($p = 0,0118$), representando no período chuvoso aumentos de 23L/s (Deserto) a 1.306L/s (Cabeceira do Sana) em relação às vazões do período de estiagem (Figura 12). Também foi observado que os maiores fluxos instantâneos acontecem no período chuvoso, ou seja, o período de maior vazão nos rios.

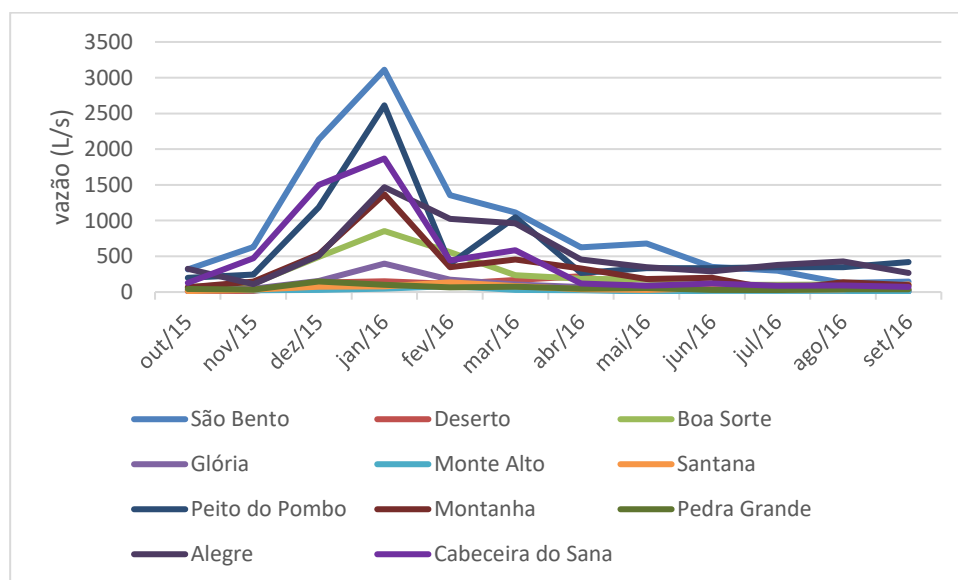


Figura 12: Variação temporal da vazão (L/s) medidos na porção fluvial durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

A variação temporal das concentrações e rendimentos não apresentou diferença significativa entre as concentrações de PO_4^{3-} , COD, NT, PT e MPS, em todos os rios, entre os períodos de chuva e seca ($p < 0,05$). Para a NH_4^+ ($p < 0,0001$) foi observada diferença significativa, sendo os maiores valores encontrados no período chuvoso (Figura 13). Ao analisar a existência de variação em cada sub-bacia, apenas Santana apresentou diferença no NT ($p = 0,03$), onde as maiores concentrações ocorreram no período chuvoso (Figura 14).

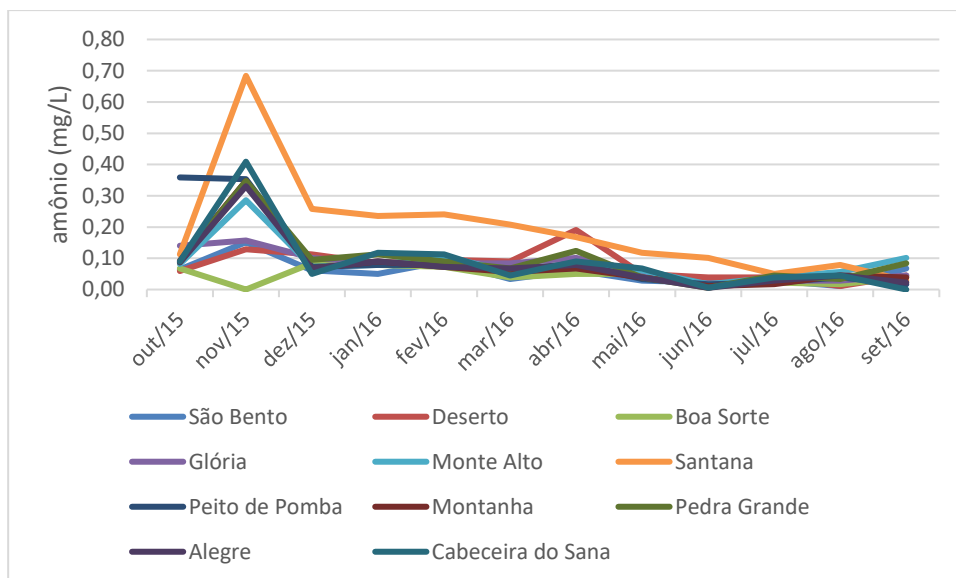


Figura 13: Variação temporal das concentrações de Amônio (NH_4^+ - (mg/L) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

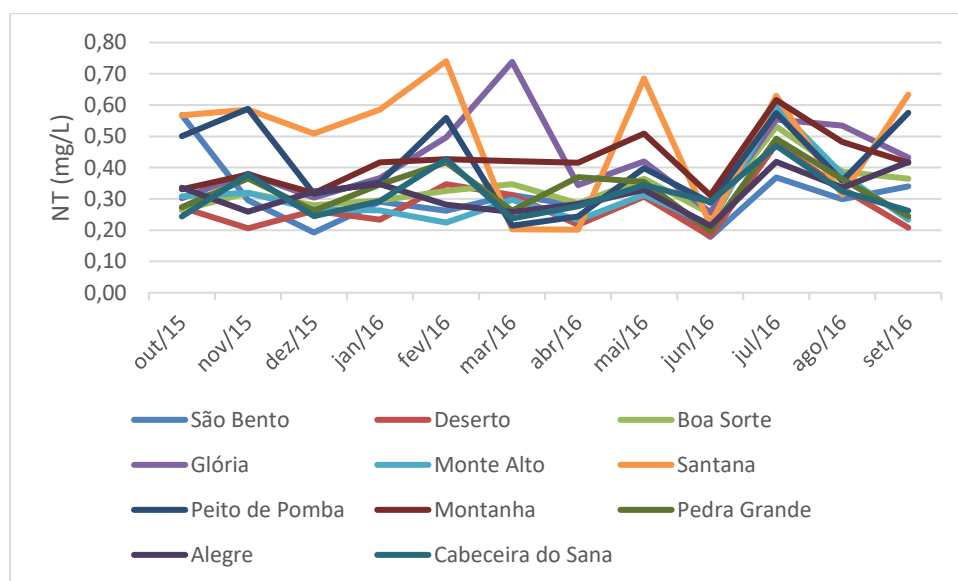


Figure 14: Variação temporal das concentrações de nitrogênio total (NT – (mg/L) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ

Os maiores rendimentos nas sub-bacias foram encontrados no período chuvoso, que foi estatisticamente diferente do período seco para os nutrientes COD ($p = 0,0045$), NT ($p = 0,0007$), PO_4^{3-} ($p = 0,0003$), NH_4^+ ($p = 0,0002$) e PT ($p = 0,0002$) e para o fluxo de água ($p = 0,00118$). Ao analisar a cabeceira do Sana, bacia que apresentou os maiores rendimentos, foi possível observar que a maior diferença nos rendimentos, com relação as outras sub-bacias,

ocorre no período chuvoso, época das maiores precipitações e consequentemente maior escoamento superficial nas bacias. Os rendimentos de nutrientes e água são expostos da Figura 15 a 18.

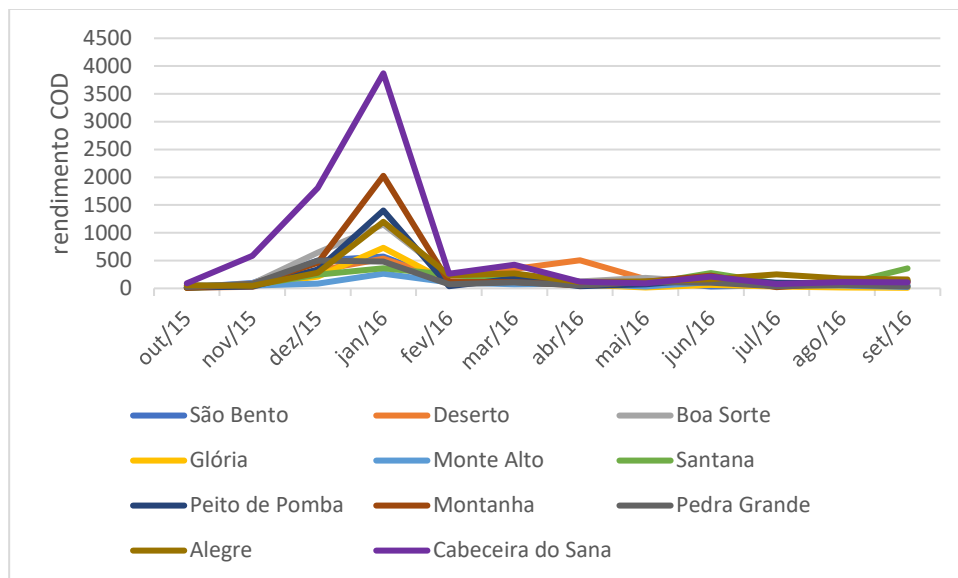


Figura 15: Variação temporal do rendimento de carbono orgânico dissolvido (COD- ton/km²/ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ

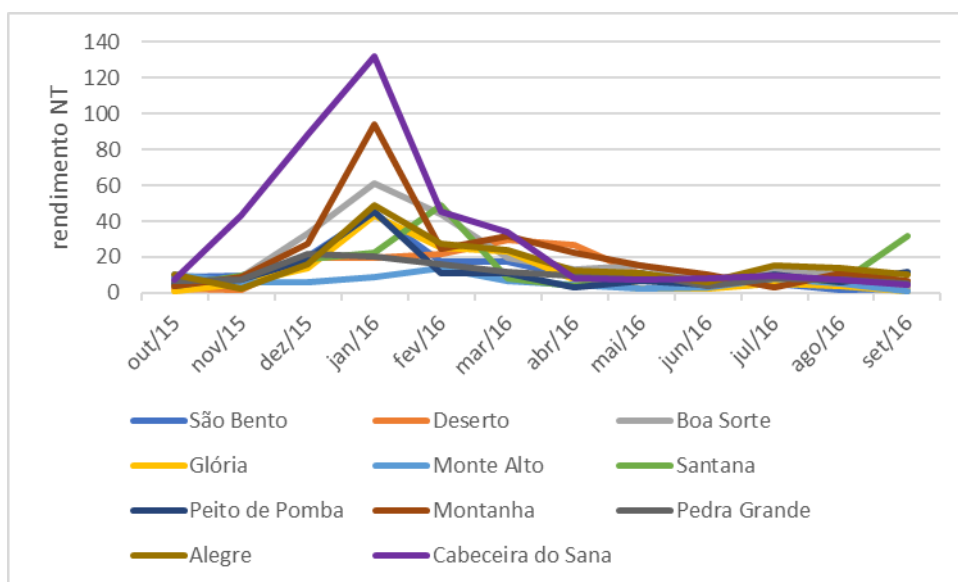


Figura 16: Variação temporal do rendimento de nitrogênio total (NT- ton/km²/ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ

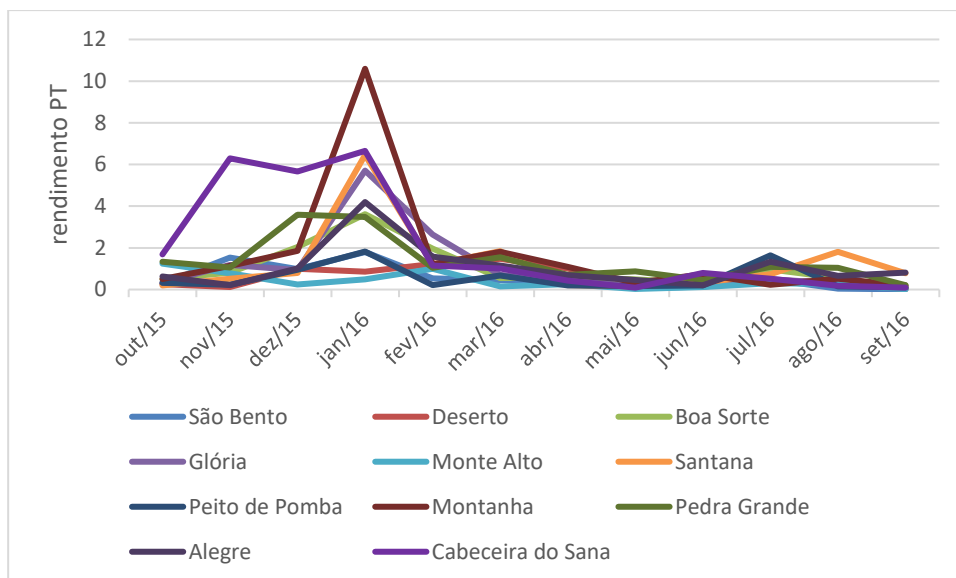


Figura 17: Variação temporal do rendimento de fósforo total (PT- $\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$) medidos na porção fluvial ($n = 11$) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ

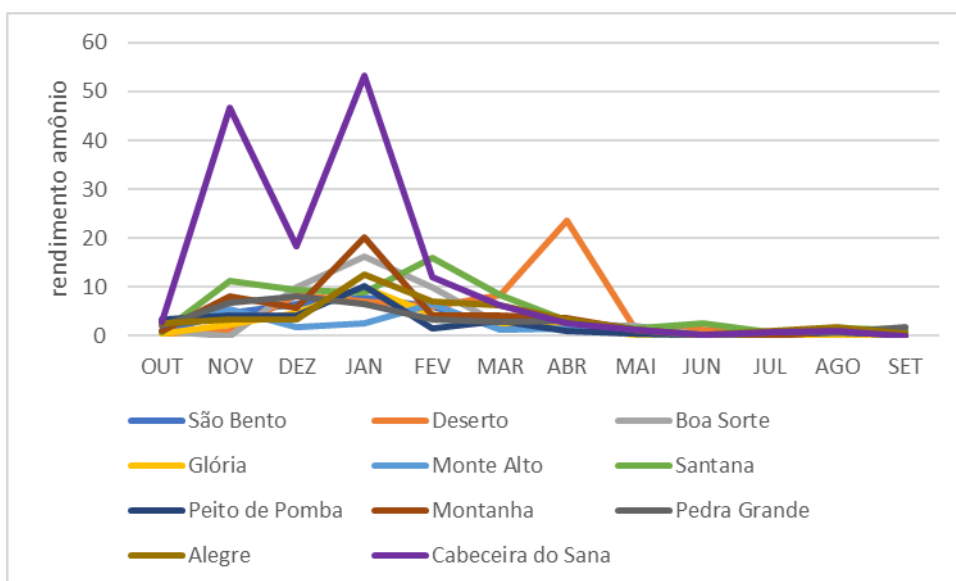


Figura 18: Variação temporal do rendimento de amônio (NH_4^+ - $\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$) medidos na porção fluvial ($n = 11$) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ

O MPS ($p = 0,0171$) também apresentou diferença significativa entre os períodos, com os maiores rendimentos sendo observados no período chuvoso. Durante o período de dezembro a janeiro, as sub-bacias Montanha, Santana e Glória apresentaram rendimentos até 6 vezes mais do que encontrado nas demais sub-bacias avaliadas (Figura 19).

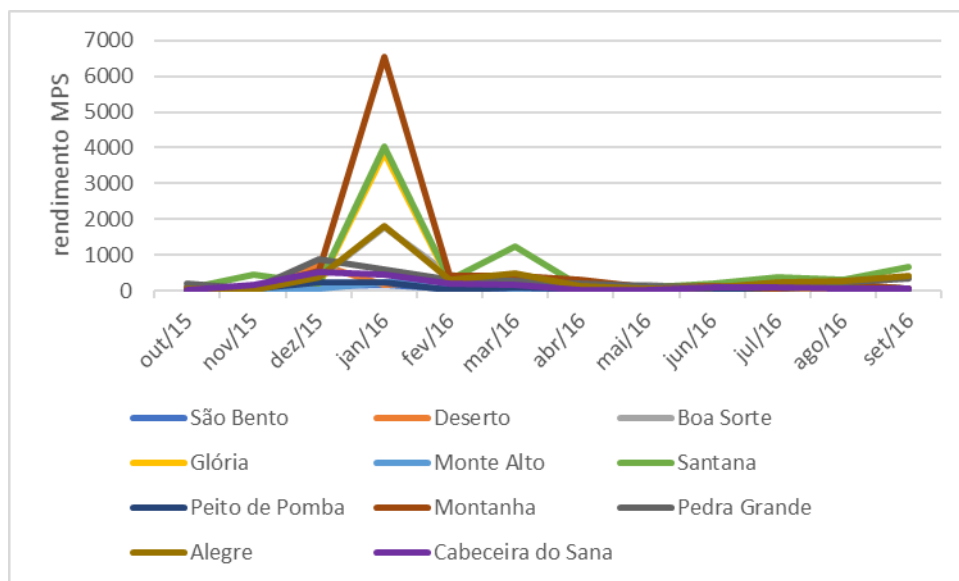


Figure 19: Variação temporal do rendimento de material particulado em suspensão (MPS - ton/km²/ano) medidos na porção fluvial (n = 11) durante o período amostral de 12 meses, nas sub-bacias hidrográficas do rio Sana-RJ.

4.4. Fatores que determinam a quantidade e qualidade das águas das sub-bacias do rio Sana.

Parte das sub-bacias apresentaram um comportamento hidrológico semelhante entre as vazões, com exceção das sub-bacias Santana e Peito de Pomba que não se relacionaram com as bacias do grupo em que estavam inseridas, ou seja, grupo de pequenas vazões e grandes vazões, respectivamente. As diferenças podem estar associadas à influência da urbanização no manejo de água, já que Santana apresenta uma alta taxa de urbanização e a água da bacia Peito de Pomba foi utilizada para abastecimento público do centro urbano (arraial do Sana) no período de menor estiagem nos rios, modificando assim o ciclo hidrológico natural.

Ao analisar as vazões observa-se uma relação linear com a área, onde bacias com maiores áreas apresentaram maiores vazões ($p < 0,0001$; $r = 0,972$) (Figura 20).

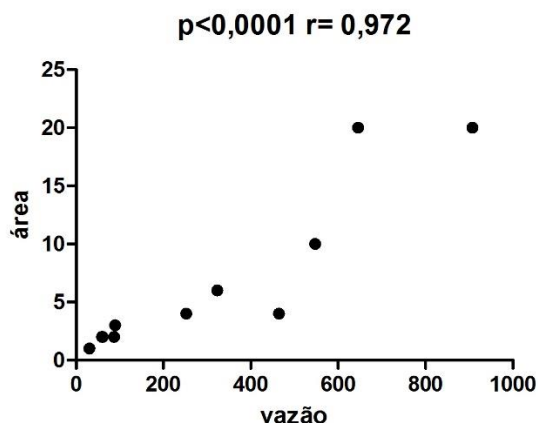


Figura 20: Correlação dos parâmetros vazão (L/s) e área (km²)

A área de drenagem e a precipitação influenciaram nos fluxos anuais e instantâneos de nutrientes e vazão, sendo maiores no período chuvoso em relação ao seco, porém bacias com áreas similares apresentaram fluxos diferentes, como por exemplo a Cabeceira e Boa Sorte; Peito de Pomba e São Bento, o que nos demonstra a influência de outros fatores ambientais e sociais, tais como a geomorfologia, diferentes usos da terra e captação de água para abastecimento público.

Para os rendimentos não foi observada nenhuma relação com as diferentes classes de uso da terra, sendo estabelecida apenas a relação do rendimento do fluxo de água com o rendimento de nutrientes (COD, NT, PO₄³⁻ e NH₄⁺) (Figura 21). O que demonstra que os rios que apresentam alto rendimento de água tendem a apresentar maiores rendimento de nutrientes.

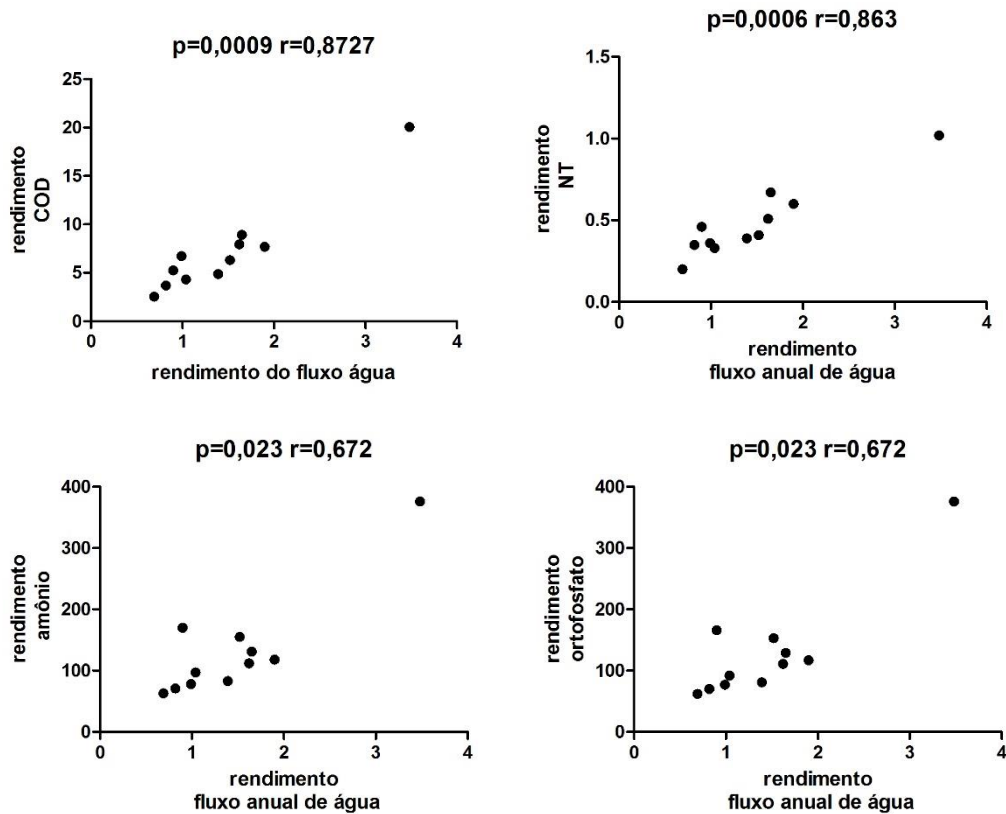


Figura 21: Correlação entre rendimento do fluxo anual de água ($\text{m}^3/\text{km}^2/\text{ano}$) e carbono orgânico dissolvido (COD ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)), nitrogênio total (NT ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$)), amônio (NH_4^+ ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$)), e ortofosfato (PO_4^{3-} ($\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$))

A declividade mostrou ser um fator de influência nas concentrações e rendimentos de MPS, já que foi encontrada uma correlação negativa entre as variáveis, indicando que em bacia com maiores declividades se espera menores valores de MPS nos rios devido ao maior potencial de transporte (Figura 22). Sendo que a cobertura florestal e o uso e manejo do solo também são fatores que influenciam nas concentrações e rendimentos de MPS, embora não tenha sido possível estabelecer uma relação significativa entre as variáveis.

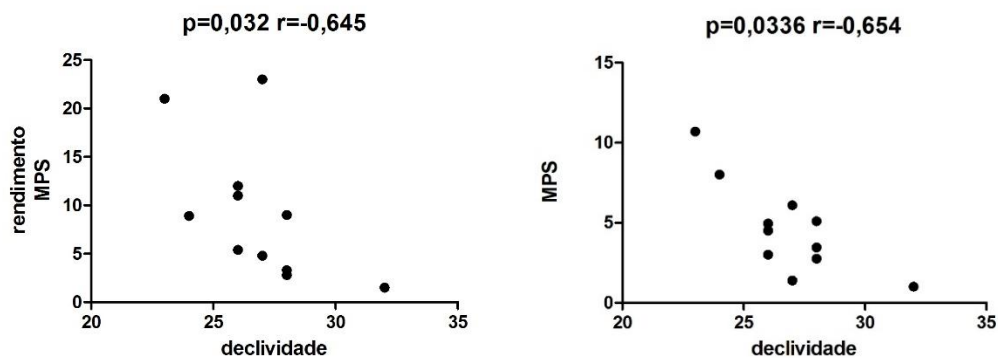


Figura 22: Correlação entre declividade, concentração material particulado (MPS (mg/L)) e rendimento de material particulado (MPS (ton/km²/ano))

Embora diferentes estudos indiquem uma relação entre uso da terra e concentrações de nutrientes, neste estudo não foi encontrada correlação com as diferentes classes de uso do solo (agropastoril, cobertura florestal e solo exposto), com exceção da urbanização, que apresentou uma relação positiva com o NT e PT (Figura 23). Sendo assim os resultados indicam que as sub-bacias do Sana mais urbanizadas tendem a apresentar maiores concentrações de NT e PT.

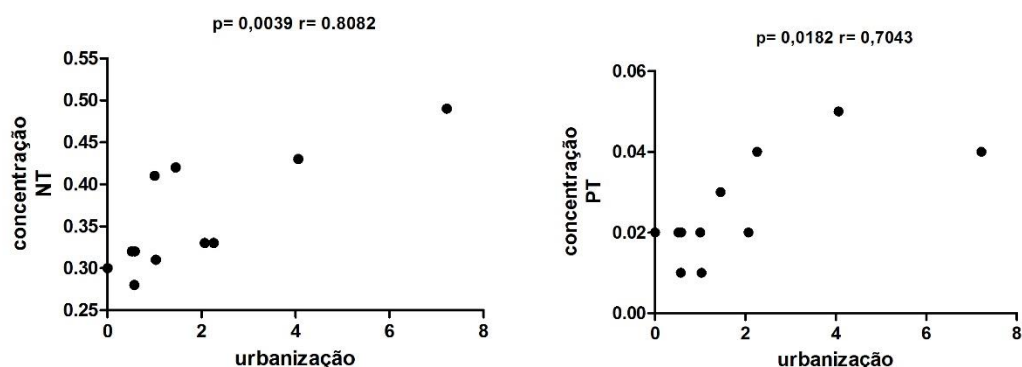


Figura 23: Correlação entre urbanização e concentrações de nitrogênio total (NT (mg/L)) e fósforo total (PT (mg/L))RJ.

Com a divisão dos dois grupos de sub-bacias os resultados indicaram que a partir de 1 % de urbanização as bacias se diferenciam nas concentrações de NT ($p = 0,0012$), PT ($p < 0,0001$), MPS ($p < 0,0001$) e vazão ($p < 0,0001$), bem como no rendimento de MPS ($p = 0,0302$). Embora não tenha sido estabelecida correlação significativa ($p < 0,05$) com os outros usos da terra, observar-se uma tendência no aumento das concentrações de nutrientes e MPS com o aumento da área alterada.

5. DISCUSSÃO

5.1. Características físicas e uso da terra das sub-bacias hidrográficas do rio Sana

A partir dos padrões morfométricos obtidos, como área de drenagem, índice de forma e coeficiente de compacidade foi possível obter um melhor detalhamento do comportamento hidrológico das bacias.

O índice de forma e o coeficiente de compacidade indicaram uma tendência alongada da bacia e sub-bacias, estes índices indicam uma resposta semelhante entre as bacias, com relação ao menor efeito da precipitação sobre as vazões durante a chuva. Sendo semelhante a Cardoso et al. (2006) na bacia do rio Debossan em Nova Friburgo, que obteve índice de forma 0,3 e coeficiente de compacidade de 1,6 indicando um formato alongado da bacia. A declividade média de todas as sub-bacias foi fortemente ondulada (20 a 45%), indicando uma maior tendência ao escoamento superficial em relação a infiltração (Coutinho et al., 2009).

Devido à proximidade das sub-bacia e as características morfométricas analisadas é possível observar uma similaridade entre elas e com isso agrupá-las dentro de uma mesma unidade de litótopo, que são bacias que apresentam o mesmo clima regional, topografia e geologia (Montgomery, 1999). Como são considerados rios de cabeceira, o conceito da teoria do rio contínuo indica uma forte influência da entrada de material alóctone, na composição química da água dos rios. Por fazerem parte do mesmo litótopo, de acordo com a teoria de domínio de processos, as sub-bacias deveriam apresentar semelhante fonte de matéria orgânica (floresta natural) para os rios estudados, contribuindo para concentrações similares de nutrientes entre eles (Montgomery, 1999). Porém nas bacias ocorrem interferências antrópicas, como na mudança do uso da terra, o que pode estar contribuindo, em alguns rios, na diferença das concentrações de nutrientes e MPS na composição da água. Já que a composição da paisagem nas bacias de drenagem exerce influência sobre a qualidade das águas nos rios (Salomão, 2004). Sendo assim pode-se observar a influência das teorias do rio contínuo, domínio de processos e do descontínuo fluvial determinando as características dos rios estudados, já que as características hidro químicas sofreram influência da contribuição da matéria orgânica (material alóctone), dos processos geomorfológicos, condições climáticas e solo, que foram semelhantes entre os rios, e a interação com as transformações na paisagem, como por exemplo a influência das áreas urbanas sobre a composição química da água.

Em todas as sub-bacias, com exceção da Cabeceira do Sana, houve uma mudança na

cobertura da terra, na região do ponto de coleta, onde as características deste local, podem refletir nas concentrações de nutrientes e MPS encontrada nos rios. Já que a localização do impacto antrópico também pode ser um fator de influência na físico-química da água dos rios, onde diferentes autores têm sugerido uma maior influência na qualidade da água, quando o uso da terra ocorre na mata ciliar (Barling e Moore, 1994; Norton e Fisher, 2000; Sliva e Williams, 2001; Storey e Cowley, 1997; Tran et al., 2010).

5.2. Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise espacial

Todas as sub-bacias estudadas possuem alta declividade, com rios encachoeirados, que apresentam fluxo turbulento, contribuindo assim para alta oxigenação encontrada na água dos rios (Wetzel, 2011).

A semelhança na alta condutividade encontrada nas sub-bacias Glória, Santana e Pedra Grande, pode estar relacionada com a maior porcentagem de área urbanizada encontrada nestas bacias pois, segundo Esteves (1998), em rios tropicais os valores de condutividade elétrica estão relacionados com as características geoquímicas da região e com as condições climáticas, quando não sofrem influência de outros fatores, como contaminação por fontes pontuais ou difusas.

A maior parte das bacias apresentaram concentrações similares de nutrientes, sendo apenas em alguns rios, encontradas diferenças significativas nas concentrações de PT e NT. Esta similaridade pode ser um reflexo das concentrações naturais, visto que as sub-bacias apresentaram pouca interferência antrópica, tendo como principal fonte de matéria orgânica a cobertura florestal. De acordo com Salomão (2004) em bacias sem interferência antrópica a composição das partículas e solutos contidos na água é consequência do tipo de clima, vegetação, solos e rocha presente na bacia de drenagem. Assim a diferença nas concentrações pode estar relacionada com a interferência humana (urbanização), que promoveram uma exportação de MO (fonte antrópica) para água dos rios com alteração das concentrações naturais. Como exemplo, somente a bacia de Santana apresentou uma concentração de COD superior às outras sub-bacias, este aumento, embora não significativo, pode estar associado à área urbana. Estudos em pequenas bacias tropicais têm demonstrado que áreas urbanas podem atuar como importante fonte antrópica de COD e outros nutrientes para os rios, principalmente quando o esgoto não tratado é despejado diretamente (Camargo et al., 1996; Daniel et al., 2002;

Moyer et al., 2015; Raymond e Bauer, 2001c).

As maiores concentrações de PT encontradas nas bacias de Santana e Glória estiveram relacionadas com a maior densidade populacional, pois estão localizadas na região mais urbanizada da bacia (arraial do Sana) e possuem a maior porcentagem de área urbanizada. Já que os estudos de Alvarez-Cobelas et al. (2009) e Harris (2001) apontaram a densidade populacional o como o principal fator de influência para o aumento das concentrações de PT.

Nos fluxos e rendimentos foi observada a influência de outros fatores e processos, tais como: a influência da área de drenagem nos fluxos, e das características geomorfológicas influenciando nos rendimentos. Nas sub-bacias do Sana, os fluxos de nutrientes tiveram uma relação com a área, conforme pode ser observado que as maiores bacias (São Bento e Peito de Pomba) apresentaram os maiores fluxos. Este mesmo padrão foi encontrado por Milliman e Syvitski (1992) que constataram uma alta relação entre a área da bacia com o fluxo de sedimentos.

Na área de estudo o maior rendimento de nutrientes foi encontrado na cabeceira do Sana, bacia que também apresentou o maior rendimento anual de água. Esta bacia possui as maiores altitudes e uma orientação de vertente perpendicular as outras sub-bacias, se diferenciando das demais, que estão orientadas paralelamente ao rio Sana. Estes aspectos podem estar relacionados a interceptação horizontal da umidade, contribuindo para chuva oculta (Cortines, 2012) e para maior taxa de escoamento superficial nesta bacia, que é intensificado com o desmatamento em algumas regiões da bacia, onde estão localizadas as áreas mais íngremes, que tendem a apresentar naturalmente um maior escoamento superficial. Milliman e Syvitski (1992) observaram que a diferença no rendimento de sedimentos em diferentes rios montanhosos era em função da variação na altitude entre as bacias, onde os rios de maiores elevações apresentaram as maiores taxas de escoamento superficial e conseqüentemente maior rendimento de sedimentos. Lenhart et al. (2003) também apontou o escoamento superficial como o principal fator de influência no aumento do rendimento de nutrientes e Alvarez-Cobelas et al. (2009) apontaram a influência do escoamento superficial e da densidade como os melhores preditores para o rendimento de PT.

Os rendimentos de COD nas sub-bacias foram semelhantes aos estimados por Lioret et al. (2013) ($2.3-5.0 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) para pequenos rios montanhosos tropical úmido. O forte poder erosivo das chuvas e a íngreme encosta das bacias contribuem para erosão da matéria orgânica do solo, levando a exportação de COD (Lioret et al., 2013). McDowell e Asbury (1994) mostrou que em pequenos rios tropicais os rendimentos de COD podem ser altamente dependentes da vazão, ou seja, quanto maior a vazão maior será o rendimento de COD.

As bacias Montanha, Santana, Alegre e Glória apresentaram os maiores rendimentos de MPS entre dezembro a janeiro, o que pode estar associado a diferença no uso da terra e ao tipo de manejo do solo. Já que diferentes autores relataram um aumento na produção de MPS e escoamento superficial, com a alteração da cobertura florestal e com um uso intensivo e moderado da terra (Calijuri e Cunha, 2013; Langbein e Schumm, 1958; Baker, 2003; Schoonover e Crim, 2015; Schoonover e Lockaby, 2006; Wilson, 1973).

5.3. Hidrologia e hidroquímica das sub-bacias hidrográficas do rio Sana – Análise temporal

Neste estudo somente a vazão e o nutriente (NH_4^+) apresentaram diferença significativa entre o período seco e chuvoso, sendo as maiores concentrações de nutrientes encontradas no período de maiores precipitações. Embora diferentes estudos apontam uma variação temporal, onde no período seco, baixa vazão, ocorre um aumento nas concentrações de nutrientes (Bu et al., 2014; Yu et al., 2016; Salomão, 2004). O aumento da concentração de nutrientes no período chuvoso pode estar relacionado ao aumento do lençol freático, já que a água do lençol pode ter entrado em contato com a matéria orgânica das fossas das casas, e também ao possível aumento do escoamento superficial, que contribuiu para o maior carregamento de MPS e lixiviação de nutrientes para os rios. De acordo com Yu et al (2016), Ranzini (2004) e Salomão (2004) durante o período de cheias ocorre um aumento do escoamento superficial e subsuperficial, contribuindo para o maior aporte de água nos rios. Este aumento explica os maiores rendimentos na cabeceira terem ocorrido no verão.

5.4. Fatores que determinam a quantidade e qualidade das águas das sub-bacias do rio Sana.

Nas sub-bacias hidrográficas foi possível observar a relação entre área, declividade, altitude, escoamento superficial e cobertura da terra. A relação negativa encontrada entre a vazão dos rios e a concentração de PT e MPS, demonstra que com aumentos da vazão tende a ocorrer uma diminuição destas concentrações, onde a vazão apresenta um potencial de diluição para o PT e transporte para o MPS. Segundo Yu et al. (2016) e Salomão (2004) o aporte de água nos rios contribui para a diluição do PT. Com relação ao MPS a bacia São Bento foi a que apresentou a menor concentração média, o que pode estar associado a maior declividade e vazão do rio e a alta área de cobertura florestal, já que a alta declividade e vazão do rio contribuem para uma um rápido transporte de MPS, resultando numa maior exportação para outras bacias, e a presença da cobertura florestal auxilia na redução do potencial erosivo de bacias montanhosas. De acordo com Kramer e Meyer (1969) em regiões montanhosas ocorre uma maior erosão e transporte de sedimentos, devido a maior velocidade de escoamento superficial que é provocada pela acentuada declividade. No entanto a presença da floresta, em bacias com alta declividade, contribui para redução da velocidade do escoamento superficial e da erosão superficial (Brown, 2005; Brooks et al., 1997; Chen e Lu, 2014).

Nenhuma classe de uso da terra (floresta, atividade agropastoril e solo exposto), com exceção da urbanização, apresentou relação com as variáveis analisadas. Apesar de a literatura apontar a relação do uso da terra com a concentração de nutrientes, onde a pecuária, agricultura e urbanização contribuem para uma maior emissão de nutrientes (Amiri e Nakane, 2009; Bu et al., 2010; Huang et al., 2016; Lee et al., 2009; Molisani et al., 2013; Yu et al., 2016).

A ausência de correlação no presente estudo acredita estar associada à baixa representatividade da área impactada, visto que a maior parte das bacias estudadas apresentaram uma cobertura florestal superior a 60% onde somente duas bacias, com pequena área de drenagem, apresentaram uma alta porcentagem de área agropastoril. Sendo assim, numa pequena área amostral foi possível estabelecer uma correlação significativa apenas com a urbanização, assim como Lenhart et al. (2003) que também não estabeleceram nenhum efeito do uso da terra, nas concentrações e rendimentos, devido a pequena área amostral que foi alterada.

Em áreas pouco alteradas, como foi o caso das sub-bacias estudadas foi possível verificar apenas a relação da urbanização com as concentrações de PT e NT. Bacias urbanizadas, com

taxas maiores que 1%, já começaram a apresentar modificações nas concentrações (PT, NT e MPS), vazão e no rendimento de MPS. A forte influência da área urbana sobre a qualidade da água também foi documentada por Chen e Lu (2014) que aponta a urbanização explicando 50,8% da variação na qualidade da água num rio de médio porte na região montanhosa da China, tendo como influência dois principais fatores, o lançamento de águas residuais sem tratamento (urbanas e industriais) e a alta porcentagem de superfícies impermeáveis. Molisani et al (2013) também apontaram o esgoto doméstico, oriundo da urbanização, e pecuária como os principais responsáveis pelo incremento antrópico da emissão dos elementos químicos na bacia do Rio Macaé. A redução do rendimento do fluxo anual de água nas bacias com maiores taxas de urbanização, podem estar relacionadas com a utilização da água pela comunidade local, apesar destas bacias apresentarem uma redução da cobertura florestal o que pode contribuir para um aumento do rendimento do fluxo anual de água segundo McCulloch e Robinson (1993) e Watson et al. (2001). Sendo assim, também é importante considerar as atividades e os diferentes usos que são desenvolvidos na bacia, já que o fluxo de água pode ser reflexo de outros componentes e não somente da presença ou ausência de cobertura florestal.

Em parte, as diferentes concentrações de MPS e nutrientes encontradas entre as sub-bacias alteradas (Deserto e Santana) pode ser resultado da maior porcentagem de área urbanizada, pois a ocupação humana ocorre ao longo do rio, onde se tem construções residenciais e possíveis fontes de lançamento *in natura* do esgoto doméstico, conforme pode ser observado na bacia de Santana e Glória. Entretanto as variações também é pode ser resultado das diferentes práticas de manejo utilizadas no solo, já que Yu et al. (2016) aponta uma relação entre o tipo de agricultura, intensidade da pastagem e práticas de manejo do solo com a intensificação dos processos erosivos, o aumento de sedimentos e nutrientes nos rios. Com isso observa-se que as maiores ameaças não são na alteração da cobertura da terra, mas sim as atividades desenvolvidas na área, que podem contribuir para diferentes fontes de poluições, conforme foi retratado por Bu et al. (2010a).

A cabeceira do Sana apresentou o maior rendimento de água e de nutrientes, o que pode estar associado ao maior escoamento superficial da bacia, que foi atribuído as diferenças geomorfológicas da bacia, sendo semelhante a Salomão (2004) que também observou o relevo influenciando no deflúvio. O desmatamento em alguns trechos da bacia pode ter uma influência indireta, pois diferentes autores apontam que as mudanças do uso do solo alteram os processos de infiltração e escoamento superficial (Andreassian, 2001; Lenhart et al., 2003; Whitehead e Robinson, 1993)

Neste estudo não foi possível obter uma compreensão plena da correlação entre uso da terra,

concentração e rendimento dos diferentes parâmetros analisados, já que a quantidade e qualidade da água são influenciadas por diferentes fatores (localização do impacto antrópico, características do local de coleta, tipo de manejo do solo, densidade populacional, entre outros...). No presente estudo houve uma dificuldade em estabelecer uma relação entre uso da terra e vazão, já que a água também é utilizada pela comunidade local, portanto foi observado que a vazão não é um bom parâmetro para ser analisado em bacias urbanizadas, sendo recomendado apenas nos estudos que envolvem bacias pareadas. Yu et al. (2015) atribuiu a falta de correlação ao envolvimento de um conjunto de múltiplos fatores, onde as análises são complexas, já que diferentes fatores podem influenciar nas características químicas e físicas da água e no comportamento hidrológico da bacia. A complexidade dos fatores também foi abordada por Christopher et al. (2010) que apontaram o efeito da localização dos impactos antrópicos, o grau do impacto antrópico e se o conjunto e tempo de coleta das amostras foram suficiente para analisar a existência de correlação. Por mais que se consiga minimizar ao máximo estes múltiplos fatores segundo Hibbert (1967) a resposta de bacias hidrográficas a mudanças é extremamente variável. Onde a generalização das observações locais pode gerar resultados imprecisos, sendo necessária para uma melhor análise amostragens mais amplas e com maiores repetições (Andréassian, 2004). Para melhor compreensão da relação do uso da terra com os parâmetros analisados é importante uma maior representatividade da área alterada, fato que não se enquadra nas sub-bacias do Sana, já que estas se encontram bem preservadas, sendo assim talvez um maior período de amostragem possa estabelecer melhores relações entre as variáveis estudadas.

Os estudos sobre recursos hídricos em microescala são importantes para um conhecimento mais detalhado da qualidade ambiental da bacia hidrográfica, tornando-se assim possível traçar um plano de ação voltado para as áreas mais impactadas, para os problemas locais observados e áreas estratégicas de preservação, conservação e recuperação. Como por exemplo na bacia hidrográfica do rio Sana, que apesar da bacia ter apresentado boa porcentagem de cobertura florestal e qualidade da água dos rios, considerando os parâmetros analisados, foi observado que as bacias mais urbanizadas apresentaram um aumento da concentração de NT PT e MPS, enquanto que nos rendimentos se teve forte influência do escoamento superficial. Sendo assim uma gestão voltada para regiões estratégicas na bacia do Sana, com vista a minimizar processos erosivos, possíveis fontes pontuais e difusas de poluição, redução do escoamento superficial e aumento da infiltração, podem contribuir com menores fluxos e rendimentos (nutrientes e MPS) exportados para bacia do rio Macaé.

6. CONCLUSÃO

Os aspectos analisados da geomorfologia indicaram um comportamento hidrológico semelhante entre as sub-bacias, porém pequenas variações, como na altitude, declividade e área de drenagem influenciaram em parâmetros monitorados (vazão, concentração de MPS e rendimentos).

As sub-bacias do rio Sana possuem maiores proporções de áreas de coberturas florestais, sendo assim, este é o uso preponderante na bacia do rio Sana. No entanto as sub-bacias Glória e Santana apresentaram pequenas áreas urbanizadas contribuindo para uma alteração da matéria orgânica exportada para os rios influenciando no aumento da concentração de nutrientes.

O monitoramento mensal indicou uma boa qualidade da água dos rios, já que todos encontram-se com boa oxigenação e baixas concentrações de nutrientes, sendo em grande parte das bacias as concentrações oriundas de fonte natural.

Nos rendimentos, concentrações e vazões das sub-bacias do Sana observou-se maiores influências de processos naturais decorrentes da geomorfologia e características naturais da área (solo, vegetação natural e clima), no entanto processos antrópicos como a conversão da cobertura florestal por áreas urbanizadas, mostram um cenário tendencioso para a poluição dos rios, já que ocorre um aumento da concentração de nutriente e material particulado.

7. REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. **Stream Ecology Structure and Function a Running Waters**. London, Chapman & Hall, 1995.
- ALLAN, J. D., FLECKER, A.S. **Biodiversity conservation in running waters**. BioScience 43: 32–43, 1993.
- ALVAREZ-COBELAS, M., SÁNCHEZ-CARRILLO, S., ANGELER, D.G., SÁNCHEZ-ANDRÉS, R. **Phosphorus export from catchments: a global view**. Journal of the North American Benthological Society, 28(4):805-820, 2009
- AMIRI, B.J; NAKANE, K. **Modeling the relationship between land cover and river water quality in the Yamaguchi prefecture of Japan**. J Ecol. Field Biol. 29(4):343–352, 2006.
- ANA, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Dados pluviométricos**. Acessados no site www.ana.gov.br. 2009.
- ANDRADE, E.M.; ARAUJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; DISNEY, W.; ALVES, A.B. **Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007.
- ANDRÉASSIAN, V. **Waters and forests: from historical controversy to scientific debate**. Journal of Hydrology, Amsterdam, v. 291, p. 1-27, 2004.
- ANTUNES, M.A.H., SIQUEIRA, J.C.S. **Características das imagens RapidEye para mapeamento e monitoramento e agrícola e ambiental**. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE 0548
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10520**: informação e documentação: citações em documentos: apresentação. Rio de Janeiro, 2002.
- ASSUMPÇÃO, A. P., MARÇAL, M. S. **Anomalias de drenagem na sub-bacia hidrográfica do rio Sana (RJ)**. VI SINAGEO: Goiania, vol. 2, p. 1-10, 2006
- BAKER, A. **Land use and water quality**. Hydrological Processes, 17, pp. 2499-2501, 2003.
- BARBOSA, C.C.F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai / rio Amazonas**. São José dos Campos, São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 255 p. Tese de Doutorado em Sensoriamento Remoto, 2005.
- BARLING, R. D., MOORE, J.D. **Role of buffer strips in management of water way pollution: a review**. Environmental Management 18:543–558, 1994.
- BOSCH, J.M., HEWLETT, J.D. **A review of catchment experiments to determine the**

- effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration.** Journal of Hydrology 55, 3–23, 1982.
- BRIGANTE, J., ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: Mogi-Guaçu.** São Carlos: RiMa, p. 1-13, 2003.
- BROWN, A.E., ZHANG, L., MCMAHON, T.A., WESTERN, A.W., VERTESSY, R.A. **A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation.** Journal Hydrology, 310:28–61, 2005.
- BROOKS, K.N., FFOLLIOTT, P.F., GREGERSEN, H.M., DEBANO, L.F. **Hydrology and the Management of Watersheds,** 4nd ed. Iowa State University Press, Ames, 502 pp, 1997.
- BRUIJNZEEL, L.A. **(De)forestation and dry season flow in the tropics: a closer look.** Journal of Tropical Forest Science 1 (3), 229–243, 1988.
- BU, H., TAN, X., LI, S., ZHANG, Q. **Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui River of the South Qinling Mts, China.** Ecotox. Environ. Safe. 73, 907–913, 2010a.
- BU, H., MENG, W., ZHANG, Y., WAN, J. **Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China.** Ecol. Indic. 41, 187–197, 2014.
- CALDER, I.R. **Water-resource and land-use issues.** vol. 3. International Water Management Institute, Colombo, 1998.
- CALIJURI, M.C., CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão.** Rio de Janeiro: Elsevier, p.215-44, 2013.
- CAMARGO, A.F.M., FERREIRA, R.A.R., SCHIAVETTI, A., BINI, L.M. **Influence of physiography and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil.** Acta Limnol. Brasil., v.8, p. 231-243, 1996.
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P.; MARTINS, S. V. **Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan.** Revista Árvore, Nova Friburgo-RJ, v. 30, p. 241- 248, 2006.
- CARMOUZE JP; **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas.** Editora Edgard Blucher/FAPESP, São Paulo, 254p, 1994.
- CASTRO, U.N., NEVES, S.R.A., SILVA, L.F.T.C., MENDES, S.P., GUERRA, A.J.T. **Mapeamento de feições erosivas e cicatrizes de escorregamento por unidades de relevo na sub-bacia do rio Sana (Macaé – RJ).** Revista Sinageo, vol. 3, 2010.

- CHEN, J., LU, J. **Effects of Land Use, Topography and Socio-Economic Factors on River Water Quality in a Mountainous Watershed with Intensive Agricultural Production in East China**. PLoS ONE, 9 (8), 2014.
- CHANG, M. **Forest Hydrology: An Introduction to Water and Forests**. 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2006.
- CHRISTOPHER, P. TRAN, ROBERT W. BODE, ALEXANDER J. SMITH, GARY S. KLEPPEL. **Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA)**. Original Research Article Ecological Indicators, Volume 10, Issue 3, Pages 727-733, 2010
- COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A. **Estudo comparativo de índices morfométricos das sub-bacias hidrográficas dos rios Fumaça e Glória a partir de técnicas de Geoprocessamento**. Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas Serviços Ambientais e Sustentabilidade, Taubaté, Brasil. IPABHi, p. 593-600. 2009.
- DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. **Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin**. Water, Air and Soil Pollution, v.136, p.189-206, 2002.
- DONATO, C. F. et al. **Balço de massa em microbacia experimental com mata Atlântica, na serra do mar, Cunha, SP**. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v.20, n. 1, p. 1-11, jun. 2008.
- DUDLEY, N.; STOLTON, S. **Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water**. World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use, UK. 89 p, 2003.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ)**. Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. 83p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed, Brasília: Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro, 2006, 306p.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência: FINEP. Rio de Janeiro-RJ, 575p, 1998.

- FALKENMARK, M. **Water, a reflection of land use: options for counteracting land and water mismanagement.** Stockholm, Sweden: Swedish Natural Science Research Council, 1999. 128p.
- FOLEY, J. A.R., DEFRIES, G. P., ASNER, C., BARFORD, G., BONAN, S. R., CARPENTER, F. S., CHAPIN, M. T., COE, G. C., DAILY, H. K., GIBBS, J. H., HELKOWSKI, T., HOLLOWAY, E. A., HOWARD, C. J., KUCHARIK, C., MONFREDA, J. A., PATZ, I. C., PRENTICE, N., RAMANKUTTY, P. K., SNYDER. **Global consequences of land use.** *Science* 309:570–574, 2005.
- GAFUR, A., JENSEN, J.R., BORGGGAARD, O.K., PETERSEN, L. **Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh.** *Journal of Hydrology* 279 (1–4), 293–309, 2003.
- GALLOWAY, J. N., COWLING, E. B. **Reactive nitrogen and the world: 200 years of change.** *Ambio*, 31, 64–71, 2002.
- GEORGIN, J., OLIVEIRA, G.A., ROSA, A.L.D. **Estudo comparativo de índices morfométricos relacionado com cheias nas bacias hidrográficas do alto Jacuí e Vacacaí - Vacacaí Mirim – RS.** *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria*, v. 19, n. 2, p.1357-1364, 2015
- HALLA, J.L. **A forma unidade de conservação e o processo de judicialização dos usos dos recursos naturais na APA do Sana, Macaé-RJ. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação.** 2015
- HARRIS, G. P. **Biogeochemistry of nitrogen and phosphorus in Australian catchments, rivers and estuaries: effects of land use and flow regulation and comparisons with global patterns.** *Marine and Freshwater Research* 52:139–149, 2001.
- HEWLETT, J.D. **Principles of Forest Hydrology.** The University of Georgia Press, Athens, 183 pp, 1982.
- HIBBERT, A.R. **Forest treatment effects on water yield.** In: Sopper, W.E., Lull, H.W. (Eds.), *Forest Hydrology, Proceedings of a National Science Foundation Advanced Science Seminar*, Pergamon Press, Oxford, pp. 527–543, 1967.
- HIBBERT, A.R., DAVIS, E.A., BROWN, T.C. **Managing chaparral for water and other resources in Arizona.** *Watershed Management Symposium*, ASCE, Logan, Utah, pp. 445–468, 1975.
- HOLMES, J.W., SINCLAIR, J.A. **Water Yield from some afforested catchments in**

- Victoria.** Hydrology and Water Resources Symposium, Griffith University, Brisbane, 25–27 November 1986. Australia, The Institution of Engineers pp. 214–218, 1986.
- HUANG, Z; HAN, L; ZENG, L; XIAO, W; TIAN, Y. **Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China.** Environ Sci Pollut Res 23:3943–3955, 2016.
- HYNES, H.B.N. **The stream and its valley.** Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol. 19:1–15, 1975.
- IBGE. Mapa de solos do Brasil. Acesso em 2017: ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/recorte_milionesimo/
- KRAMER, L.A. & MEYER, L.D. **Small amounts of surface mulch reduce soil erosion and runoff velocity.** Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 12:638-341,1969
- JERONYMO, C.A.L. **Identificação de áreas prioritárias, com o uso de geoprocessamento, para conservação e recuperação da Área de preservação ambiental do Sana, Macaé-RJ.** Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Campus Macaé, 2012.
- LANGBEIN, W.B; SCHUMM, S.A. **Yield of sediment in relation to mean annual precipitation.** Transactions, American Geophysical Union 39, 1958.
- LEE, S.W., HWANG, S.J., LEE, S.B., HWANG, H.S., SUNG, H.C. **Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics.** Lands. Urban Plan. 92, 80–89, 2009.
- LENHART, T.; FOHRER, N.; FREDE, H.-G. **Effects of land use changes on the nutrient balance in mesoscale catchments. Physics and Chemistry of the Earth,** v.28, p.1301-1319, 2003.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMANN. **Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems.** BioScience 24(8):447-456, 1974.
- LIMA, W.P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas.** São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2008. 242p.
- LIMA, L.D.M. **Susceptibilidade à erosão dos solos nas sub-bacias do médio e alto cursos da bacia do rio Macaé.** Dissertação de Mestrado submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFRJ, Rio de Janeiro – RJ, 2008a, 116 p.
- LIORÉ, E., DESSERT, C., PASTOR, L., LAJEUNESSE, E., CRISPI, O., GAILLARDET, J., BENEDETTI, M.F. **Dynamic of particulate and dissolved organic carbon in small**

- volcanic mountainous tropical watersheds.** Chem. Geol. 351, 229–244, 2013.
- MACAÉ. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental do Sana.** Fase 1. Macaé: ONG Viva Rio, 2003.
- MARINHO, P. A. **Unidade de Conservação ambiental de uso sustentável: APA do Sana, um instrumento de intervenção territorial tático?** 85 p. Monografia (Graduação em Licenciatura em Geografia) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense. Campos dos Goytacazes, RJ, 2011
- MAKARIEVA, A. M., GORSHKOV, V. G.; LI, B. L. **Precipitation on land versus distance from the ocean: evidence for a forest pump of atmospheric moisture.** Ecological Complexity, v. 6, p. 302 -30, 2009.
- MCCULLOCH, J.S.G., ROBINSON, M. **History of forest hydrology.** Journal of Hydrology 150, 189–216, 1993.
- MCDOWELL, W. H., ASBURY, C.E. **Export of carbon, N and major ions from three tropical montane watersheds.** Limnology and Oceanography, 39:111-125, 1994.
- MILLIMAN, J. D., SYVITSKI, J. P. M.: **Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers.** J. Geol., 100, 525–544, 1992.
- MOLISANI, M. M.; MACHADO, A.; FARIAS, R. N.; ISACKSSON, P. S.; SCHULTS, M. S.; ESTEVES, F. A. **Conservação da Bacia do Rio Macaé segundo a quantidade e a qualidade de suas águas.** V Seminário Regional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 2016.
- MOLISANI, M.M; ESTEVES, F. A; DRUDE, L. **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.** Quim. Nova, Vol. 36, No. 1, 27-33, 2013.
- MONTGOMERY, D. R. **Process domains and the river continuum.** Journal of the American Water Resources Association, 35(2): 397-410, 1999.
- MOULTON, T.P., SOUZA, M.L., OLIVEIRA, A.F. **Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro.** Neotropical Biology and Conservation 2: 28–35, 2007.
- MOYER., R., POWELL, C., GORDON, D., LONG, J., BLISS, C. **Abundance, distribution, and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in four small sub-tropical rivers of the Tampa Bay Estuary (Florida, USA).** Applied Geochemistry, 63: 550-562, 2015.
- NORTON, M.M., FISHER T.R. **The effects of forest on stream water quality in tow**

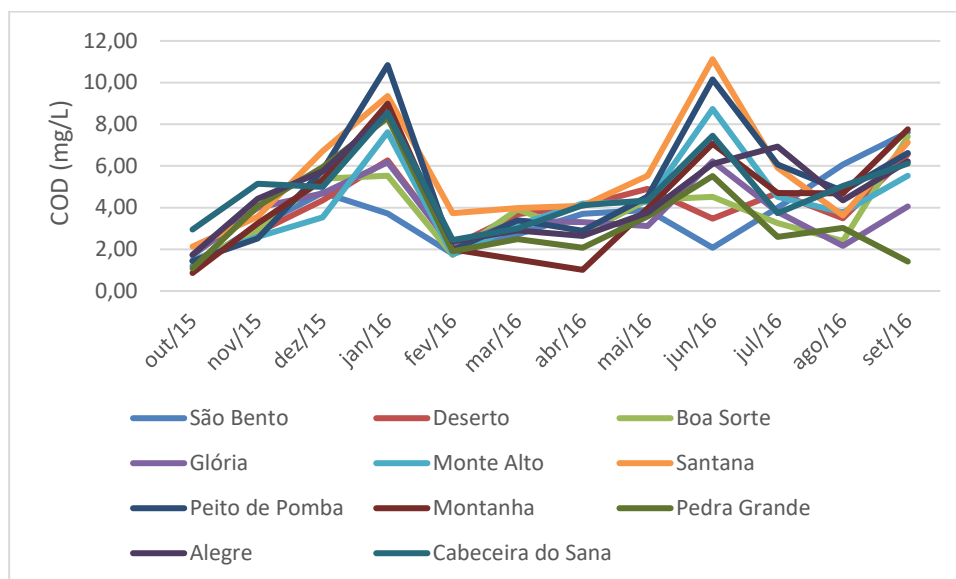
- coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay.** *Ecol Eng* 14(4):337–3, 2000.
- NUNES, JR. E.; **Sistema de informações geo-ambientais da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Sana.** Anais XLII CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA. Araxá, MG, 2004.
- O'NEILL, R.V., HUNSAKER, C.T., JONES, K.B., RIITERS, K.H., WICKHAM, J.D., SCHWARTZ, P.M, GOODMAN, I.A, JACKSON, B.L, BAILLARGEON, W.S. **Monitoring environmental quality at the landscape scale.** *BioScience* 47 513-519, 1997.
- PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R.B.; ARAÚJO, R.S. **Classificação digital de imagens de satélite de alta resolução espacial para o mapeamento de uso e cobertura da terra na área do complexo petroquímico do Rio de Janeiro.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.7347
- PRESS, F.; GROTZINGER, J.; SIEVER, R.; JORDAN, T. H. **Para Entender a Terra.** Tradução: MENEGAT, R. (coord.). 4a edição. Porto Alegre: Bookman, 2006.
- POOLE, G.C. **Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum.** *Fresh water Biology*, 47: 641-660, 2002.
- RAYMOND, P. A; J. E. BAUER. **Riverine export of aged terrestrial organic matter to the North Atlantic Ocean.** *Nature*, 409, 497–499, 2001c
- RANZINI, M., RIGHETTO, A.M., LIMA, W.P., GUANDIQUE, M.E.G., ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V. **Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP.** *Scientia forestalis*, n.66, dez. 2004
- ROLAND, F.; CESAR, D., MARINHO, M.M. **Lições de Limnologia.** São Carlos, SP: Rima Editora. 2005. 532 p.
- SALOMÃO, M.S.N.B. **Biogeoquímica de rios do estado de São Paulo com bacias de drenagem apresentando diferentes características de ocupação do solo.** Tese de doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2004.
- SCHOFIELD, N.J. **Forest management impacts on water values.** *Recent Research Developments in Hydrology* 1, 1–20, 1996.
- SCHOONOVER, J.E; J.F. CRIM. **An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management.** *Journal of Contemporary Water Research and Management* 154: 21-47, 2015.
- SCHOONOVER, J.S., B.G. LOCKABY, AND B. HELMS. **Impacts of Land Cover on Stream Hydrology in the West Georgia Piedmont, USA.** *Journal of Environmental*

- Quality 35:2123-2131, 2006.
- SHARPLEY, A. N., M. J. HEDLEY, E. SIBBESEN, A. HILLBRICHTILKOWSKA, W. A. HOUSE, AND L. RYSZKOWSKI. **Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems.** Pages 171–200 in H. Tiessen (editor). Phosphorus in the global environment. Scientific Committee on Problems of Environment. Volume 54, 1995.
- SEITZINGER, S. P., HARRISON, J. A., DUMONT, E., BEUSEN, A. H. W., AND BOUWMAN, A. F. **Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application.** Global Biogeochem. Cy., GB4S01, doi:10.1029/2005GB002606, 2005.
- STOREY, R. G. COWLEY, D. R. **Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants.** Hydrobiologia 353: 63-76, 1997.
- SLIVA L., WILLIAMS, D.D. **Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality.** Water Res 35 (14):3462–3472, 2001.
- SONGYAN, Y.U., ZONGXUE, X.U., WEI, W.U., DEPENG, Z.U.O. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China Ecological Indicators, Volume 60, January, Pages 202-212, 2016
- SPRACKLEN, D.V., ARNOLD, S.R., TAYLOR, C.M. **Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests.** Nature 489: 282–285, 2012.
- STANFORD J.A., WARD J.V. **An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor.** Journal of the North American Benthological Society, 12, 48–60, 1993.
- STEDNICK, J.D. **Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield.** Journal of Hydrology 176, 79–95, 1996.
- STRICKLAND J. D. H., T. R. PARSONS T. R.; **A practical handbook of seawater analysis.** Second Edition, Bulletin 167. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 1972.
- TAMBOSI, L.R., VIDAL, M.M., FERRAZ, S.F., METZGER, J.P. **Funções ecológicas das florestas nativas e o Código Florestal.** Estudos avançados 29 (84), 2015
- TRAN, C. P.; BODE, R. W.; SMITH, A. J.; KLEPPEL, G. S. **Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA).** Ecological Indicators, v. 10, p. 727-733, 2010.

- TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T. **Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Volume 2. No. 1. p.135-152, 1997.
- TUNDISI, J. G. **A situação hídrica no Brasil envolve problemas de quantidade e de qualidade.** Revista Nova Escola / Especial Meio Ambiente, São Paulo, 05 set. 2010.
- TUNDISI, J. G; **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro.** Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. 76p
- TURNER, K.M. **Annual evapotranspiration of native vegetation in a Mediterranean type climate.** Water Resources Bulletin 27 (1), 1–6, 1991.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E. **The river continuum concept.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 37, 130–137, 1980.
- VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.
- WALLING, D. E. **The sediment yields of African rivers.** Int. Assoc. Hydrol. Sci. Pub. 144, p. 265-283, 1985.
- WANG, G.Q., YINGLAN, A., XU, Z.X., ZHANG, S.R. **The influence of land use pattern son water quality at multiple spatial scales in a river system.** Hydrol. 2013
- WARD, J. V; STANFORD, J. A. **Revisiting the serial discontinuity concept.** Regulated Rivers: Research & Management. v. 17, p. 303-310, 2001.
- WARD J.V. **The four-dimensional nature of lotic ecosystems.** Journal of the North American Benthological Society, 8, 2–8, 1989.
- WATSON, F., VERTESSY, R.A., MCMAHON, T.A., RHODES, B., WATSON, I. **Improved methods to assess water yield changes from paired-catchment studies: application to the Maroondah catchments.** Forest Ecology and Management 143, 189–204, 2001.
- WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems** -3ed. - San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p. Limnologia.
- WHITE, M.D.,GREER, K.A. **The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation** of Los Penasquitos Creek,California.Land- scape. Urban Plan.74,125–138, 2006.
- WIENS, J. A. **Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water.** Freshwater Biology. 47:501-515, 2002.
- WILSON, L. **Variations in mean annual sediment yield as a function of mean annual**

- precipitation.** Am. Jour. Sci., v. 273, p. 335-349, 1973.
- WOODCOCK, T., MIHUC, T., ROMANOWICZ, E., ALLEN, E. **Land-use effects on catchment – and patch – scale habitat and macroinvertebrate response in the Adirondack Uplands.** American Fisheries Society Symposium 48, 395–411, 2006.
- YU, C., XU, Z., WU, W., ZUO, D. **Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China.** Ecological Indicators 60 (2016) 202–212.
- YU, X., LAMACOVA, A., DUFFY, C., KRAM, P., HRUSKA, J., WHITE, T., BHATT, G. **Modelling long-term water yield effects of forest management in a Norway spruce forest.** Hydrol. Sci. J. 60, 174-191, 2015.
- ZHANG, L., DAWES, W.R., WALKER, G.R. **Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale.** Water Resources Research 37 (3), 701–708, 2001.

Anexo 3: Concentração de COD nas sub-bacias ao longo do ano (Fonte: Magalhães,2017)



Anexo 4: Fluxos instantâneos, anuais e rendimentos de nutrientes, MPS e água (Fonte: Magalhães, 2017)

	São Bento	Deserto	Boa Sorte	Glória	Monte Alto	Santana	Peito de Pomba	Montanha	Pedra Grande	Alegre	Cabeceira
Fluxo de água											
Média seco/chuvoso	907	87	252	89	30	60	645	323	59	547	464
Fluxo instantâneo (L s ⁻¹)	362/1669	67/116	110/451	28/176	20/43	44/82	322/1097	149/568	40/85	356/815	100/974
Fluxo anual (m ³ ano ⁻¹)	28	3	8	3	1	2	20	10	2	17	14
Rendimento (m ³ km ² ano ⁻¹)	1.39	1.52	1.9	0.82	0.69	0.90	0.99	1.65	1.04	1.62	3.48
COD											
Média seco/chuvoso	3183	364	1019	400	110	349	4387	1750	245	2685	2672
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	1307/5811	275/487	375/1922	102/817	79/153	283/441	1789/8025	579/3388	108/437	1571/4245	479/5744
Fluxo anual (ton ano ⁻¹)	99	11	32	12	3.4	11	136	54	7.6	83	83
Rendimento (ton km ² ano ⁻¹)	4.88	6.33	7.69	3.69	2.56	5.25	6.73	8.93	4.32	7.94	20.06
NT											
Média seco/chuvoso	253	24	80	38	8.5	31	237	131	19	172	136
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	120/411	17/33	38/138	11/75	6.5/11	21/44	137/377	63/226	13/27	118/248	31/284
Fluxo anual (ton ano ⁻¹)	7.9	0.7	2.5	1.2	0.3	0.9	7.4	4.1	0.6	5.3	4.2
Rendimento (ton km ² ano ⁻¹)	0.39	0.41	0.60	0.35	0.20	0.46	0.36	0.67	0.33	0.51	1.02
NH₄⁺											
Média seco/chuvoso	54	8.9	15.6	7.7	2.7	11.3	51.1	25.6	5.5	381	50
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	15/109	7.3/11	4.2/32	1.7/16	1.3/5	3.4/22	20/95	6.9/52	2.5/10	16/68	5.2/113
Fluxo anual	1.67	0.28	0.48	0.24	0.08	0.35	1.58	0.79	0.17	1.18	1.55

(ton ano ⁻¹) Rendimento (Kg km ² ano ⁻¹)	83	155	118	71	63	170	78	131	97	112	376
PT											
Média seco/chuvoso	11	1	4.3	3.7	0.5	2.6	11	10	2.4	11	8.5
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	4.1/21	0.6/2	2.0/7.0	1.1/8.0	0.4/1.0	1.2/4.0	8.0/16	3.1/20	1.4/4.0	7.2/17	2.2/17
Fluxo anual (ton ano ⁻¹)	0.35	0.03	0.13	0.12	0.02	0.08	0.35	0.32	0.07	0.35	0.26
Rendimento (Kg km ² ano ⁻¹)	17.4	18.1	32.2	34.5	12.6	38.7	17.2	52.1	42.5	33.4	63.4
PO₄³⁻											
Média seco/chuvoso	53	8.8	16	7.6	2.7	11	50	25	5.2	38	50
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	13.6/108.5	7.2/11.1	4.0/31.6	1.7/16	1.2/4.7	3.0/22.3	18.9/94.7	6.3/51.7	2.0/9.7	15.6/68.3	5.22/112.9
Fluxo anual (ton ano ⁻¹)	1.6	0.3	0.5	0.2	0.1	0.3	1.6	0.8	0.2	1.2	1.6
Rendimento (Kg km ² ano ⁻¹)	81	153	117	70	62	166	77	129	92	111	376
MPS											
Média seco/chuvoso	948	308	1191	1330	142	1392	1824	4520	508	3722	637
Fluxo instantâneo (g s ⁻¹)	392/1726	197/464	387/2317	150/2983	123 /169	543/2580	1252/2624	860/9718	341/741	1894/6282	211/1234
Fluxo anual (ton ano ⁻¹)	29	10	37	41	4	43	57	140	16	115	20
Rendimento (ton km ² ano ⁻¹)	1.5	5.4	9.0	12	3.3	21	2.8	23	8.9	11	4.8