

Avaliando a relação entre a qualidade e os custos de tratamento de água e a alteração dos usos do solo em múltiplas escalas espaciais: um caso de estudo de bacias hidrográficas do sul da Bahia, Brasil

Evaluating the relationship between water quality and water treatment costs with land use change at multiple spatial scales: a case study of watersheds in southern Bahia, Brazil

Daniel Von Rondon Martins^{1,2*} , Joedison Rocha^{3,4} , Tassio Moreira Silva¹ , Sofia Campiolo³ 

RESUMO

A atual perda global de biodiversidade tem ameaçado a provisão de água potável para abastecimento público, sobretudo por causa da perda de florestas nativas. Assim, uma compreensão dos impactos da redução de cobertura vegetal em paisagens degradadas por atividades humanas é uma ação importante para garantir segurança hídrica. O presente estudo avaliou a relação entre a qualidade da água e os custos de tratamento e a intensificação do uso do solo de seis pontos de captação de água para abastecimento público no sul da Bahia, Brasil. Consideraram-se seis escalas espaciais, o ponto de captação e seu entorno (local), quatro faixas de zona ripária (30, 50, 100 e 200 m) e a microbacia hidrográfica. Uma seleção de modelos foi conduzida para determinar em qual escala a intensificação da paisagem melhor explica os custos de tratamento e a qualidade de água. Usando uma análise de componentes principais em cada escala espacial, um gradiente de substituição de florestas por outros usos não florestais (PCI) foi gerado e usado como uma variável explanatória. Como resultado, a intensificação do uso do solo na zona ripária de 100 m foi o melhor modelo para ambas as variáveis resposta. Portanto, o estudo sugere que ações de conservação e restauração dos recursos hídricos da área de estudo devem considerar uma zona ripária de pelo menos 100 m de cada lado dos corpos d'água para reduzir os custos de tratamento em curto e médio prazo. Adicionalmente, a recuperação da cobertura florestal é uma ação crucial para manejar as zonas ripárias e bacias hidrográficas.

Palavras-chave: água de abastecimento; uso do solo; mata ripária; mata atlântica.

ABSTRACT

The current global loss of biodiversity has threatened the provision of drinking water for public supply, mainly due to the loss of native forests. Thus, understanding the impacts of vegetation cover reductions in altered landscapes by human activities is an important action to ensure water security. This study evaluated the relationship between water quality and treatment costs with land use intensifications of six water catchment points for public supply in southern Bahia, Brazil. Six spatial scales were considered, the catchment point and its surroundings (local), four riparian zone buffers (30, 50, 100, and 200 m), and the watershed. A selection of models was conducted to determine the scale at which landscape intensification best explains treatment costs and water quality. By using a principal component analysis in each spatial scale, a gradient of forest replacement by other non-forest uses (PCI) was generated and used as an explanatory variable. As a result, land use intensification at the 100 m riparian zone was the best model for both response variables. Therefore, our study suggests that actions for conservation and restoration of water resources in our study area should consider a riparian zone of at least 100 m on each side of the water bodies to reduce treatment costs in a medium-to-short term. Also, recovering forest cover is a crucial action to manage riparian zones and watersheds.

Keywords: water supply; land use; riparian forest; Atlantic forest.

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - Ilhéus (BA), Brasil.

²Instituto Federal da Bahia - Eunápolis (BA), Brasil.

³Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas - Ilhéus (BA), Brasil.

⁴Universidade Federal de Goiás, Departamento de Ecologia - Goiânia (GO), Brasil.

*Autor correspondente: danielrandow@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 09/04/2020 - **Aceito:** 01/02/2022 - **Reg. ABES:** 20200132

INTRODUÇÃO

A provisão de água adequada para o consumo humano consiste em um dos vários serviços fornecidos pelos ecossistemas aquáticos do mundo (MEA, 2005). Com a atual perda de biodiversidade global, tal como a degradação das áreas florestais, tanto o estoque quanto a qualidade das águas desses ecossistemas estão em declínio, o que pode causar insegurança hídrica para as populações humanas (MEA, 2005; BPBES, 2020). Dessa forma, a demanda por recursos hídricos representa um problema ambiental, econômico e social, fato que justifica a necessidade de provisão de água limpa como um dos objetivos de desenvolvimento sustentável da Organização das Nações Unidas (OMS, 2021; ONU, 2021).

Globalmente, mais de dois bilhões de pessoas utilizam água de fontes não seguras (OMS, 2021). No Brasil, mais de 20% dos corpos hídricos não apresentam qualidade adequada de água para consumo (ANA, 2020). Assim, há uma demanda para planejar e executar ações de manejo dos recursos hídricos, sobretudo para irrigação e abastecimento urbano, os quais juntos representam 74% das águas retiradas das bacias hidrográficas brasileiras (ANA, 2020). De fato, a conservação e o manejo dos corpos hídricos têm impactos positivos diretos na melhoria da qualidade e quantidade de água para consumo humano, além de prover outros serviços vitais para as comunidades locais, como os recursos pesqueiros e a irrigação de áreas agrícolas (MEA, 2005; KEELER *et al.*, 2012; BPBES, 2020).

Apesar da importância dos recursos hídricos, a restauração de rios ou estratégias para melhoria dos serviços ecossistêmicos providos por esses ambientes são ainda pouco contempladas em ações de restauração de paisagens no mundo e no Brasil (veja WAINAINA *et al.*, 2020 para uma revisão e BPBES, 2020). A perda de cobertura natural na paisagem pode reduzir a oferta e a qualidade da água dos corpos hídricos, o que pode aumentar o custo para tratar suas águas para consumo humano (MEA, 2005; KEELER *et al.*, 2012). De fato, mudanças no uso do solo das paisagens, juntamente com poluição, sobre-exploração de espécies e mudanças climáticas, configuram os principais fatores de degradação de ambientes aquáticos no Brasil (BPBES, 2020), no entanto os efeitos das alterações da paisagem podem se manifestar tanto perto dos pontos de captação de água (local) quanto em escalas espaciais maiores, como ao longo de toda a bacia hidrográfica, ou ainda podem ocorrer efeitos interativos entre escalas. Por exemplo, efeitos de desmatamento e descarga de sedimentos nas cabeceiras dos rios podem se propagar por toda a bacia a jusante (MELLO *et al.*, 2020), enquanto a supressão das matas ripárias pode aumentar o aporte de poluentes agrícolas em pontos difusos da bacia (ANBUMOZHI *et al.*, 2005; MELLO *et al.*, 2020). Assim, uma avaliação dos impactos da paisagem apenas na escala da bacia em que o corpo hídrico está inserido pode mascarar efeitos locais ou difusos na qualidade de suas águas.

Estudos demonstraram que os efeitos da paisagem nos ecossistemas aquáticos ocorrem, ao menos, em três diferentes escalas espaciais:

- bacia hidrográfica;
- zona ripária, elemento de extrema importância para impedir o aporte de poluentes agrícolas e sedimentos nos cursos d'água (MELLO *et al.*, 2020);
- local ou ponto de captação, uma vez que as fontes pontuais de poluição podem alterar consideravelmente a qualidade da água (BOEDER; CHANG, 2008; DING *et al.*, 2016).

Com frequência, a qualidade da água é correlacionada com as características da paisagem na escala de bacia (SLIVA; WILLIAMS, 2001; BOEDER; CHANG, 2008; PARK *et al.*, 2011; DING *et al.*, 2016; LEAL *et al.*, 2016). Essa escala é usualmente utilizada como uma unidade-chave para a gestão e o manejo

de recursos hídricos tanto em ações nacionais quanto internacionais (BRASIL, 1997; MEA, 2005), contudo alguns estudos apontaram a zona ripária como a mais determinante na qualidade de água (LV *et al.*, 2015; SHEN *et al.*, 2015; OU *et al.*, 2016; ROBERTS *et al.*, 2016), e outros estudos, a escala local (*e.g.*, ponto de captação — DODDS; OAKES, 2006; HASHMI; FANG, 2013).

Nas diferentes escalas espaciais, a alteração dos ambientes florestais, *i.e.*, a substituição da cobertura natural por usos agrícolas/urbanos, pode impactar os custos de tratamento de água, e a maior proporção de florestas na paisagem tem sido apontada como um fator-chave na diminuição desses custos (ERNST *et al.*, 2004; REIS, 2004; ABILDTRUP *et al.*, 2013; GARTNET *et al.*, 2014; CUNHA *et al.*, 2016). Ainda, há evidências de que a substituição da cobertura florestal por pastagens e áreas urbanas eleva os custos de tratamento (MCDONALD *et al.*, 2016). Apesar disso, há ainda uma lacuna de abordagens que consideram como os usos da terra em múltiplas escalas, ou ao menos nos pontos de captação (local), zona ripária e bacia hidrográfica, impactam na qualidade da água para abastecimento público e, conseqüentemente, nos custos para tratá-la.

Os custos de tratamento convencional de água para abastecimento público estão relacionados com a demanda de produtos químicos para garantir que alguns parâmetros de qualidade da água estejam em níveis seguros para consumo conforme os limiares previstos pela legislação (*e.g.*, Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde — BRASIL, 2017), como cor e turbidez, os quais são corrigidos com a adição de coagulantes e posterior decantação/filtração; pH, que pode ser corrigido pela adição de alcalinizantes, como cal hidratada; e coliformes, os quais são inativados com desinfetantes, como cloro. Para esses parâmetros específicos de qualidade da água, há poucos estudos quantificando a influência que a paisagem exerce sobre eles, sobretudo para os mananciais brasileiros, contudo há evidências de que as alterações nos usos da terra podem afetar esses parâmetros em diferentes escalas espaciais. Por exemplo, a degradação da paisagem na escala de bacia pode ser determinante para o aumento de sólidos em suspensão na água em decorrência da retirada da cobertura florestal original e do incremento de sedimentos. Além disso, a presença de áreas urbanas e o descarte de esgotos contribuem para a contaminação microbiana da água, indicada pela presença de coliformes totais (URIARTE *et al.*, 2011). O percentual de florestas na escala de zona ripária de até 200 m das margens dos corpos hídricos também já foi apontado como um forte preditor da qualidade da água, levando à redução dos sólidos em suspensão por meio dos mecanismos de proteção contra erosão proporcionados pelo sistema radicular das áreas florestadas (TRAN *et al.*, 2010). Em escalas ripárias menores, como na escala de 100 m, o aumento da turbidez e de sólidos dissolvidos pode estar associado com o aumento do percentual de áreas agrícolas (HASHMI; FANG, 2013). Dessa forma, é perceptível que a influência da paisagem nos recursos hídricos pode ser contexto-dependente e variar entre as múltiplas escalas espaciais de uma paisagem de dada região.

O entendimento da relação entre o padrão da paisagem em diferentes escalas espaciais e a qualidade da água para abastecimento público pode permitir a mensuração dos serviços ecossistêmicos prestados e apontar quais escalas são mais eficazes na manutenção da prestação dos serviços providos pelos corpos hídricos. O presente estudo visou analisar e determinar como a qualidade de água e os seus respectivos custos de tratamento para abastecimento público se relacionam com a intensificação do uso do solo do bioma mais ameaçado do Brasil, a mata atlântica. Para essa abordagem, consideramos diferentes escalas espaciais de uso do solo (*i.e.*, local, zona ripária e microbacia hidrográfica) para

determinar qual (ou quais) escala(s) melhor explica(m) a variação dos parâmetros de qualidade de água e os custos de tratamento para abastecimento público de seis localidades do sul da Bahia. Dessa forma, o estudo visou avaliar uma escala-chave cujas ações de recuperação florestal em curto-médio prazo (e.g., < 10 anos) podem acarretar diminuição dos custos de tratamento de água para abastecimento, dado um esperado aumento da qualidade de água em áreas mais conservadas/restauradas (MEA, 2005).

MÉTODOS

Área de estudo

Foram escolhidos seis pontos de captação de água para consumo humano, os quais contribuem com o abastecimento público de seis municípios do sul do estado da Bahia (três cidades-sede e três distritos; Figura 1, Tabela 1). A região está inteiramente inserida no domínio do bioma mata atlântica, cujo uso do solo, na perspectiva histórica, consistia majoritariamente de florestas ombrófilas densas (JOLY *et al.*, 2014). Hoje em dia, as paisagens da região encontram-se bastante fragmentadas e alteradas por áreas de pastagens, agrícolas e de silvicultura (MARTINI *et al.*, 2007; MAPBIOMAS, 2020). A pluviosidade é

marcadamente distribuída ao longo do ano, apresentando média mensal de 113,44 mm (± 54.86 desvio padrão; CPTEC; INPE, 2019 — dados de 2012-2014).

Os pontos amostrais do presente estudo foram determinados pela disponibilidade de dados geográficos acurados para a região e são representativos quanto aos diferentes usos do solo do sul da Bahia, garantindo assim um gradiente de intensificação do uso do solo desde áreas mais florestadas até áreas mais agrícolas (Tabela 2).

Parâmetros de qualidade de água e custos de tratamento

A captação e o tratamento das águas dos seis pontos amostrais são de responsabilidade da Empresa Baiana de Águas e Saneamento (Embasa), a qual forneceu para o presente estudo um banco de dados com informações sobre os parâmetros de qualidade da água captada e os custos para tratá-la nos seis pontos: cor aparente (uC, unidade de cor), turbidez (uT, unidade de turbidez), coliformes totais (número mais provável-NMP.100 mL⁻¹) e pH (Tabela 1). Tais parâmetros são estritamente relacionados com os custos de tratamento químico de água (*i.e.*, aquisição de coagulantes, cloro e alcalinizantes). Assim, o custo total médio de tratamento de água (R\$ $\times (1.000 \text{ m}^3)^{-1}$) (Tabela 1) por mês foi obtido de dados levantados pela Embasa ao longo de 36 meses (janeiro de 2012 a dezembro de 2014).

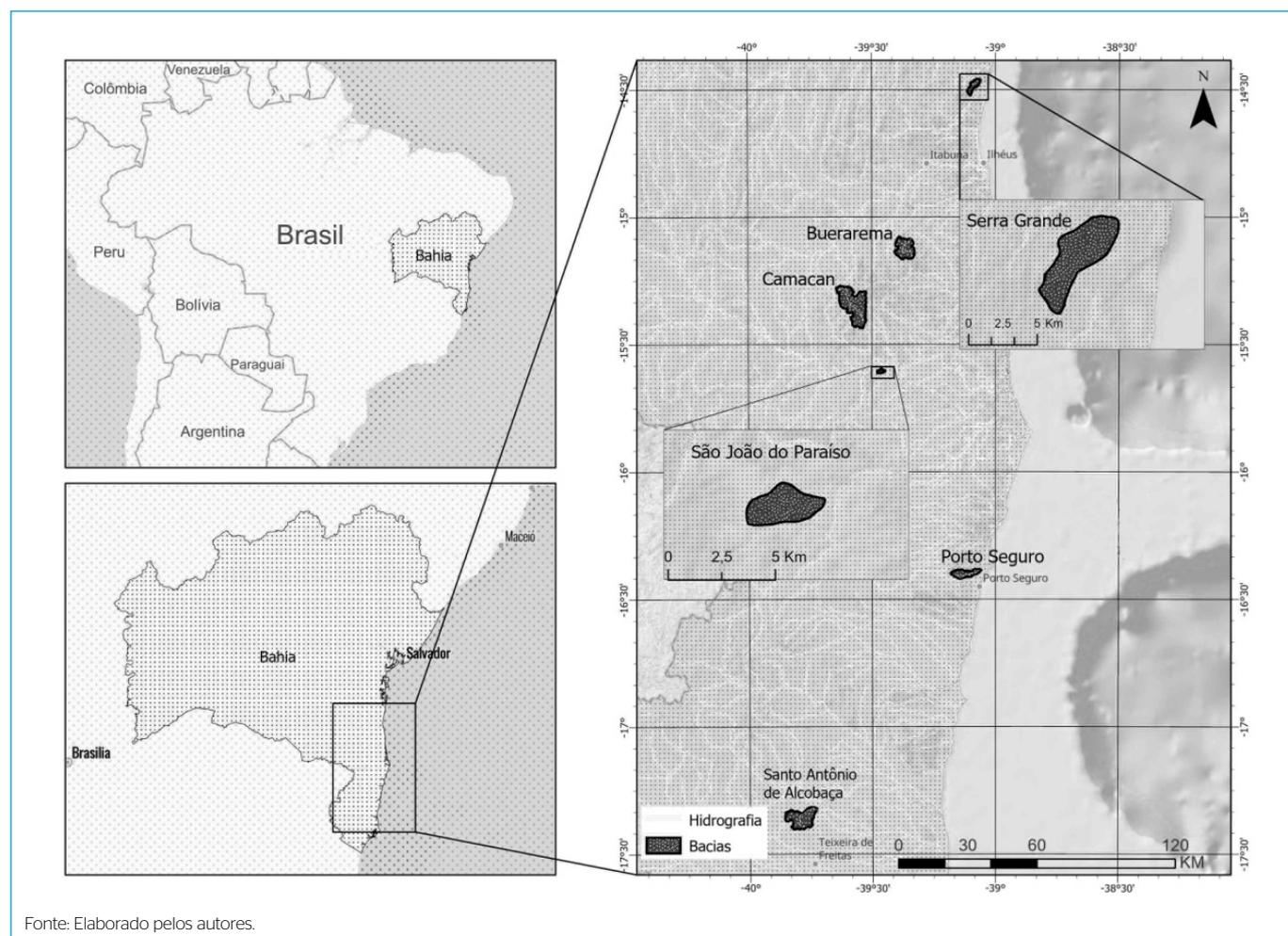


Figura 1 - Localização das microbacias dos seis pontos de captação de água para abastecimento humano avaliados no presente estudo, região sul da Bahia.

Tabela 1 – Descrição das áreas de captação de água no sul da Bahia usadas no presente estudo. Nomes entre parênteses indicam o município onde a localidade amostrada e o principal manancial de captação estão inseridos.

	Buerarema	Camacã	Porto Seguro	São João do Paraíso (Mascote)	Serra Grande (Uruçuca)	Santo Antônio de Alcobaça (Teixeira de Freitas)
Manancial de captação	Rio Una	Rio Panelão	Rio dos Mangues	Córrego São João	Rio Tijupinho	Barragem de Alcoprado
Área das microbacias (ha)	6.329	14.230	3.318	56	1.613	8.428
Tipo de tratamento (ETA)	Ciclo completo ¹	Filtros russos ²	Ciclo completo	Filtros russos	Filtros russos	Ciclo completo
CUSTO MÉDIO DE TRATAMENTO³						
R\$ × (1.000 m ³ .mês) ¹	39,33	25,05	34,67	49,74	26,08	50,92
QUALIDADE DE ÁGUA³						
Cor (uC)	25,49	35,69	49,58	58,47	27,20	70,97
Turbidez (uT)	8,07	6,30	9,17	24,63	7,89	13,58
pH	6,40	6,34	5,93	6,96	6,23	6,80
Coliformes totais (NMP/100 mL ¹)	207,61	278,49	168,06	349,98	197,71	174,34

¹Tratamento convencional: coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção; ²filtração direta ascendente (sem decantação): coagulação, floculação, filtração e desinfecção; ³média de dados mensais do período de janeiro de 2012 a dezembro de 2014 (n = 36); ETA: estação de tratamento de esgoto.

Tabela 2 – Descrição dos percentuais de uso do solo nos pontos amostrais do presente estudo, destacando os principais usos (em negrito).

Escala espacial	Usos do solo	Buerarema	Camacã	Porto Seguro	São João do Paraíso (Mascote)	Serra Grande (Uruçuca)	Santo Antônio de Alcobaça (Teixeira de Freitas)
Local	FLO	49,33	38,37	75,02	NA	78,08	35,75
	AGP	42,60	57,14	0	NA	21,10	25,53
	CON	5,82	0	14,10	NA	0	0,45
	EUC	0	0	0	NA	0	20,22
Zona ripária (30 m)	FLO	67,53	83,58	59,92	54,59	83,39	9,42
	AGP	23,09	16,33	32,46	45,12	13,39	74,39
	CON	5,95	0,08	3,31	0	0	0,17
	EUC	0	0	0,06	0,29	0	0,64
Zona ripária (50 m)	FLO	67,65	83,58	58,74	50,06	83,56	9,26
	AGP	24,26	16,33	34,21	49,21	13,68	76,41
	CON	4,92	0,08	3,81	0	0	0,19
	EUC	0	0	0,37	0,74	0	0,92
Zona ripária (100 m)	FLO	67,62	83,59	51,80	39,78	84,26	8,58
	AGP	26,19	16,33	38,32	54,50	13,29	80,56
	CON	3,88	0,08	6,07	0	0	0,22
	EUC	0	0	2,33	5,72	0	2
Zona ripária (200 m)	FLO	72	83,52	40,82	25,20	85,66	7,51
	AGP	23,79	16,36	43,52	64,48	12,08	82,96
	CON	2,80	0,08	9,51	0	0	0,31
	EUC	0	0	5,87	10,32	0	4,24
Microbacia	FLO	87,64	81,72	34,44	13,58	86,09	8,26
	AGP	8,93	17,06	45,88	77,34	11,58	81,93
	CON	0,66	0,08	11,47	0	0	0,24
	EUC	0	0	7,76	9,08	0	6,55

NA: não aplicável (a escala local para essa localidade foi excluída da análise); FLO: formações florestais; AGP: áreas agropastoris; CON: áreas construídas; EUC: plantações de eucalipto.

Usos do solo em múltiplas escalas espaciais

Inicialmente, para cada um dos pontos amostrais (locais de captação de água), as respectivas microbacias de captação ou contribuição foram delimitadas, as quais consistem na área de contribuição a montante do ponto de captação (Figura 2). Para isso, dados sobre a hidrografia e curvas de nível da área de influência de cada ponto amostral foram adquiridos de cinco folhas topográficas 1:100.000 da Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI, 2000): Ubaitaba SD. 24-Y-B-III 2099, Itabuna SD. 24-Y-B-VI 2143, Camacã SD. 24-Y-D-III 2188, Mascote SD. 24-Y-D VII 2232 e Prado SE.24-V-D III 2356.

Com base nas curvas de nível e nos mapas de hidrografia foi gerada uma grade irregular triangular (TIN, do inglês *triangulated irregular network*), para assim obter um modelo digital de elevação e relevo sombreado (resolução de 30 × 30 m), utilizado para caracterizar as formas do relevo e determinar os divisores de água de cada microbacia de captação. Em seguida, a delimitação das microbacias foi feita manualmente por meio dos divisores de água.

Após a delimitação das seis microbacias de captação, mapas de percentuais das principais classes de uso do solo foram obtidos de imagens de satélite RapidEye 1:50.000 com dados de 2011-2015 e resolução de 5 m (BRASIL, 2015) para cada uma delas: formações florestais (incluindo plantações sombreadas de

cacau, “cabruças”), áreas agropastoris, plantações de eucalipto e áreas construídas/urbanas. Para reconhecer os diferentes usos, um método de classificação supervisionada baseado em máxima verossimilhança foi empregado usando o programa ArcGIS versão 10.2.2. Depois disso, um procedimento de área mínima mapeada foi utilizado para que polígonos < 1 ha fossem integrados na classe vizinha de maior área, contudo não foi possível distinguir florestas de cabruças, dada a alta semelhança nas coberturas de dossel das duas formações. Da mesma forma, a classificação não conseguiu distinguir entre áreas agrícolas e pastagens.

Com o mapeamento dos usos do solo na escala de microbacia, o mesmo procedimento foi usado em diferentes escalas de zona ripária e no local de captação de água (Figura 2, Tabela 2). Com base na Lei nº 12.651, da Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012), a qual estabelece diferentes larguras para a área de preservação permanente (APP) de corpos hídricos, os usos do solo foram quantificados para as escalas de zona ripária até 30, 50, 100 e 200 m das margens dos corpos hídricos das microbacias. Por fim, a escala local consiste em uma área de 1 km de raio do ponto de captação (*buffer*), i.e., apenas a área a montante do ponto de captação. Salienta-se que a escala local, para a localidade de São João do Paraíso, não foi considerada nas análises pelo fato de se tratar de uma microbacia muito pequena.

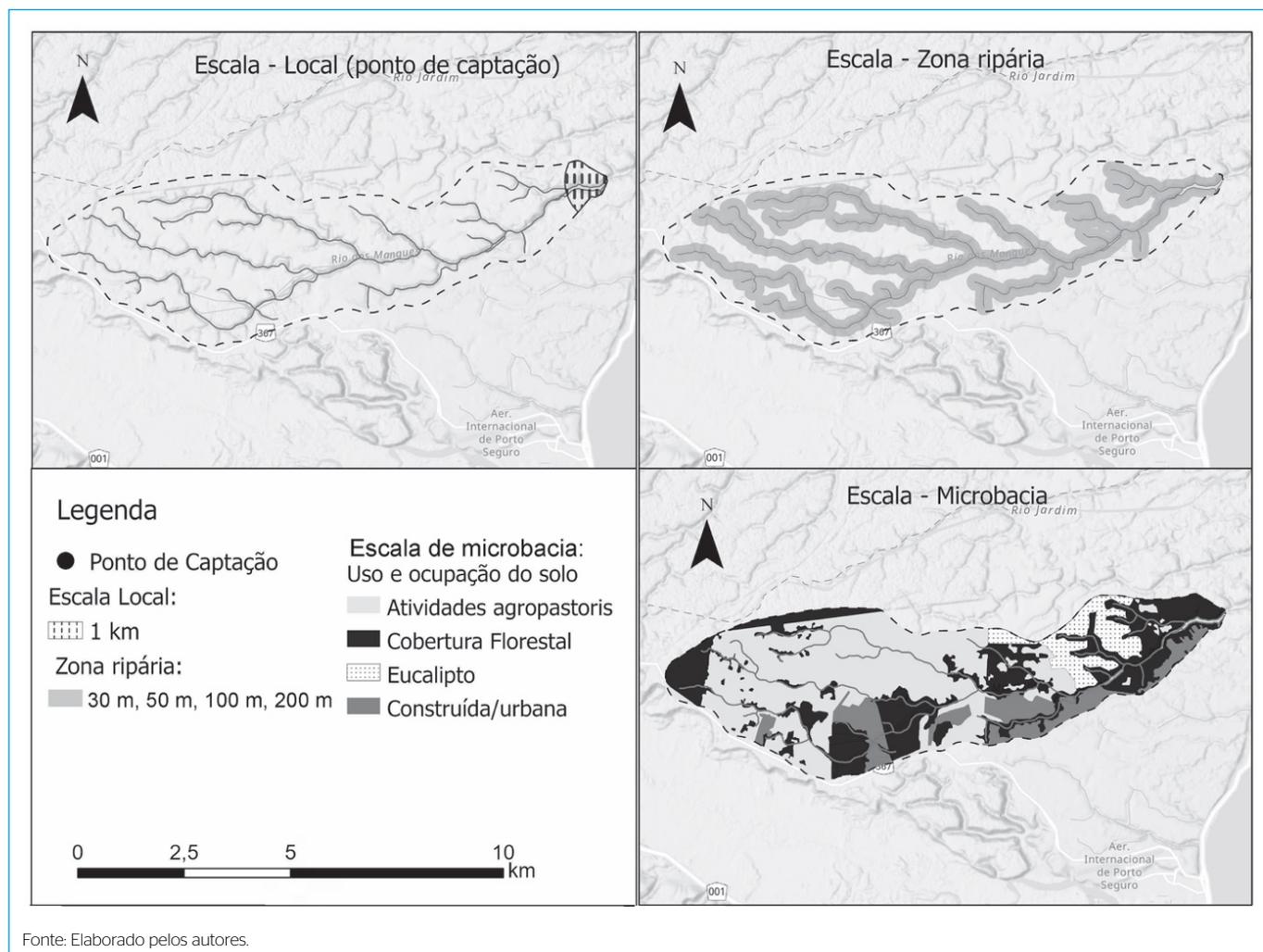


Figura 2 - Representação das escalas espaciais de análise da paisagem utilizadas no presente estudo.

Análise de dados

Dois conjuntos de modelos lineares foram previamente definidos e ajustados para verificar qual escala espacial de uso do solo melhor explica os custos de tratamento e a qualidade de água. Inicialmente, uma análise de componentes principais padronizada por unidades de variância (PCA) foi realizada para sintetizar os quatro principais usos do solo (florestas, áreas agropastoris, plantações de eucalipto e áreas construídas) em um único componente principal (PC1) separadamente para cada uma das seis escalas espaciais descritas anteriormente (função “rda” do pacote *vegan*; OKSANEN *et al.*, 2015). De modo geral, o primeiro componente de cada PCA (todos > 60% de explicação) pode ser interpretado como um gradiente de intensificação do uso do solo, uma vez que valores positivos do componente representam áreas com os menores percentuais de florestas em função de aumentos de áreas agropastoris e eucalipto (Tabela 2). A área construída apresentou um padrão variável entre os diferentes PC1 das escalas espaciais, e a correlação desse tipo de uso com os PC1 foi fraca, já que foi também o uso menos frequente em nossas paisagens (Tabela 2), contudo essa variável possibilitou separar os pontos amostrais em áreas mais urbanizadas ou agrícolas.

Com os seis PC1 de uso do solo de cada escala espacial (local, zona ripária 30 m, 50 m, 100 m, 200 m e microbacia; Apêndice 1), seis modelos lineares foram ajustados usando cada um dos PC1 como variável explanatória e o custo médio de tratamento como variável resposta. Como os dados do presente estudo apresentam desvios de normalidade e valores destoantes (*outliers*) talvez por causa do esforço amostral pequeno, todos os modelos foram ajustados usando uma distribuição exata de permutações (*i.e.*, 720 iterações) para gerar os valores *p* ($\alpha = 0,05$) e demais estimativas do efeito dos preditores, em vez de uma clássica distribuição teórica normal (função *lmp* do pacote *lmPerm*; WHEELER; TORCHIANO, 2016). Essa abordagem calcula a probabilidade de se obter a inclinação observada com os dados originais usando uma distribuição de inclinações geradas ao acaso. Depois disso, uma seleção de modelos baseada no critério de informação de Akaike corrigido para esforços amostrais pequenos (BURNHAM; ANDERSON, 2002) foi conduzida utilizando a função “AICc” (pacote *MuMIn*, BARTON, 2019) para encontrar o modelo que melhor

explica os custos de tratamento de água. Adicionalmente, os pesos de evidência de cada modelo (AICcw) foram também computados (função “Weights” do pacote *MuMIn*), assim como o delta AICc (diferença do AICc do modelo mais parcimonioso em relação aos demais).

Um segundo conjunto de modelos foi ajustado seguindo os exatos passos anteriores, mas utilizando os parâmetros de qualidade de água como variável resposta. Para isso, outra PCA semelhante à que foi usada com os usos do solo foi conduzida para reduzir os quatro parâmetros de qualidade de água (cor, turbidez, coliformes e pH) em um PC1. Nesse caso, valores positivos desse componente refletiram aumento nos valores de todos os parâmetros, o que significa decréscimo da qualidade de água nos pontos de captação (Tabela 2). Todas as análises e figuras foram obtidas no ambiente R (R CORE TEAM, 2015).

RESULTADOS

Os custos de tratamento de água dos seis pontos de captação do presente estudo apresentaram relação positiva com os usos do solo, diferentemente do esperado ao acaso, nas quatro escalas de zona ripária ($p < 0,04$ em todos os modelos, Tabela 3), contudo a intensificação do uso do solo na escala de zona ripária de 100 m dos corpos hídricos foi o melhor preditor para o custo de tratamento. Em comparação com o segundo modelo concorrente, zona ripária a 200 m, o modelo na escala de 100 m apresentou um peso de evidência (AICcw) quase quatro vezes maior (Tabela 3). Finalmente, o modelo que menos explicou as variações no custo de tratamento foi aquele que contou com os usos do solo na escala local.

Para a variável de qualidade de água, não foram observados efeitos diferentes do esperado ao acaso em nenhum dos modelos testados de uso do solo em múltiplas escalas (Tabela 3; $p > 0,06$), porém o modelo de zona ripária a 100 m foi novamente o modelo mais parcimonioso, embora o efeito do preditor não tenha sido diferente do esperado ao acaso ($p = 0,06$). Todavia, foi observada uma leve diferença entre o AICc desse modelo com o do segundo e o do terceiro modelo concorrente ($\Delta < 2$), *i.e.*, escala local e zona ripária a 200 m, respectivamente. Uma “regra de polegar” arbitrária com frequência aplicada em seleção de modelos considera que modelos com delta até 2 possuem um

Tabela 3 - Relação dos modelos testados para selecionar a escala que melhor explica os custos de tratamento e a qualidade de água em seis pontos do sul da Bahia, Brasil, ordenados com base no modelo mais parcimonioso (negrito).

Resposta	Explanatória	AICc	Delta	AICcw	R ² -adj	Coeficiente	Valor p
Custo de tratamento	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 100 m)	54,17	0	0,63	0,81	13,68	0,02
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 200 m)	56,93	2,76	0,16	0,71	12,96	0,04
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 50 m)	57,40	3,23	0,13	0,68	12,80	0,03
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 30 m)	59,07	4,90	0,05	0,58	12,08	0,03
	PC1-Usos do solo (Microbacia)	60,35	6,18	0,03	0,48	11,33	0,13
	PC1-Usos do solo (Local)	68,54	14,37	0,00	-0,26	-3,11	0,70
PC1-Qualidade de água	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 100 m)	27,30	0	0,39	0,54	0,79	0,06
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 200 m)	28,49	1,18	0,22	0,44	0,74	0,07
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 50 m)	29,18	1,88	0,15	0,37	0,70	0,09
	PC1-Usos do solo (Microbacia)	29,68	2,38	0,12	0,31	0,67	0,14
	PC1-Usos do solo (Zona ripária a 30 m)	30,16	2,86	0,09	0,25	0,64	0,19
	PC1-Usos do solo (Local)	33,16	5,86	0,02	0,34	-0,38	0,17

PC1: único componente principal; AICc: critério de Informação de Akaike corrigido; w: pesos de AICc; delta: diferença do AICc do modelo mais parcimonioso em relação aos demais.

substancial nível de suporte empírico tão quanto (ou muito semelhante) ao observado com o modelo mais parcimonioso ($\delta = 0$; BURNHAM; ANDERSON, 2002). Assim, não foi possível determinar com precisão o melhor modelo de uso do solo para a qualidade de água, e as interpretações e generalizações são, portanto, sugestivas, contudo essa seleção de modelos demonstrou que os usos do solo na escala local e na zona ripária a 30 m explanam apenas uma pequena porção da variação da qualidade de água nas localidades amostradas (Tabela 3).

DISCUSSÃO

O estudo demonstrou a importância da zona ripária dos corpos hídricos na melhoria da qualidade e redução dos custos de tratamento de água no sul da Bahia. Assim, ações de conservação e restauração dos recursos hídricos visando à otimização dos custos de tratamento de água para abastecimento público podem considerar uma faixa ideal de pelo menos 100 m das margens dos corpos hídricos. Similarmente, outros estudos também recomendaram essa faixa de zona ripária para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos (SHEN *et al.*, 2015; OU *et al.*, 2016). Dessa forma, entende-se que, para mananciais destinados ao abastecimento público no sul da Bahia, o estabelecimento de uma faixa de proteção de até 30 m, como previsto na legislação (Lei nº 12.651 — BRASIL, 2012), pode ser insuficiente para assegurar a qualidade dos recursos hídricos, mesmo que coberta por florestas nativas. Com isso, espera-se um incremento nos custos de tratamento. Além disso, outros serviços ambientais advindos das zonas ripárias (tais como fluxo gênico de fauna e flora, manutenção da temperatura da água e controle da erosão) são mais efetivos em faixas ciliares mais largas (BRANCALION *et al.*, 2016). Adicionalmente, aumentos da largura das zonas ripárias podem também melhorar o estoque de água das bacias hidrográficas, por causa de um potencial aumento na evapotranspiração e na recarga das águas subterrâneas (ALVARENGA *et al.*, 2017).

A efetividade da zona ripária em prover serviços ambientais nas localidades amostradas do sul da Bahia foi fortemente atrelada com o estado de conservação das paisagens florestais de mata atlântica da região. Como foi demonstrado com os modelos, o incremento nos custos de tratamento foi fortemente relacionado com a substituição dos ambientes florestais para usos agropecuários. Essa relação foi estatisticamente significativa em todos os quatro modelos de zona ripária. De fato, os ecossistemas florestais são reconhecidos como responsáveis pela prestação de diversos serviços ecossistêmicos, entre eles a purificação da água (ELIAS *et al.*, 2013; VINCENT *et al.*, 2015; CHAPLIN-KRAMER *et al.*, 2016). Logo, áreas com maiores coberturas florestais podem prover água bruta de melhor qualidade para consumo humano, como apontado em outros estudos (REIS, 2004; FIQUEPRON *et al.*, 2013; GARTNET *et al.*, 2014; CUNHA *et al.*, 2016). Para as localidades do presente estudo, menores custos de tratamento foram de fato observados em áreas com 67 a 84% de cobertura florestal em suas zonas ripárias de 100 m (*i.e.*, Serra Grande, Camacã e Buerarema).

Áreas urbanas e plantações de eucalipto, em virtude da pouca expressividade para as seis microbacias estudadas, tiveram pouco efeito sobre o componente de intensificação do uso do solo na maioria das escalas testadas, contudo outros estudos já demonstraram que as áreas urbanas contribuem para uma piora na qualidade da água (NASH *et al.*, 2009; SHEN *et al.*, 2015), assim como as áreas de eucalipto (BUENO *et al.*, 2005; TORRES *et al.*, 2016). Dessa forma, um potencial aumento desses usos nas bacias hidrográficas no futuro pode contribuir com a queda da qualidade de água para abastecimento urbano,

aumentando assim os custos de tratamento. Como observado aqui, plantações de eucalipto apresentaram correlação positiva com as áreas agropastoris nos modelos de zona ripária (Apêndice 1), sugerindo uma contribuição para a degradação da paisagem em função da perda de florestas.

A determinação da intensificação do uso do solo nas escalas de zona ripária como melhor preditor para os custos de tratamento e, indiretamente, dos parâmetros de qualidade da água difere da de outros estudos similares. Por exemplo, o uso do solo na escala de bacia tem sido apontado como o mais determinante para a qualidade da água (URIARTE *et al.*, 2011; DING *et al.*, 2016; XU *et al.*, 2016), especialmente para os parâmetros que definem os custos de tratamento químico da água, *i.e.*, cor e turbidez. Similarmente ao presente estudo, outros estudos também apontaram menor poder preditivo da escala local sobre as variáveis de qualidade da água (PARK *et al.*, 2011; ROBERTS *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2017) e a zona ripária como a mais relevante (TRAN *et al.*, 2010; YE *et al.*, 2014; SHEN *et al.*, 2015). Com isso, o investimento na recuperação voltado apenas para as proximidades dos pontos de captação pode não ser eficiente para garantir melhor qualidade da água e menores custos de tratamento.

CONCLUSÃO

Para as seis microbacias estudadas no sul da Bahia foi constatado que os usos do solo na escala de zona ripária a 100 m melhor explanam a variação nos custos de tratamento de água para abastecimento humano. Assim, a substituição das formações florestais nessa escala pode fortemente elevar os custos de tratamento e indiretamente reduzir a qualidade de água para consumo humano.

Ainda, a abordagem em múltiplas escalas espaciais adotada neste estudo demonstrou que os usos do solo considerando toda a bacia hidrográfica ou ao redor do ponto de captação explicam apenas uma pequena variação dos custos de tratamento de água, contudo salienta-se que estratégias de proteção e recuperação de bacias não devem ser consideradas como não importantes ou mesmo descartadas, dado que muitos processos de perda de cobertura e biodiversidade ao longo das bacias podem afetar diretamente as regiões ripárias dos corpos hídricos. Assim, um plano inicial de recuperação/manejo da cobertura florestal, visando à melhoria dos mananciais de captação, poderia se concentrar na zona ripária até 100 m em curto-médio prazo (< 10 anos), expandindo gradualmente para outras regiões da bacia de interesse em longo prazo.

Os resultados do presente estudo evidenciaram o efeito benéfico da maior cobertura florestal nas paisagens para reduzir custos de tratamento e, talvez, tornar o uso da água potável mais acessível à população humana local. Adicionalmente, a recuperação das zonas ripárias requer investimentos iniciais mais baixos se comparada com estratégias em larga escala, o que pode ser acessível mesmo para pequenos proprietários rurais, incluindo os que possuem pendências legais como adequação de APPs e reserva legal (ROSA *et al.*, 2016).

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Martins, D. V. R.: Conceituação, Investigação, Metodologia, Recursos, Visualização, Escrita — Primeira Redação; Rocha, J.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Metodologia, Validação, Escrita — Revisão e Edição; Silva, T. M.: Curadoria de Dados, Metodologia, Visualização, Escrita — Revisão e Edição; Campiolo, S.: Conceituação, Administração do Projeto, Supervisão, Validação, Escrita — Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

- ABILDTRUP, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: A spatial econometric analysis. *Ecological Economics*, n. 92, p. 126-136, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.01.004>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico*. Brasil: ANA, 2020. Disponível em <http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura-completo.23309814.pdf>. Acesso em: 2 set. 2021.
- ALVARENGA, L. A.; MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A. Hydrologic impacts due to the changes in riparian buffer in a headwater watershed. *Cerne*, v. 23, n. 1, p. 95-102, 2017. <https://doi.org/10.1590/O1047760201723012205>
- ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN, J.; YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, v. 24, n. 5, p. 517-523, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.007>
- BARTON, K. *Pacote MuMIn: multi-model inference*. R package version 1.43.6. 2019.
- BOEDER, M.; CHANG, H. Multi-scale analysis of oxygen demand trends in an urbanizing Oregon watershed, USA. *Journal of Environmental Management*, v. 87, n. 4, p. 567-581, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.12.009>
- BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substitui o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza e Conservação*, v. 14, supl. 1, p. e1-e16, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>
- BRASIL. *Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasil, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 13 set. 2021.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 25 maio 2012.
- BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017*. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX: Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (origem: PRT MS/GM 2914/2011). Brasília, 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Catálogo de Imagens de Satélite RapidEye do Ministério do Meio Ambiente*. Brasília, 2015. Disponível em: <http://geocatalogo.mma.gov.br/>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal - SP. *Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000300020>
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Nova York: Springer-Verlag, 2002.
- CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC); INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Fonte de dados: CPTEC/Inpe, Inmet e Centros Regionais de Meteorologia*. São José dos Campos: Inpe, 2019. Disponível em: <http://clima1.cptec.inpe.br/evolucao/pt>. Acesso em: 25 ago. 2021.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; HAMEL, P.; SHARP, R.; KOWAL, V.; WOLNY, S.; SIM, S.; MUELLER, C. Landscape configuration is the primary driver of impacts on water quality associated with agricultural expansion. *Environmental Research Letters*, n. 11, 2016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/074012>
- CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). *Ecological Engineering*, v. 94, p. 516-524, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>
- DING, J.; JIANG, Y.; LIU, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FU, L.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment*, v. 551-552, p. 205-216, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>
- DODDS, W. K.; OAKES, R. M. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental Management*, v. 37, n. 5, p. 634-646, 2006. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0072-3>
- ELIAS, E.; LABAND, D.; DOUGHERTY, M. Estimating the public water supply protection value of forests. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, v. 152, n. 1, p. 94-104, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2013.03171.x>
- ERNST, C.; GULLICK, R.; NIXON, K. Protecting the source: conserving forests to protect water. *American Water Works Association*, v. 30, n. 5, p. 1-7, 2004. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8701.2004.tb01752.x>
- FIQUEPRON, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, v. 126, p. 113-121, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002>
- GARTNET, T.; MEHAN III, G. T.; MULLIGAN, J.; ROBERSON, J. A.; STANGEL, P.; QIN, Y. Protecting forested watersheds is smart economics for watershed utilities. *Journal AWWA*, v. 106, n. 9, p. 54-64, set. 2014. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2014.106.0132>
- HASHMI, F.; FANG, Y. *Correlation between riparian buffers and water quality in North Carolina watersheds*. Master Project (Master of Environmental Management) - Duke University, Durham, 2013.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- KEELER, L. B.; POLASKY, S.; BRAUMAN, K. A.; DALZELL, B. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, n. 45, p. 18619-18624, 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
- LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; GARDNER, T. A.; LEITÃO, R. P.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; ZUANON, J.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; THOMSON, J. R.; NALLY, R. M.; FERREIRA, J.; BARLOW, J. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, v. 31, p. 1725-1745, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- LV, H.; XU, Y.; HAN, L.; ZHOU, F. Scale-dependence effects of landscape on seasonal water quality in Xitaoxi catchment of Taihu Basin, China. *Water Science & Technology*, v. 71, n. 1, p. 59-66, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.463>

- MAPBIOMAS. *Projeto MapBiomas*: Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. MapBiomas, 2020. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 20 ago. 2021.
- MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. A hot-spot within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 16, p. 3111-3128, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9166-6>
- MCDONALD, R. I.; WEBER, K. F.; PADOWSKI, J.; BOUCHER, T.; SHEMIE, D. Estimating watershed degradation over last century and its impacts on water-treatment costs for the world's large cities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 32, p. 9117-9122, 2016. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605354113>
- MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 270, 110879, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Washington, DC: Island Press/MEA, 2005.
- NASH, M. S.; HEGGEM, D. T.; EBERT, D.; WADE, T. G.; HALL, R. K. Multi-scale landscape factors influencing stream water-quality in the state of Oregon. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 156, p. 343-360, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0489-x>
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; OHARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. *Package vegan*: Community Ecology Package. Version 2.2-1. 2015.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Sustainable Development Goals*. Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all. ONU, 2021. Disponível em: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>. Acesso em: 13 ago. 2021.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *Drinking water*. Geneva: OMS, 2021. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> Acesso em: 15 ago. 2021.
- OU, Y.; WANG, X.; WANG, L.; ROUSSEAU, A. N. Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. *Environmental Earth Sciences*, v. 75, p. 114, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4884-7>
- PARK, S.; LEE, H.; LEE, S.; HWANG, S.; BYEON, M.; JOO, G.; JEONG, K.; KONG, D.; KIM, M. Relationships between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. *International Journal of Limnology*, v. 47, suppl. 1, p. S107-S116, 2011. <https://doi.org/10.1051/limn/2011023>
- PLATAFORMA BRASILEIRA DE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (BPPES). *Relatório temático água: biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano no Brasil*. São Carlos: Cubo, 2020. Disponível em: <https://www.bppes.net.br/produto/agua/>. Acesso em: 12 set. 2021.
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2015. Disponível em: <http://www.project.org>. Acesso em: 15 maio 2017.
- REIS, L. V. S. *Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba*. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2004.
- ROBERTS, W. M.; FEALY, R. M.; DODDY, D. G.; JORDAND, P.; DALY, K. Estimating the effects of land use at different scales on high ecological status in Irish rivers. *Science of the Total Environment*, v. 572, p. 618-625, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.011>
- ROSA, F. S.; TONELLO, K. C.; LOURENÇO, R. W. Eleição de áreas prioritárias para pagamento por serviços ambientais: uma análise em nível de microbacia. *Revista Ambiente e Água*, v. 11, n. 2, p. 448-461, 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1809>
- SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; AINI, G.; CHEN, L.; GONG, Y. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanized watershed in China. *Ecological Indicators*, v. 48, p. 417-427, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>
- SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, v. 151, p. 182-190, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- SLIVA, L.; WILLIAMS, D. D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, v. 35, n. 14, p. 3462-3472, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00062-8)
- SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA (SEI). *Mapa índice das folhas topográficas*. Bahia: SEI, 2000. Disponível em: https://www.sei.ba.gov.br/site/geoambientais/mapas/pdf/mapa_mapaindice_2000.pdf. Acesso em: fev. 2017.
- TORRES, I. C.; RIBEIRO, E. V.; TRINDADE, W. M.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; HORN, A. H. Relationship between metal water concentration and anthropogenic pressures in a tropical watershed, Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, v. 30, n. 2, p. 158-172, 2016. <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2016302158>
- 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, n. 3, p. 727-733, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.002>
- URIARTE, M.; YACKULIC, C. B.; LIM, Y.; ARCE-NAZARIO, J. A. Influence of land use on water quality in a tropical Landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, v. 26, n. 8, p. 1151-1164, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9642-y>
- VINCENT, J. R.; AHMAD, I.; ADNAN, N.; BURWELL, W. B.; PATTANAYAK, S. K.; TAN-SOO, J. S.; THOMAS, K. Valuing water purification by forests: an analysis of Malaysian panel data. *Environmental and Resource Economics*, v. 64, p. 59-80, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9934-9>
- WAINAINA, P.; MINANG, P. A.; GITUKI, E.; DUGUMA, L. Cost-benefit analysis of landscape restoration: a stock take. *Land*, v. 9, n. 11, p. 465, 2020. <https://doi.org/10.3390/land9110465>
- WHEELER, B.; TORCHIANO, M. *Package lmpPerm*: permutation tests for linear models. R package version 2.1.0. 2016.
- XU, H.; ZHENG, H.; CHEN, X.; REN, Y.; OUYANG, Z. Relationships between river water quality and landscape factors in Haihe River Basin, China: implications for environmental management. *Chinese Geographical Science*, v. 26, n. 2, p. 197-207, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11769-016-0799-9>
- YE, Y.; HE, X.; CHEN, W.; YAO, J.; YU, S.; JIA, L. Seasonal water quality upstream of Dahuofang Reservoir, China - the effects of land use type at various spatial scales. *Clean - Soil, Air, Water*, v. 42, n. 10, p. 1423-1432, 2014. <https://doi.org/10.1002/clen.201300600>

Apêndice 1 - Resultados das análises de componentes principais (PCA) utilizadas para gerar a variável resposta de qualidade de água e variáveis explanatórias de usos do solo em múltiplas escalas, indicando o percentual de explicação do primeiro componente gerado em cada uma.

	Escala espacial	Variável	PC1 (scores padronizados)
Qualidade de água	Local	Cor	0,73
		Turbidez	1
		Coliformes totais	0,73
		pH	0,96
		Explicação (%)	67,20
Usos do solo	Local	FLO	0,90
		AGP	-0,80
		CON	0,80
		EUC	-0,49
		Explicação (%)	59,16
	Zona ripária (30 m)	FLO	-1,02
		AGP	1,04
		CON	-0,37
		EUC	1,05
		Explicação (%)	75,82
	Zona ripária (50 m)	FLO	-1,02
		AGP	1,04
		CON	-0,33
		EUC	1,03
		Explicação (%)	74,47
	Zona ripária (100 m)	FLO	-1,01
		AGP	1,02
		CON	-0,14
		EUC	0,83
		Explicação (%)	62,62
	Zona ripária (200 m)	FLO	-1,03
		AGP	1,01
		CON	0,15
		EUC	0,93
		Explicação (%)	67,31
Microbacia	FLO	-1,04	
	AGP	1	
	CON	0,36	
	EUC	1,04	
	Explicação (%)	74,37	

PC1: único componente principal; FLO: formações florestais; AGP: áreas agropastoris; CON: áreas construídas/urbanas; EUC: plantações de eucalipto.