



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

FATORES ANTRÓPICOS COMO FACILITADORES DA OCORRÊNCIA DE PEIXES NÃO-NATIVOS NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO

Monografia apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, como requisito obrigatório para a conclusão da disciplina SER 300 – Introdução ao Sensoriamento Remoto

Docente: Prof. Dr. Antônio Miguel Vieira Monteiro

Discente: Carla Patrícia de Souza

Belo Horizonte - MG

Maio, 2021

INTRODUÇÃO

O sexto maior evento de extinção em massa da terra está em andamento, dessa vez, devido a alterações humanas ao meio ambiente (Chapin III *et al.*, 2000). Muitos estudos são feitos todos os anos acerca dos efeitos das atividades humanas sobre mudanças na biodiversidade (Vörösmarty *et al.*, 2010). Desde a Eco 92, a humanidade vem falhando miseravelmente em atingir a maioria das metas para solução desses desafios ambientais previstos, demonstrando que os esforços na conservação ainda são incipientes e as perdas em biodiversidade continuam de forma alarmante (Ripple *et al.*, 2017). Tais fatores podem ser atribuídos ao aumento da intensidade dos distúrbios, tais como sobre-exploração dos recursos naturais, alterações da paisagem, invasões biológicas, tanto como todos esses efeitos interagindo sinergicamente (Vitule, Freire & Simberloff, 2009).

A introdução de espécies fora de seu alcance original de distribuição se tornou um problema rotineiro, dado que a globalização permitiu um maior intercâmbio de pessoas, coisas e informações (Broennimann & Guisan, 2008). Embora esse fenômeno ocorra naturalmente, as introduções acontecem, em sua grande maioria, por intervenções humanas, direta ou indiretamente (Oporto & Latini, 2005; Forneck *et al.*, 2020), aumentando dramaticamente as atuais taxas de invasão (Ricciardi, 2007). Em sistemas de água doce, principalmente para peixes, as invasões já conduziram diversas espécies à extinção (Clavero & Garcia-Berthou, 2005), e são projetadas como um dos principais impulsionadores de mudanças na biodiversidade em ambientes aquáticos neste século (Sala *et al.*, 2000).

Os vetores de introdução de espécies de peixes não-nativos (veículos pelo qual uma espécie é introduzida) apresentam um papel crucial na composição de peixes não nativos de uma região (Ortega *et al.*, 2015); considerando que a espécie de interesse introduzida terá características específicas ligadas à motivação de sua introdução (Azevedo-Santos *et al.*, 2011; Lima Jr. *et al.*, 2012; Magalhães *et al.*, 2020). Características estas referentes a atividades antrópicas comerciais, como: comércio de iscas-vivas, aquarofilia, piscicultura, programas de armazenamento em reservatórios, pesca esportiva, e comércio de animais de estimação. (Millenium Ecosystem Assesment, 2005).

Estudos que abordem o papel desses vetores nos padrões de ocorrência de peixes não-nativos entre comunidades em grandes escalas espaciais ainda são insuficientes (Ortega *et al.*, 2015).

Outro fator a se considerar, é a mudança na paisagem acarretada pelas construções de reservatórios, urbanização, agricultura, por exemplo, que podem atuar como veículos de introdução de espécies não nativas por degradação de habitat (Brothers & Spingard, 1992; Hermoso *et al.*, 2011). Reservatórios, por exemplo, estão relacionados à ocorrência de peixes não nativos (Johnson *et al.*, 2008; Clavero & Hermoso, 2011), assim sendo uma das principal ameaça à integridade dos ambientes aquáticos neotropicais (Agostinho *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2008; Finer & Jenkins, 2012). A construção de reservatórios levam à alterações das características hidrológicas, redução de recursos e habitat, remoção de barreiras geográficas naturais, o que também pode facilitar o sucesso e disseminação dos peixes não-nativos (Poff *et*

al., 2007; Agostinho *et al.*, 2008; Vitule *et al.*, 2012). Como também atividades muito relacionadas com a introdução de peixes, como pesca esportiva e cultivos de não-nativos em tanques-redes são bastante comuns nesses ambientes, estando relacionadas a maior sucesso no estabelecimento e disseminação de peixes não nativos (Britton & Orsi, 2012; Azevedo-Santos *et al.*, 2011). Regiões de alta densidade demográfica demandam a construção de reservatórios para suprir a demanda energética (Agostinho *et al.*, 2007; Leprieur *et al.*, 2008; Lockwood *et al.*, 2009; Clavero *et al.*, 2013), fator que também pode está correlacionado a todos anteriormente citados, uma vez que o ser humano é o principal responsável pelas introduções, intencionalmente ou não.

A globalização da piscicultura também tem facilitado a introdução de peixes não nativos mediada pelo homem. Espécies não nativas como, por exemplo, a tilápia, têm sua maior abundância na Ásia que na África, seu continente de origem (Gozlan *et al.* 2010). No Brasil, temos iguais panoramas no que se refere à produção de peixes, por exemplo, quando se considera o Projeto de Lei 5989/09 aprovado pelo Congresso Nacional, que permite o uso de peixes não nativos em criação de tanques-rede, naturalizando-os por decreto (Havel *et al.*, 2005; Pelicice *et al.*, 2014). A estocagem de peixes e sua criação em gaiolas são as ações comuns tomadas como mitigação de danos da construção de barragem e por muitos anos, essas atividades foram realizadas com espécies não nativas (Casal, 2006; Agostinho *et al.*, 2010), servindo como um importante vetor de introdução de espécies (Casal, 2006; Aigo *et al.*, 2008; Agostinho *et al.*, 2010; Ellender & Weyl, 2014). Tais ações refletem a incoerência da cadeia produtiva que visa à maximização dos lucros a qualquer custo, em um país de ictiofauna megadiversa, explorar o potencial produtivo das espécies nativas pode ser um caminho para contornar tais problemas ecológicos. (Lima Jr. *et al.*, 2012; Pelicice *et al.*, 2014).

Outros estudos já demonstraram que os locais onde peixes não-nativos estavam presentes foram caracterizados por intensidades significativamente mais altas de perturbação causada por atividades humanas de uso da terra (porcentagem da bacia hidrográfica desmatada, porcentagem cultivada e porcentagem urbana) do que aqueles locais sem espécies exóticas (Kennard *et al.* 2005; Hermoso *et al.*, 2011). O sucesso da invasão foi fortemente relacionada ao gradiente de perturbação humana, particularmente a quantidade de desenvolvimento urbano na bacia hidrográfica (Kennard *et al.* 2005).

As práticas humanas de uso da terra associadas ao desmatamento extensivo, pastagem de gado, cultivo agrícola e grandes desenvolvimentos urbanos e industriais, levaram a uma degradação substancial das condições locais de ambientes aquáticos e da qualidade da água, reduzindo e modificando o habitat de espécies nativas (Smith & Storey, 2001). Outros estudos sugeriram que essas espécies não-nativas podem ter maior sucesso no estabelecimento pós-introdução em áreas impactadas, pois costumam ser mais tolerantes e ter atributos de história de vida que as permitem persistir em locais onde as espécies nativas não toleram (Arthington *et al.*, 1990). A erradicação de espécies invasoras pode ser um desafio ainda maior que a restauração físico-química dos habitat, muitas vezes sendo impossível. (Courtenay & Hensley, 1980; Garcia *et al.*, 2018). No entanto, estudos demonstram ser efetiva

as atividades de restauração de habitat (por exemplo, restauração de fluxo e estrutura do leito, recuperação da mata ciliar) e podem prevenir o estabelecimento de populações de peixes não-nativos, e auxiliar na redução dos já existentes, beneficiando a fauna nativa (Arthington *et al.*, 1990)

Mapear a distribuição geográfica de espécies de peixes não-nativos é um ponto chave essencial para a compreensão dos fatores antropogênicos e ambientais que impulsionam as invasões biológicas de água doce. Uma vez que nos fornecem informações espaciais ligadas a essa distribuição. Os esforços são frequentemente limitados a escalas locais e/ou para uma única espécie, devido aos desafios de aquisição de dados em escalas maiores. Neste trabalho examinaremos a relação entre a ocorrência de espécies de peixes não-nativos e o papel da atividade humana na condução dos padrões de distribuição em macroescala, analisando características que expressem uso e cobertura do solo sobre a área de drenagem da bacia do Rio São Francisco, como porcentagem de área não vegetada, presença de reservatórios hidrelétricos, porcentagem de agropecuária, utilizando a delimitação de sub bacias como unidade espacial. Para isso, assumimos que a distribuição dos peixes não nativos é condicionada por um conjunto de variáveis ambientais (pressões antrópicas). Dada como verdadeira a premissa anterior, será possível explicar como se dá a associação entre as variáveis do modelo espacial preditivo.

O sistema de informação geográfica (SIG) é um sistema computacional que permite o estudo de fenômenos naturais e artificiais de localização definida no espaço. Para tanto, o SIG permite a entrada e manipulação de dados, com produção de saídas interpretáveis sobre os fenômenos estudados (Huisman & By, 2009). Processos de análise espacial tratam dados geográficos que possuem uma localização geográfica (expressa como coordenadas em um mapa) e atributos descritivos (que podem ser representados num banco de dados convencional). Dados geográficos necessitam ser representados com relações entre os dados, pois o debate só pode existir quando existem representações territoriais com propósitos, e é fundamental para estratégias de conservação e tomadas de decisão em políticas públicas. (Filho & Lochpe, 1996).

A ictiofauna da bacia do São Francisco tem sido estudada desde as primeiras expedições científicas ao Brasil (Lütken, 1875), e no trabalho de Barbosa *et al.* 2017, amostraram 138 espécies nativas não endêmicas e 76 endêmicas da bacia do rio São Francisco, 28 são não-nativas. Compreender a distribuição e os fatores que promovem a facilitação da introdução de não-nativos é de grande importância conceitual e prática. Do ponto de vista prático, deve ajudar a prevenir futuras invasões e mitigar os efeitos de invasores recentes por meio da detecção precoce e priorização de medidas de gestão dessas espécies.

OBJETIVOS

Identificar os principais fatores antrópicos que atuam na condução de padrões na ocorrência de peixes não nativos, bacia do Rio São Francisco.

Correlacionar a variável resposta porcentagem de pontos de ocorrência de peixes não-nativos à variáveis de pressão antrópica (métricas que indiquem porcentagem de área não vegetada, agropecuária, presença de reservatórios (Davis *et al.* 2017).

Pergunta: Sub-bacias mais impactadas antropicamente estão mais sujeitas a presença de peixes não-nativos?

Hipótese nula: A distribuição de peixes não nativos não está correlacionada a áreas de maior degradação ambiental.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A Bacia do São Francisco (Figura 1) apresenta uma área de 350.000 km² e localiza-se no interior do Brasil, englobando os estados de Minas Gerais e Bahia e em menor proporção, Distrito Federal, Goiás, Tocantins (Zalán & Romeiro-Silva, 2007). A bacia está dividida em Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco, para fins de planejamento e melhor caracterização (CODEVASF, 2001). A nascente se localiza no Parque Nacional da Serra da Canastra, no sudoeste do Estado de Minas Gerais, correndo, primeiramente, em sentido geral sul-norte e depois leste-oeste, durante seu trajeto corta três biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, portanto apresenta em sua extensão uma grande diversidade de ambientes e habitat inerentes de cada um desses biomas. A bacia recobre cobre 7,6% do território nacional, o Rio São Francisco é considerado o maior rio integralmente dentro dos limites do Brasil, e devido a essa ampla riqueza de ambientes, também apresenta uma ictiofauna rica e diversa com muitas espécies endêmicas (Barbosa *et al.* 2017).

Seus afluentes recebem diversas influências de pressões antrópicas, como barragens hidrelétricas, áreas de mineração, grandes centros urbanos, áreas de plantio e pastagem (Godinho & Godinho, 2003). Apresenta grandes contrastes socioeconômicos em sua extensão, grandes centros urbanos e alta densidade demográfica, com áreas de extrema pobreza e pouca densidade populacional (CODEVASF, 2001). Ademais, é um grande desafio lidar com o aumento na degradação ambiental nas áreas da bacia, levando a perdas na biodiversidade e a alteração dos ecossistemas aquáticos decorrentes da deficiência dos serviços de saneamento, construção de grandes reservatórios e das atividades industriais e agrícolas na bacia (PBHSF, 2004).

A escala de avaliação utilizada foram as dez sub-bacias da bacia principal do Rio São Francisco. Essa divisão do território brasileiro em Sub-bacias Hidrográficas foi proposta pelo Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), em fevereiro de 1972, com a finalidade de ampliar e melhorar a oferta de dados aos usuários. Os arquivos de shapefile

utilizados para este estudo foram adquiridas no site da ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). O critério de classificação da sub-bacia não leva em consideração as áreas de drenagem isoladamente, pois uma mesma sub-bacia é formada pelo rio de maior destaque da região e outras pequenas sub-bacias menores (por exemplo, Rio das velhas e outros).

Mapa de localização da área de estudo

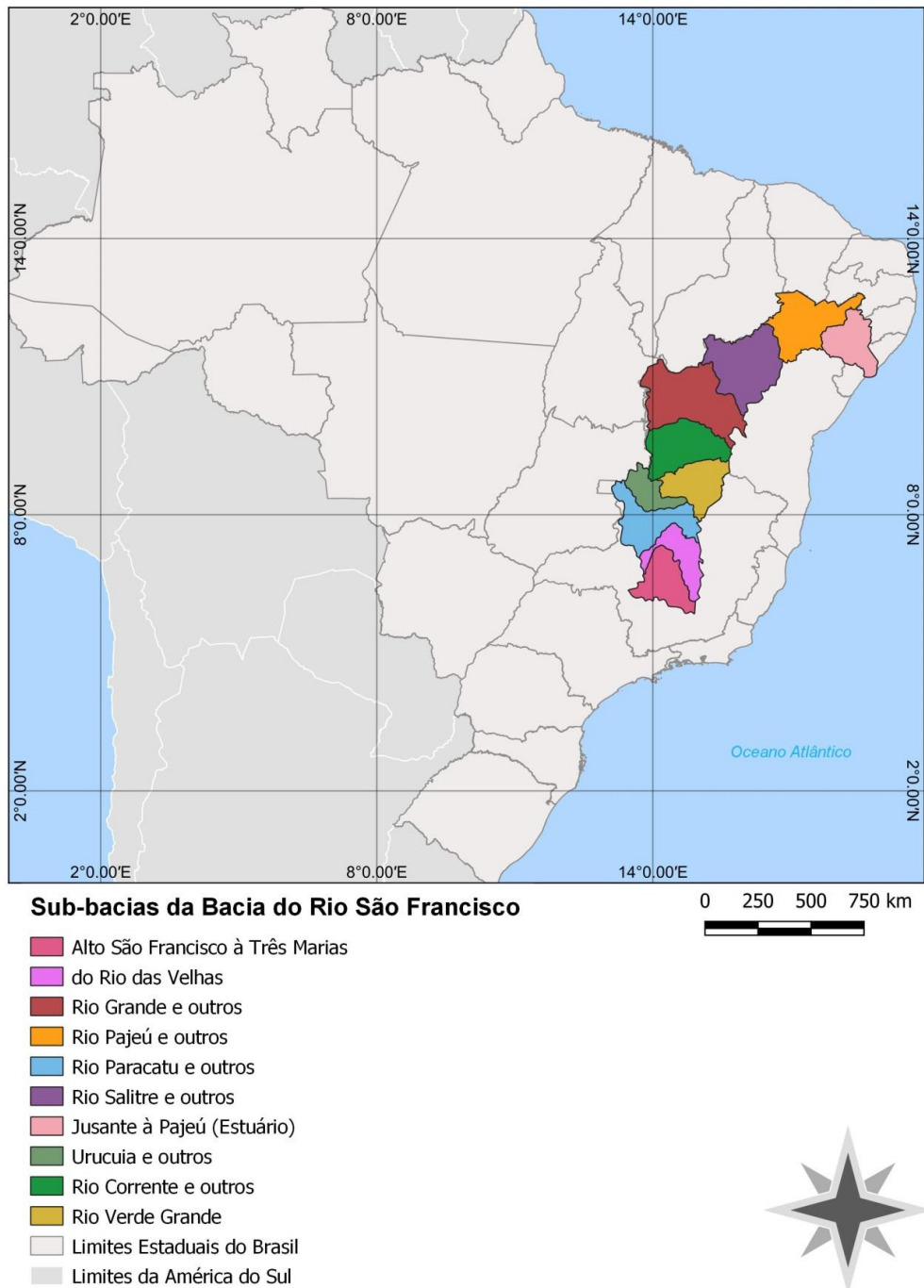


Figura 1- Mapa da extensão da Bacia do Rio São Francisco e suas respectivas sub-bacias

Banco de Dados

Os dados para a Bacia do Rio São Francisco foram filtrados do banco de dados de ocorrência de espécies de peixes não nativos do Brasil. Consideramos aqui espécies não nativas qualquer espécie que não esteja distribuída em sua ecorregião de origem (Abell *et al.*, 2008), tanto alóctones (de outras bacias hidrográficas brasileiras), como exóticas (de outros países), construído por meio de uma intensa busca na literatura com palavras chaves, reunindo uma compilação de artigos que relatavam registros dos peixes não-nativos. O compilado contou com 198 espécies de peixes não nativos ocorrendo fora de suas distribuições naturais, de 15 ordens distintas, para todo o Brasil. Em seguida, obtiveram-se as coordenadas geográficas das ocorrências para cada espécie, em banco de metadados mundial como GBIF (Global Biodiversity Information Facility) e SPLINK (Species Link). Através da camada *shapefile* da bacia do Rio São Francisco, todas as espécies que coincidiram sua localização geográfica para a unidade espacial escolhida foram apontadas e posteriormente sua origem conferidas em Fricke *et al.* (2021), aquelas que estavam presentes na área de estudo e não tinham como origem a bacia foram consideradas não-nativas.

Os dados para os reservatórios foram retirados do site da ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). No qual foi feito o download do arquivo AHE - Mapa dos Empreendimentos de Aproveitamento Hidrelétricos (Estágio da usina), que contém o vetor de pontos para todos os empreendimentos hidrelétricos do Brasil. Aqui consideramos os três tipos de empreendimentos como o mesmo peso, que são classificadas de acordo com a sua capacidade de geração de energia: Usina Hidrelétrica, Pequena Central Hidrelétrica, Central Geradora Hidrelétrica, nesta ordem de capacidade geradora. Posteriormente foi estimado o valor de porcentagem de reservatórios para cada sub-bacia.

Geoprocessamento

Utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG), vamos explicar os padrões de distribuição dos pontos de ocorrência de peixes não-nativos para cada sub-bacia e os pontos dos reservatórios e a porcentagem de uso e cobertura de solo. Através do *software* QGIS, na etapa de tratamento das informações obtidas. Os dados espaciais usados como variáveis preditoras foram obtidos em bancos de metadados espaciais disponíveis na internet, o MAPBIOMAS, o Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. Foram extraídos mapas no formato matricial (pixel de 30x30m) do último ano da série disponível (2019). Através do Google Earth Engine foi possível filtrar essas informações para cada máscara de sub-bacias. Foi feito o download de dois arquivos por sub-bacias, uma tabela com dados de área em hectare, ocupadas por cada sub-classe. Posteriormente foram somadas nas classes gerais (Floresta, Agropecuária, Área Vegetada não florestal, Área não-vegetada e água). Todos os valores foram transformados em porcentagem para melhor visualização. Apenas as classes de Agropecuária e Área não-vegetada foram utilizadas para este estudo.

Partindo da hipótese de que há uma distribuição desigual de eventos (pontos de ocorrência) pela bacia, foi utilizado o estimador de densidade Kernel ou mapa de calor para delimitar áreas com maior densidade de pontos de ocorrência de peixes não-nativos e caracterizar esses padrões (Oliveira & Oliveira, 2017) através do *software* QGIS. Tal ferramenta de interpolação se refere a um método estatístico de estimação de curvas de densidades (Caudillo *et al.* 2017). Neste método cada uma das observação é ponderada pela distância em relação a um valor central, o núcleo. O Mapa de Kernel propicia uma enorme vantagem quando há uma grande concentração de pontos e a análise visual pode se tornar difícil.

O OMT-G (Object Modeling Technique for Geographic Applications) é um modelo de representação de dados baseado em classes, relacionamentos e restrições de integridade espacial voltado para o desenho de sistemas e aplicativos de banco de dados geográficos. Sendo bastante útil na cristalização das ideias e expressão gráfica, pois o texto é substituído por símbolos que indicam relações entre os objetos, capazes de denotar a natureza dinâmica da interação entre objetos espaciais e não espaciais Borges et al (2018). (Figura 2)

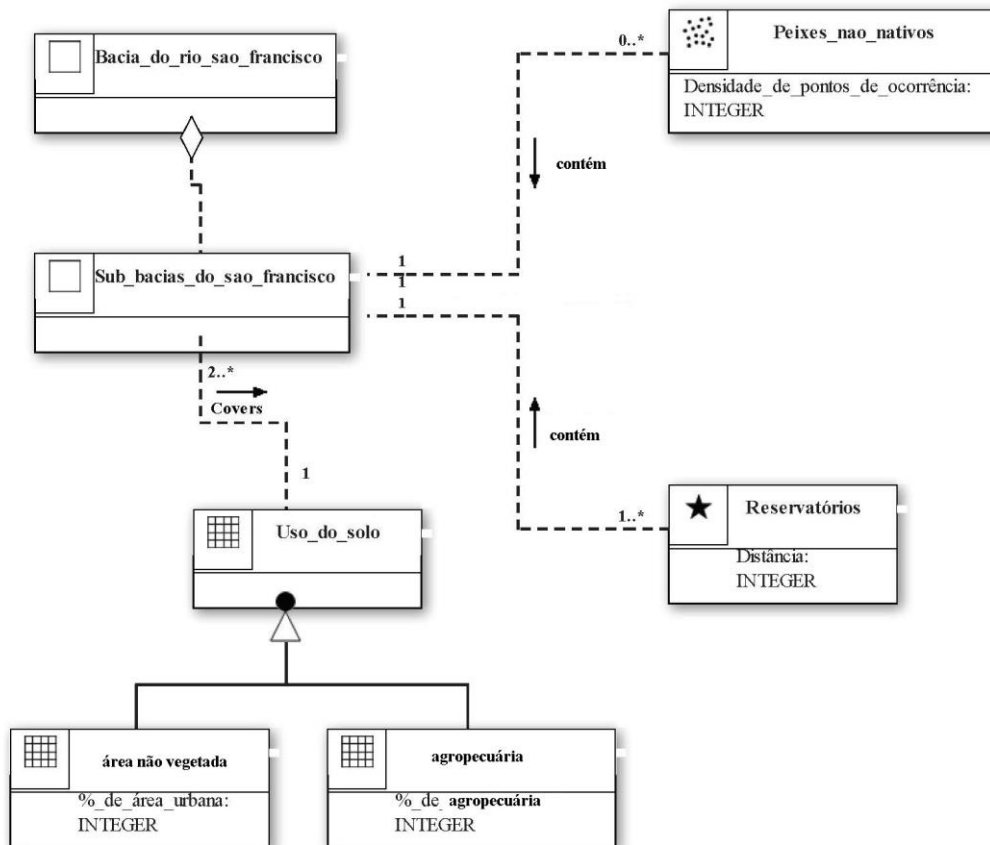


Figura 2- OMT-G do desenho esquemático do trabalho

Análise dos dados

Para investigar o efeito das hidrelétricas e uso do solo sobre a % de pontos de ocorrência de peixes não-nativos ao longo da bacia foi utilizada uma análise de regressão linear simples como teste estatístico para confirmar se existe correlação positiva entre os diversos parâmetros, como previsto na hipótese do trabalho. A % de peixes não-nativos por sub-bacia como variável resposta e as variáveis de uso da terra, % de reservatórios como variáveis preditoras. Todas as análises e gráficos foram gerados no software R (R Equipe Central, 2020).

RESULTADOS e DISCUSSÃO

Nesse estudo foram encontradas 51 espécies de peixes não-nativos para a bacia do Rio São Francisco do total de espécies do banco de dados de todo Brasil (tabela 1). Segundo Barbosa *et al.* 2017, o último estudo que compilou o perfil da ictiofauna da bacia, relatou 28 espécies de peixes não-nativas para a região. Entretanto, através das análises dos pontos de ocorrência observamos que 27 espécies não estavam presentes no estudo anterior, podendo indicar novos registros ainda não documentados pela bibliografia. Tal fato demonstra a importância de dados geográficos para identificação e melhor localização dos focos de introdução de peixes não-nativos. A tabela 1 também retrata os possíveis veículos de introdução de cada espécie (literatura) e a classificação segundo a origem da espécie não nativa, se são exóticas ou alóctones.

Tabela 1 - Espécies de peixes não-nativos da bacia do Rio São Francisco

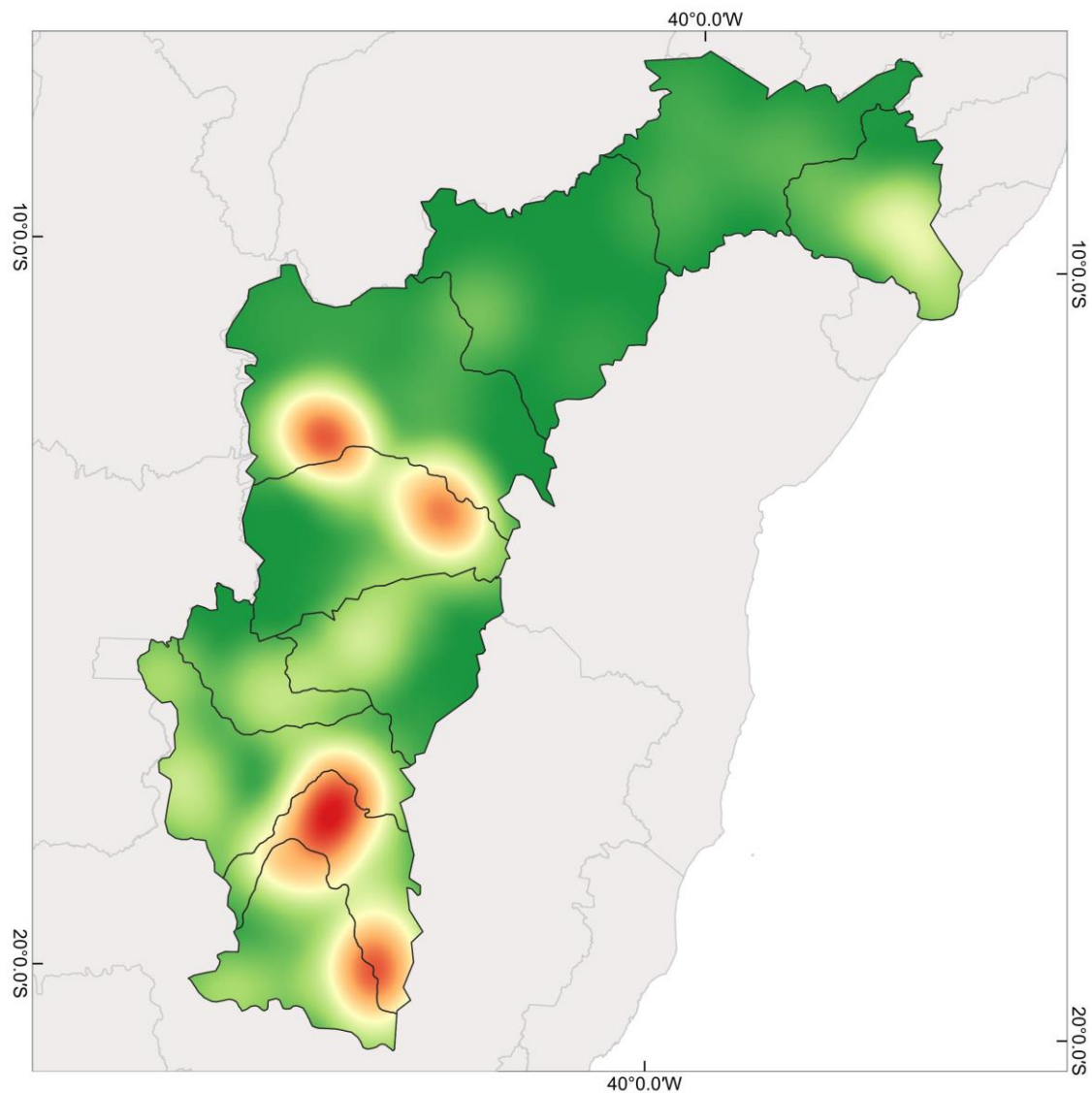
Peixes não-nativos	Barbosa <i>et al.</i> , 2017	Principal vetor de introdução (bibliografia)	Origem por Ellender & Weyl (2014)
<i>Knodus moenkhausii</i>	Ausente	Desconhecido	Alóctone
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Ausente	Aquarismo	Alóctone
<i>Hypostomus variostictus</i>	Ausente	Desconhecido	Alóctone
<i>Hoplias lacerdae</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Ausente	Desconhecido	Alóctone
<i>Gymnotus sylvius</i>	Ausente	Transposição do rio	Alóctone
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Ausente	Uso de iscas vivas	Alóctone
<i>Cichla monoculus</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Cichla piquiti</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Coptodon rendalli</i>	Ausente	Pesca Esportiva	Exótico
<i>Cyprinus rubrofuscus</i>	Ausente	Aquarismo	Exótico
<i>Cichla kelberi</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Astronotus ocellatus</i>	Presente	Aquarismo	Alóctone

<i>Astronotus crassipinnis</i>	Ausente	Aquarismo	Alóctone
<i>Xiphophorus hellerii</i>	Ausente	Aquarismo	Exótico
<i>Triportheus angulatus</i>	Ausente	Uso de íscas vivas	Alóctone
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Ausente	Represamento	Alóctone
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Ausente	Represamento	Alóctone
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Ausente	Uso de íscas vivas	Alóctone
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Ausente	Represamento	Alóctone
<i>Prochilodus lineatus</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Potamotrygon motoro</i>	Ausente	Represamento	Alóctone
<i>Poecilia vivipara</i>	Presente	Controle Biológico	Exótico
<i>Poecilia reticulata</i>	Presente	Aquarismo	Exótico
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Pimelodus ornatus</i>	Ausente	Represamento	Alóctone
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Presente	Represamento	Alóctone
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Presente	Controle Biológico	Alóctone
<i>Parodon nasus</i>	Ausente	Transposição do rio	Alóctone
<i>Oreochromis niloticus</i>	Presente	Aquaculture	Exótico
<i>Metynnis maculatus</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Ausente	Desconhecido	Alóctone
<i>Megaleporinus piavussu</i>	Ausente	Aquacultura	Alóctone
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Ausente	Aquacultura	Alóctone
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	Ausente	Aquacultura	Alóctone
<i>Megaleporinus elongatus</i>	Ausente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Presente	Aquacultura	Exótico
<i>Cyprinus carpio</i>	Presente	Aquacultura	Exótico
<i>Colossoma macropomum</i>	Presente	Aquacultura	Alóctone
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Presente	Represamento	Alóctone
<i>Prochilodus brevis</i>	Ausente no BD	Desconhecido	Alóctone
<i>Brycon amazonicus</i>	Presente	Aquaculture	Alóctone
<i>Brycon gouldingi</i>	Ausente no BD	Desconhecido	Alóctone
<i>Brycon hilarii</i>	Presente	Aquacultura	Alóctone
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	Presente	Aquacultura	Alóctone
<i>Clarias gariepinus</i>	Sem pontos na bacia	Aquacultura	Exótico
<i>Poecilia latipinna</i>	Ausente no BD	Aquarismo	Exótico
<i>Cichla temensis</i>	Presente	Pesca Esportiva	Alóctone
<i>Parachromis managuensis</i>	Presente	Pesca Esportiva	Exótico
<i>Xiphophorus variatus</i>	Presente	Aquarismo/atividade humana	Exótico

O padrão de distribuição dos pontos de ocorrência dos peixes não-nativos através das sub-bacias está descrito na tabela 2. Observa-se que os maiores valores estão na sub-bacia do Rio das Velhas e Alto São Francisco a Três Marias, também apresentando os maiores valores de % de hidrelétricas. As sub-bacias Grande e Outros e Corrente e Outros também se destacaram em % de pontos de NN. Porém apenas Corrente e outros apresentou também um valor mais alto para hidrelétrica. Isso pode indicar que o padrão de Grande e Outros pode ser explicado por outros fatores.

Sub-bacias	% de pontos de ocorrência	nº de sp. não-nativas	%Agropecuária	%Área não-vegetada	% hidrelétricas
Alto São Francisco a Três Marias	0.176	24	0.257	0.137	0.295
Das Velhas	0.198	24	0.331	0.213	0.242
Paracatu e outros	0.115	14	0.617	0.133	0.053
Urucuia e outros	0.033	9	0.376	0.165	0.095
Verde Grande	0.055	14	0.451	0.064	0.011
Corrente e outros	0.159	18	0.658	0.079	0.137
Grande e outros	0.121	16	0.368	0.290	0.063
Salitre e outros	0.015	6	0.532	0.176	0.011
Pajeú e outros	0.037	12	0.248	0.075	0.021
Jusante do Pajeú (estuário)	0.091	14	0.321	0.023	0.074

Mapa de Kernel - Bacia do Rio São Francisco



Pontos de ocorrência de Não-nativos

0

15

30

45

60

Sub-bacias Hidrográficas - DNAEE

Unidades da federação

0 100 200 300 km



Através da ferramenta de análise espacial Mapa de Kernel foi possível produzir um mapa de densidade de pontos de ocorrência de peixes não nativos da Bacia do Rio São Francisco. Este produto cartográfico foi essencial para melhor entendimento dos padrões de tais pontos. Pode-se observar quatro principais manchas em vermelho/laranja escuro. Nas duas primeiras sub-bacias (Alto SF a 3 Marias e das Velhas) e outras duas ao norte da Bacia (

Corrente e outros e Grande e outros). Corroborando os dados da tabela de forma mais visual. Tal ferramenta é muito útil para tomada de decisões e acompanhamento de processos pontuais, e requer instrumentos de modelagem matemática para transformar os registros de eventos ligados ao espaço representados por pontos (neste estudo, pontos de ocorrência de peixes não-nativos) em uma mensagem com o significado desejado e o contexto específico de uso. Podendo servir de base para implementação de políticas públicas, por exemplo. Definindo áreas prioritárias para conservação e ações de manejo para com essas espécies.

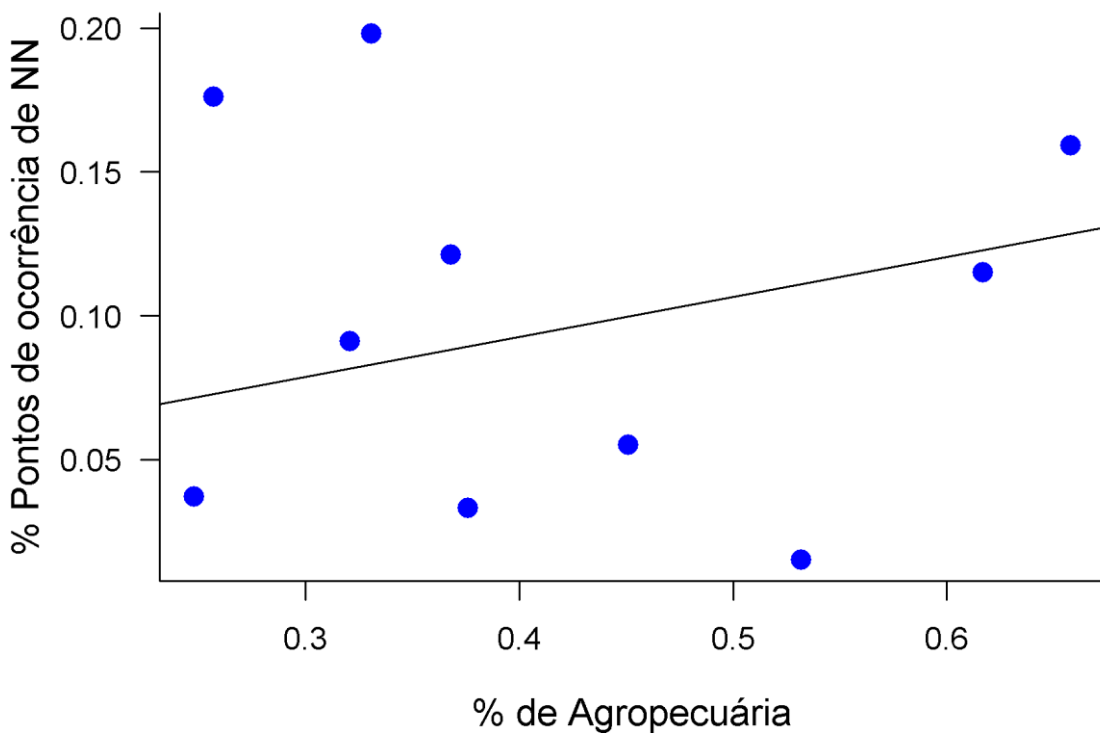
A sub-bacia do Alto São Francisco a Três Marias (Figura.4) é a primeira da bacia do Rio São Francisco. Localizada na região central de Minas Gerais. Ao norte da sub-bacia localiza-se a Usina Hidrelétrica de Três Marias, tendo partes de seus municípios da redondeza alagados e formando o Circuito Turístico do Lago de Três Marias. A pesca amadora e os esportes náuticos são as principais motivações para o Turismo na região. Observa-se nessa área grande parte dos pontos de ocorrência de peixes-não nativos, possivelmente pode ser explicada por esse fator turístico e demográfico, visto que é um local perto de vias de acesso e relativamente próximo a grandes centros. Tal fato pode estar facilitando a introdução dessas espécies visto que a introdução para estocagem de pesca esportiva é algo muito comum em reservatórios (Bueno *et al.* 2021), realizadas muitas vezes pelos próprios frequentadores. Muitas espécies não-nativas no Brasil são introduzidas no repovoamento de seus reservatórios (Ortega *et al.* 2015). Entre elas, encontram-se os tucunarés *Cichla* spp., introduzidos nos reservatórios de Três Marias e Itaparica, em 1982 e 1989 (Barbosa *et al.* 2017). Tais espécies apresentam hábitos piscívoros e alta voracidade, acentuando ainda mais os danos a fauna nativa (Chellappa *et al.* 2003).

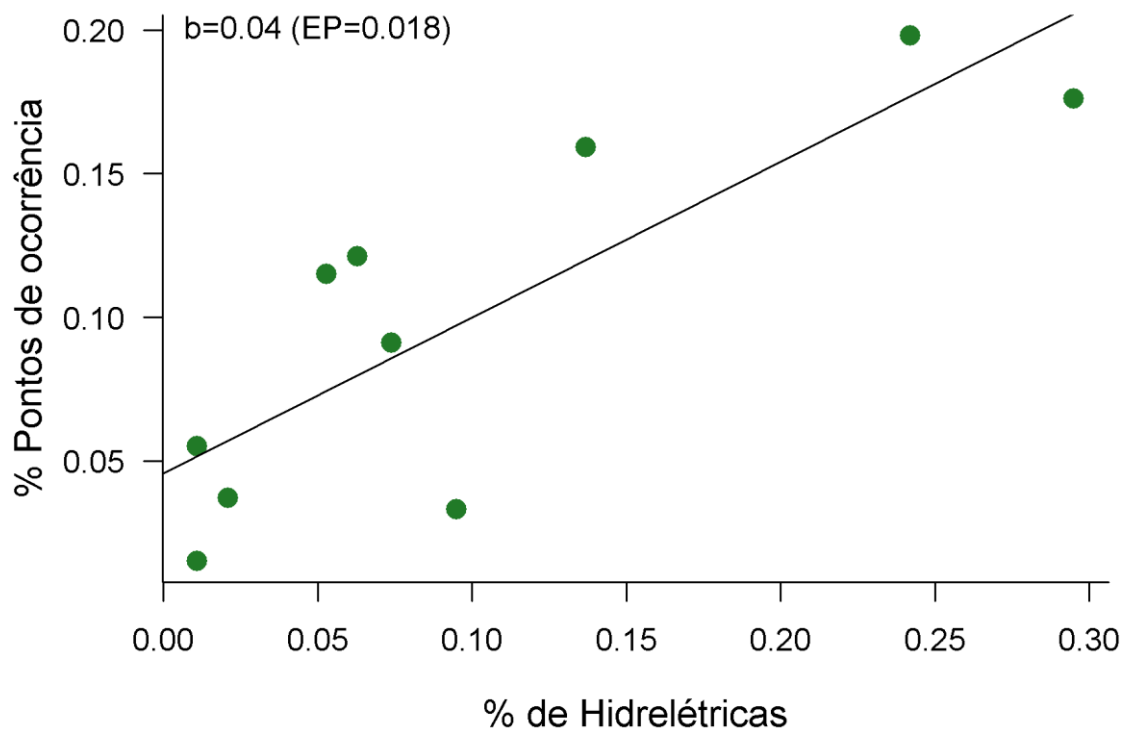
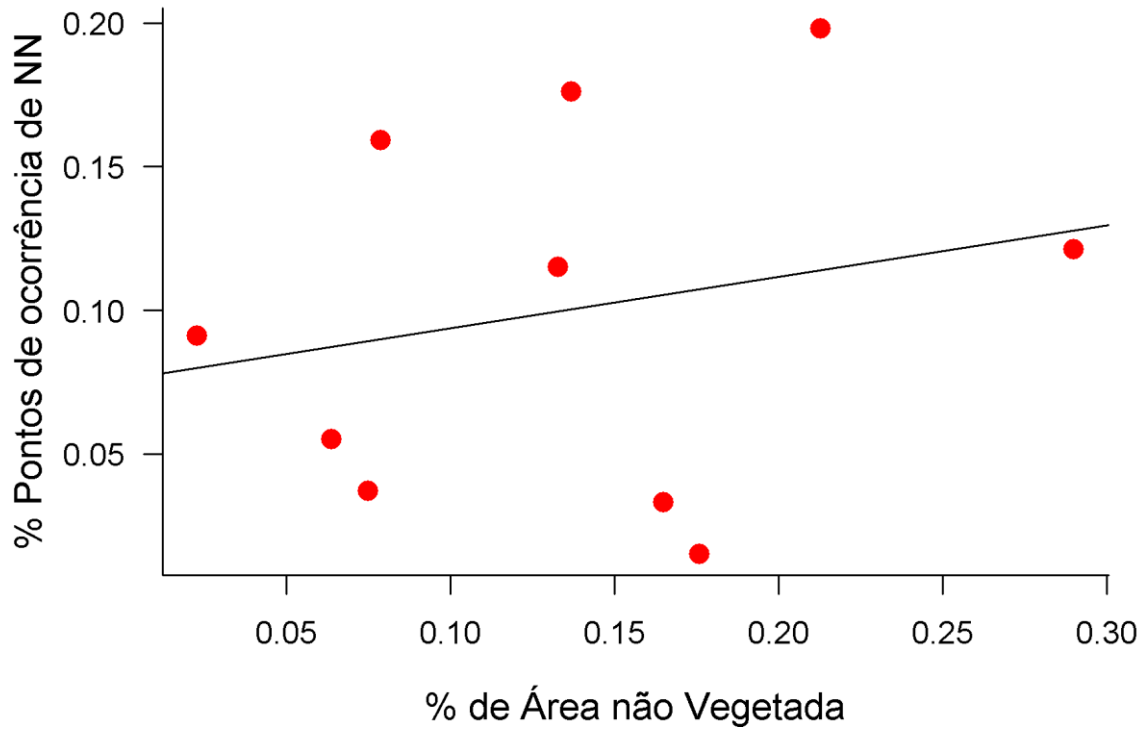
A sub-bacia do Rio das Velhas e outros (Figura. 4) foi a de maior porcentagem de pontos de ocorrência de não-nativos (19,8%) e a segunda maior em número de hidrelétricas (24,2%). Somente a população da Bacia do Velhas, é estimada em 4.406.190 milhões de habitantes (IBGE, 2000), está distribuída nos 51 municípios cortados pelo rio e seus afluentes. Está localizada em uma área de grande adensamento urbano, parte de sua sub-bacia corta a capital do estado de Minas Gerais (Belo Horizonte). Pode-se observar uma nuvem de pontos de ocorrência de NN que se concentram principalmente perto de centros urbanos, constituídos principalmente por espécies utilizadas no aquarismo como *Poecilia reticulata* (Guppy) uma espécie exótica amplamente distribuídas que invadiu sistemas urbanos e não urbanos e *Eigenmannia virescens* (Ituí Transparente). De modo que corrobora o estudo de Marques *et al.* 2020, que demonstrou que têm se adaptado muito bem a ambientes urbanos de altas concentrações de coliformes fecais e outros nutrientes. Diferente dos peixes nativos que são sensíveis a essas condições. O aquarismo foi identificado como um grande vetor de peixes não-nativos (Maceda-Veiga *et al.* 2013). Pois vários desses peixes são soltos indevidamente no ambiente que não é o de origem, tendo o potencial de se tornar um problema (Magalhães *et al.* 2020). Grandes centros urbanos geralmente apresentam um maior acesso a lojas especializadas de aquarismo, sendo relatada uma correlação entre dados de demografia

humana (densidade demográfica, número de lojas especializadas em aquário) e a incidência de peixes não-nativos (Copp *et al.* 2010)

Naturalmente existem diferenças físicas entre as áreas da bacia, ao norte da bacia onde se encontram as menores % de NN, está localizada no polígono da seca, apresentando condições mais áridas e rio intermitentes, condições extremas que pode ter sido um fator determinante para o padrão de pontos de ocorrência de peixes não-nativos. Como também a baixa densidade demográfica natural dessas áreas. Seguem abaixo os mapas das sub-bacias com uso e cobertura de solo e os pontos de ocorrência de peixes NN e as hidroelétricas para melhor visualização.

A porcentagem de pontos de ocorrência de peixes não nativos esteve positivamente associada a porcentagem de hidroelétricas ($F(1,8)= 16.687$, $r^2=0.63$, $P=0.003$). As variáveis de % agropecuária ($p=0.96$) e % área não-vegetada ($p=0.53$) não foram significativas. Tal resultado pode ser explicado pelo n amostral pequeno (10 sub-bacias), ou método de análise que foi utilizado não foi o ideal, pois todos os pontos de uma mesma sub-bacia recebeu o mesmo valor de uso de solo. O ideal seria talvez analisar a redondeza de ponto por ponto. O que não foi realizado devido ao tempo restrito e o grande número de pontos (602).





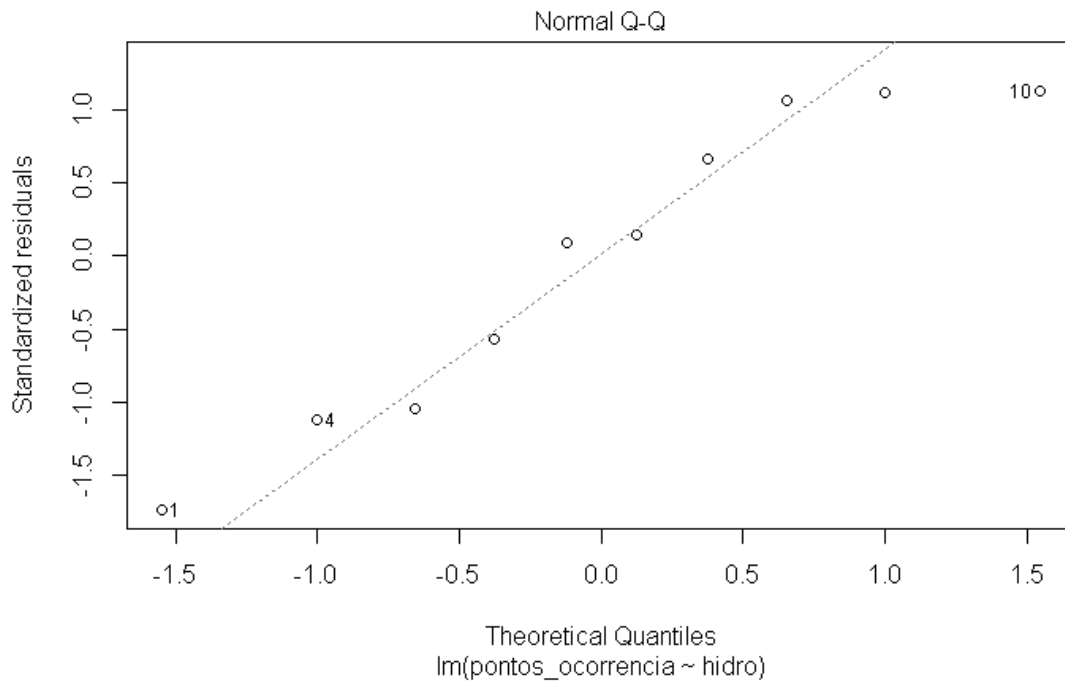
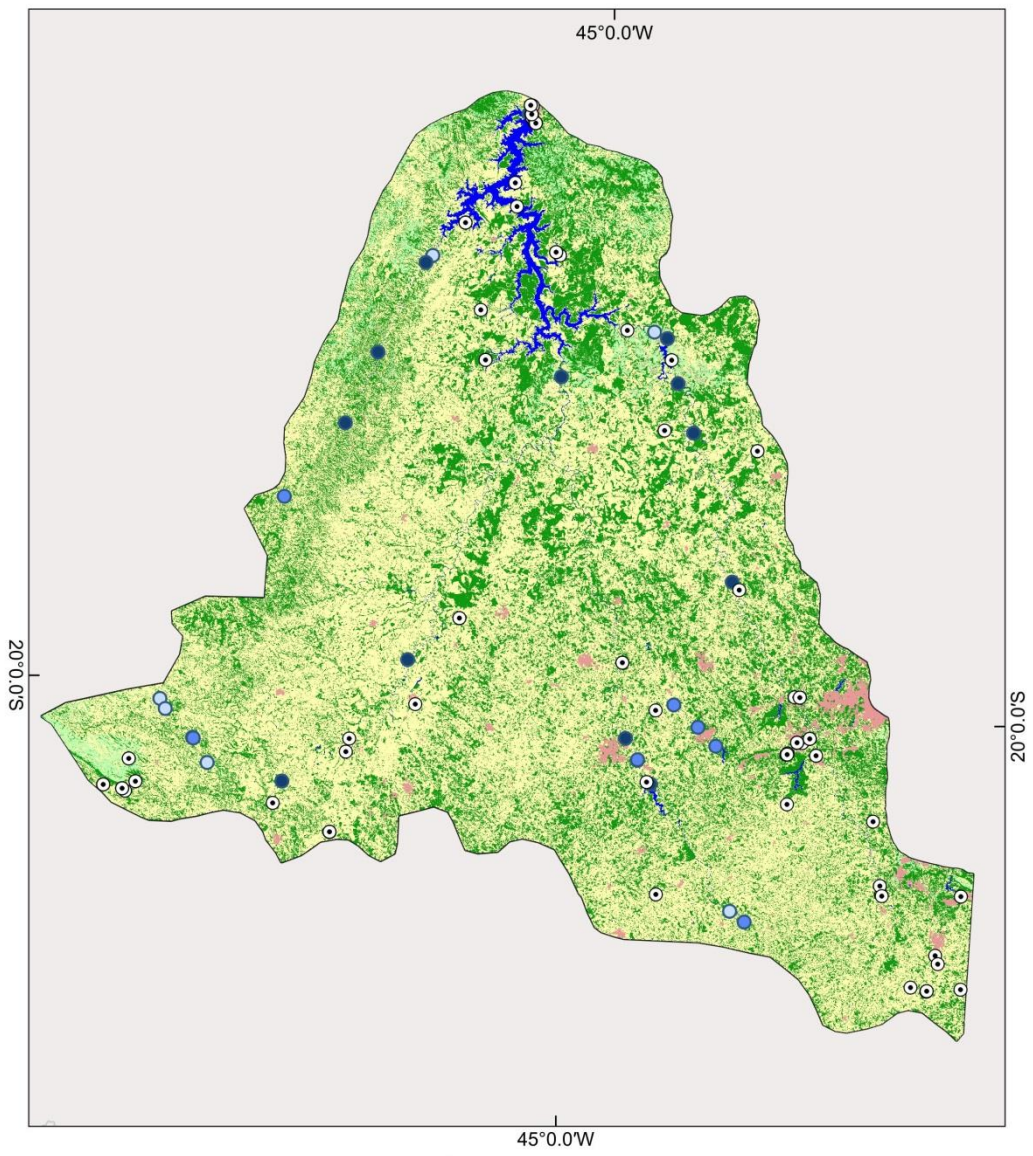


Figura 16 – Gráfica dos resíduos das análises para % hidroelétrica (Apresentou normalidade)

Mapa da Sub-bacia Alto São Francisco a Três Marias



- Pontos de Ocorrência de peixes não nativos
- Usina Hidrelétrica
- Central Geradora Hidrelétrica
- Pequena Central Hidrelétrica

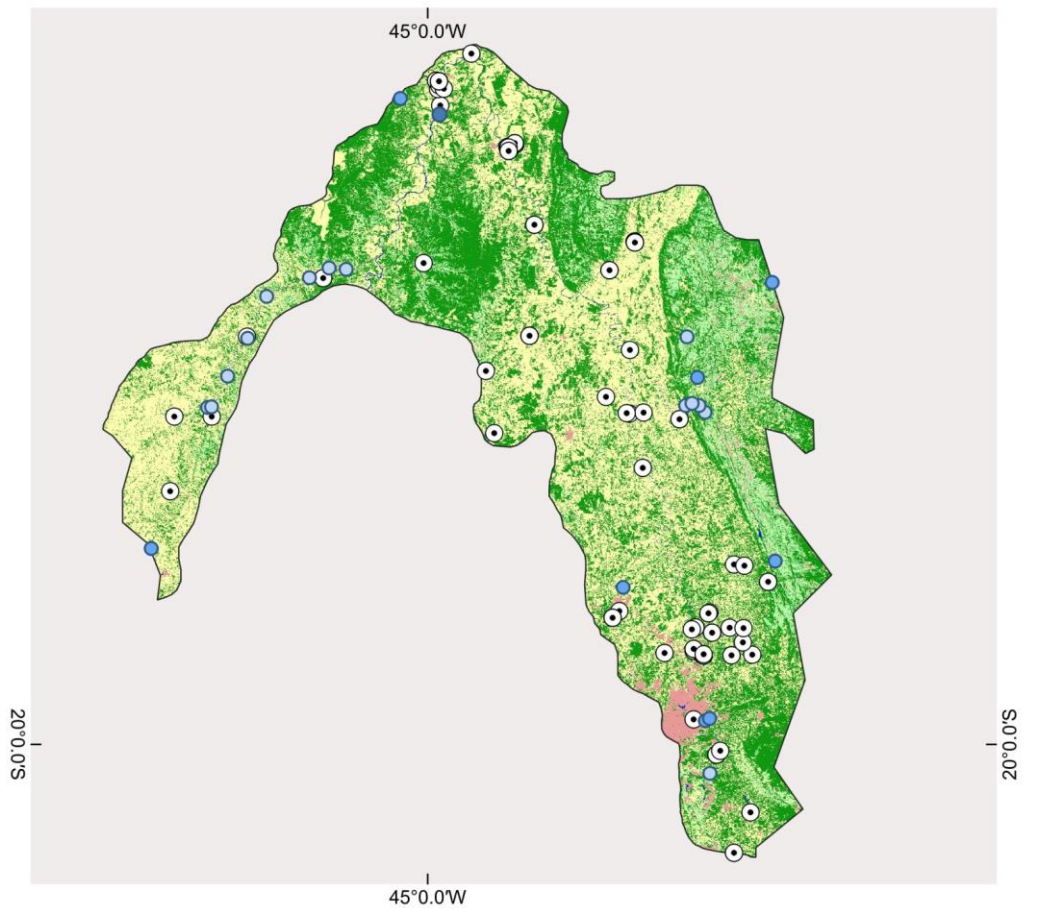


Uso e Cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação natural não-florestal
- Agropecuária
- Área não vegetada (urbana)
- Água
- Alto São Francisco a Três Marias



Mapa da Sub-bacia Rio das Velhas

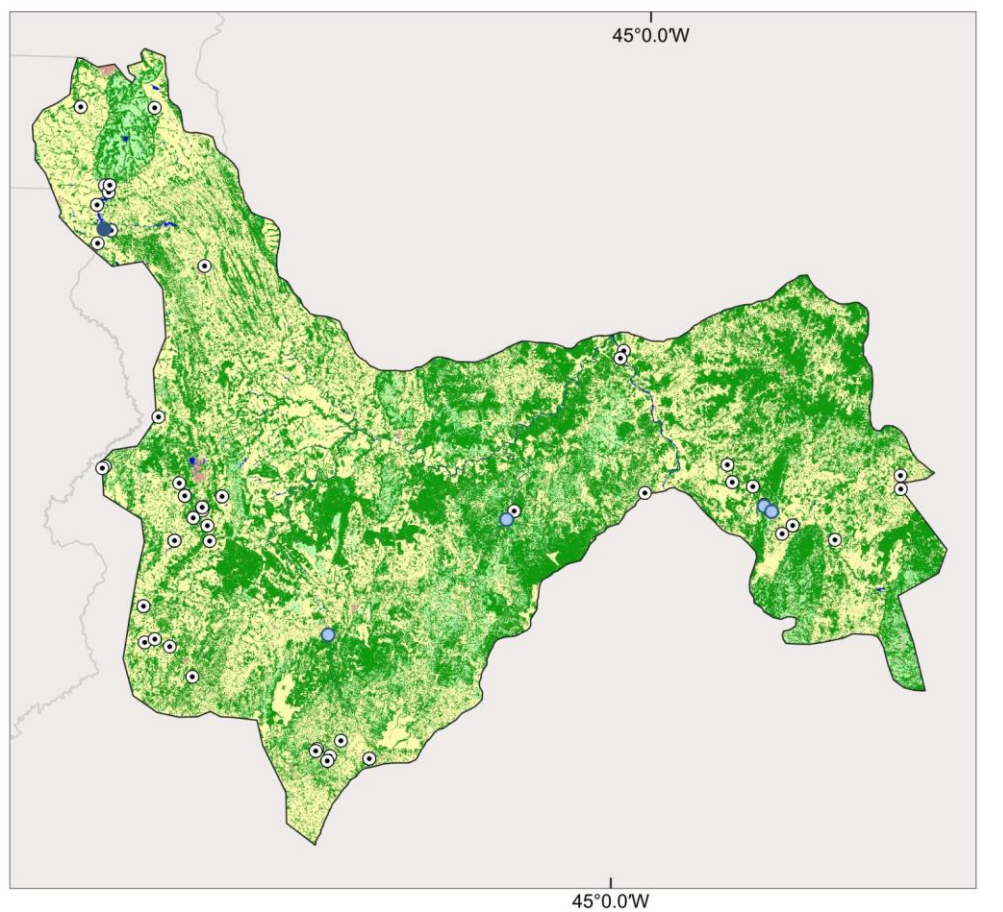


- Usina Hidrelétrica
 - Pequena Central Hidrelétrica
 - Central Geradora Hidrelétrica
 - Ocorrência de Peixes não-nativos
 - das Velhas
- Uso e Cobertura do solo - MAPBIOMAS
- Floresta
 - Formação Natural não Florestal
 - Agropecuária
 - Área não vegetada
 - Água

0 25 50 75 km



Mapa da Sub-bacia do Rio Paracatu e outros



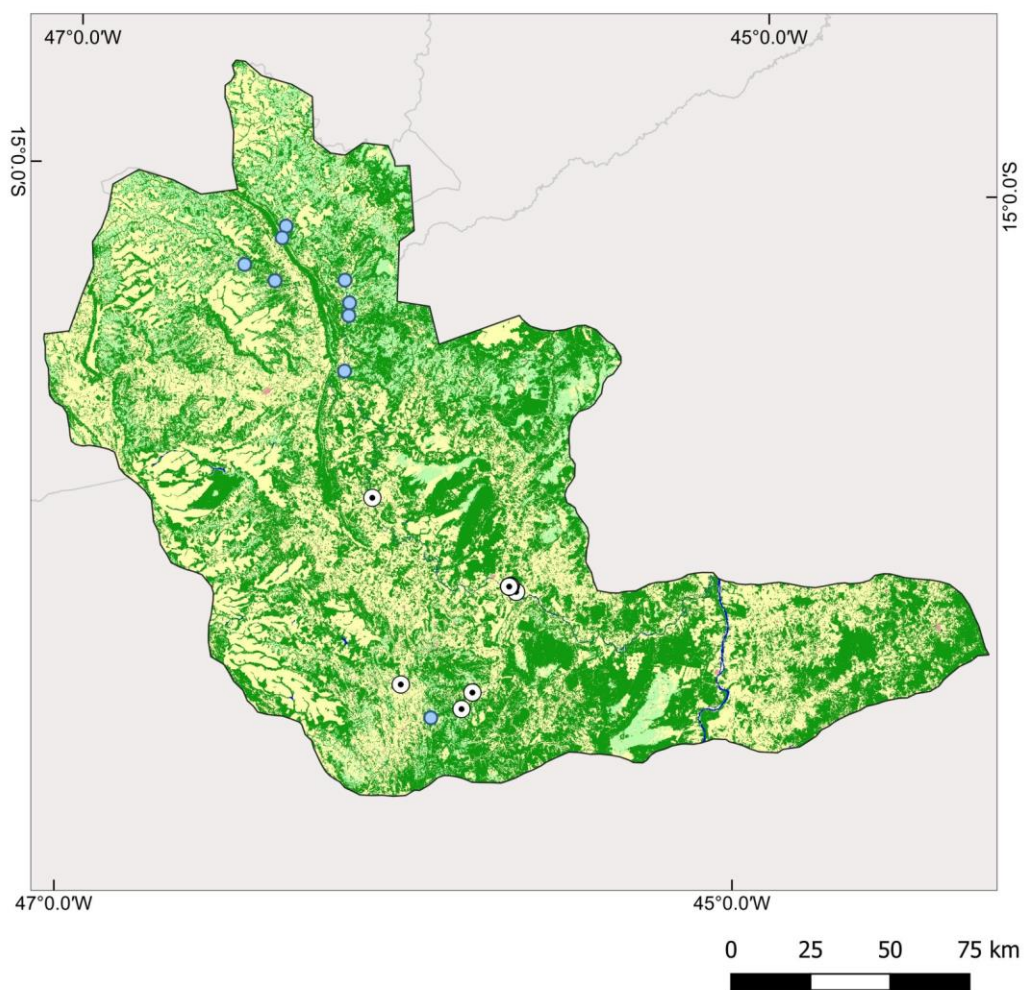
- Usina Hidrelétrica
- Pequena Central Hidrelétrica
- Pontos de ocorrência de peixes não nativos
- Paracatu e outros

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não Vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia do Rio Urucua e outros



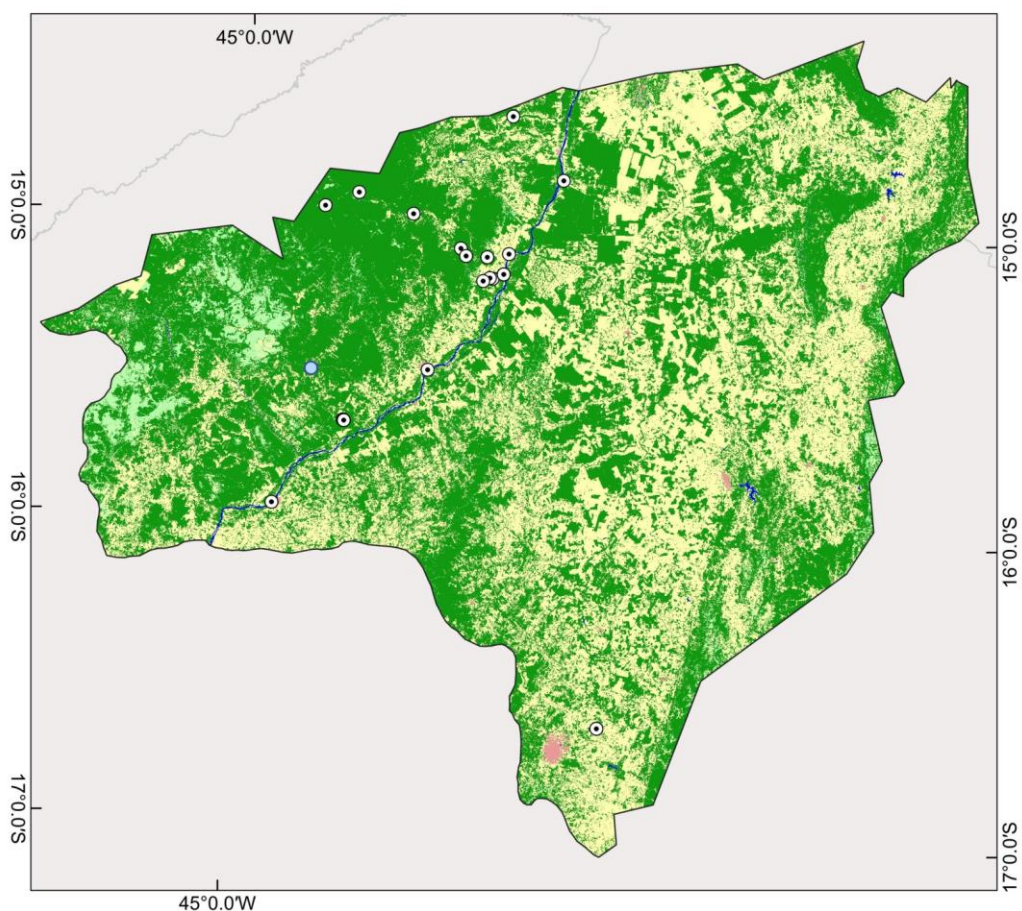
- Pequena Central Hidrelétrica
- Pontos de ocorrência de peixes não-nativos
- Urucua e outros

Uso e Cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não Vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia do Rio Verde Grande



0 25 50 75 km



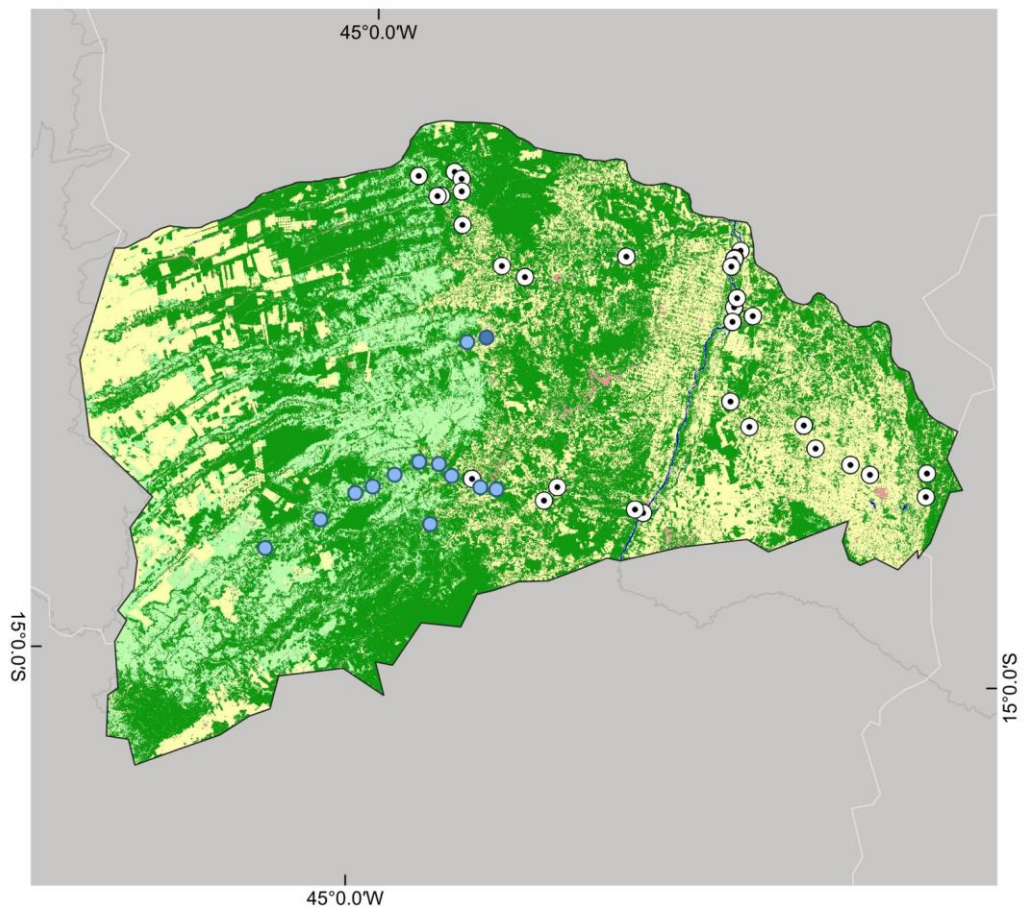
- Pequena Central Hidrelétrica
- ⊙ Pontos de ocorrência de peixes não-nativos
- Verde Grande

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não Vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia Corrente e outros



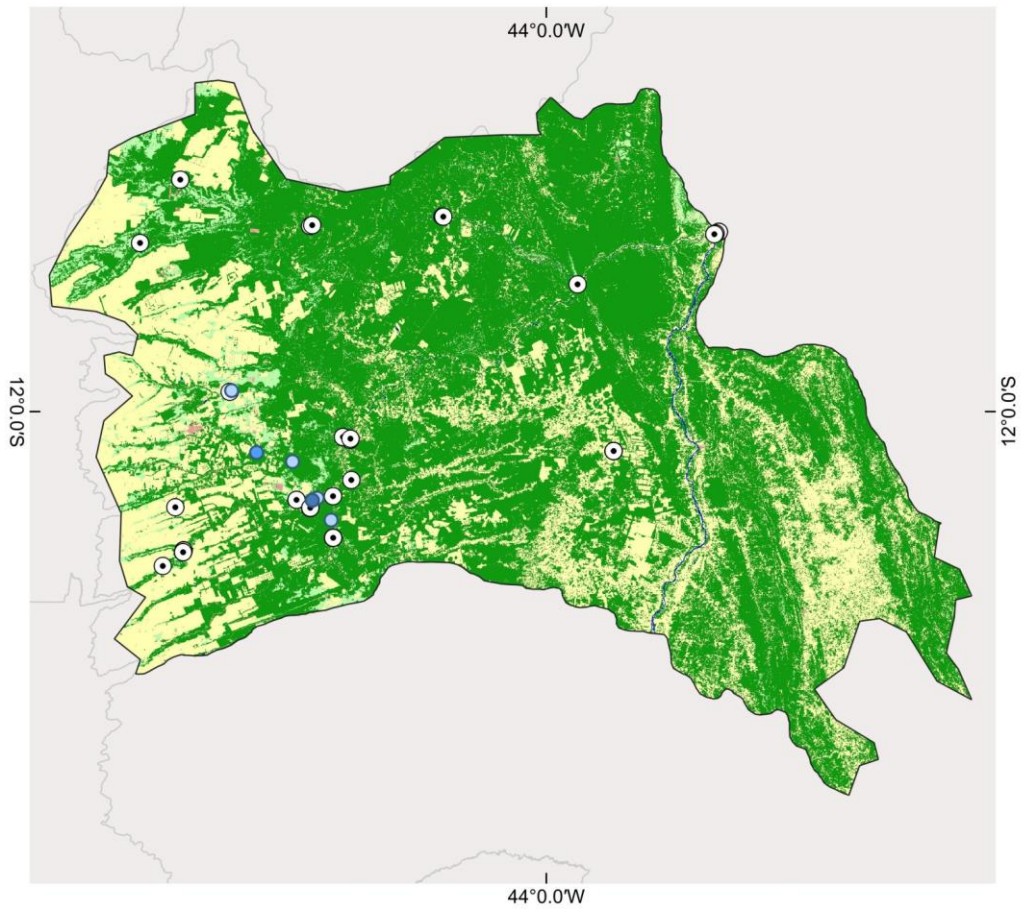
- Usina Hidrelétrica
- Pequena Central Hidrelétrica
- Ocorrência de Peixes Não Nativos
- Corrente e outros

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia do Rio Grande e outros



0 25 50 75 km



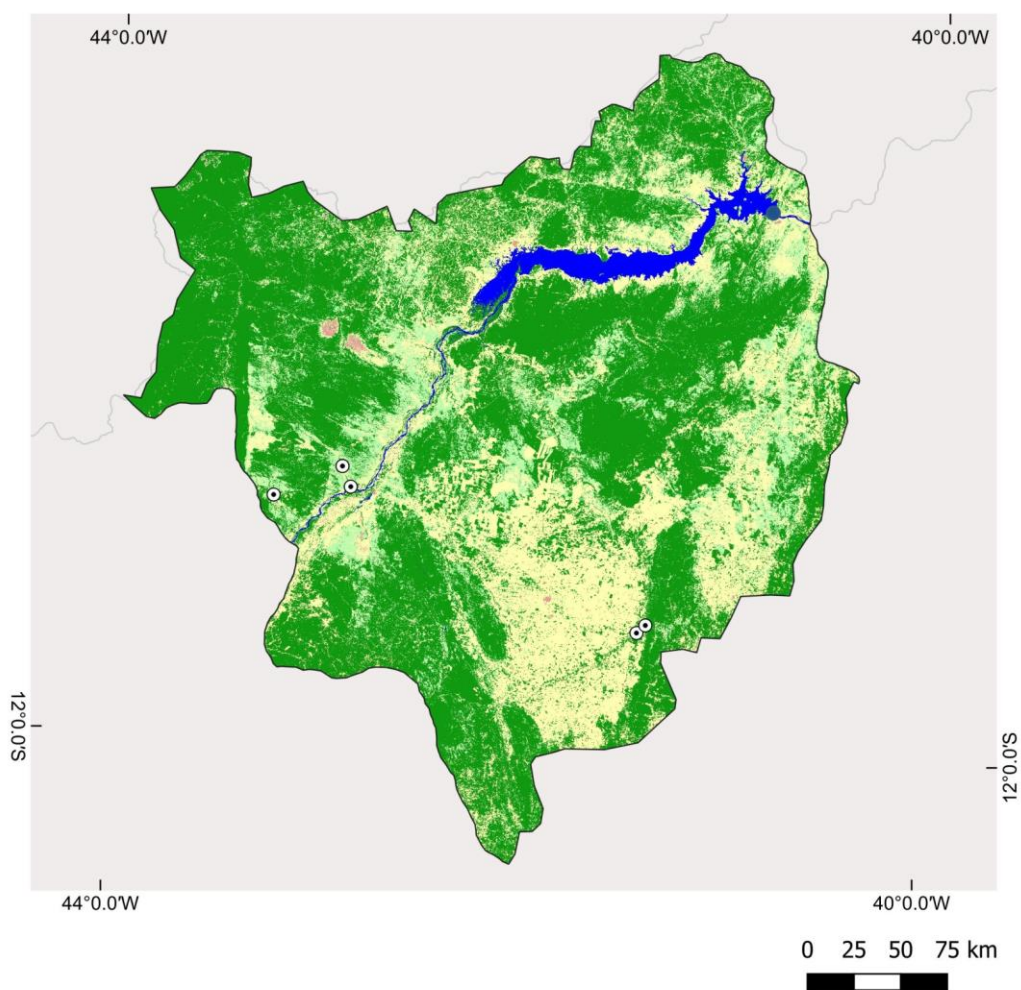
- Usina Hidrelétrica
- Pequena Central Hidrelétrica
- Central Geradora Hidrelétrica
- Pontos de ocorrência de peixes não-nativos
- Grande e outros

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuário
- Área não vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia do Rio Salitre e outros



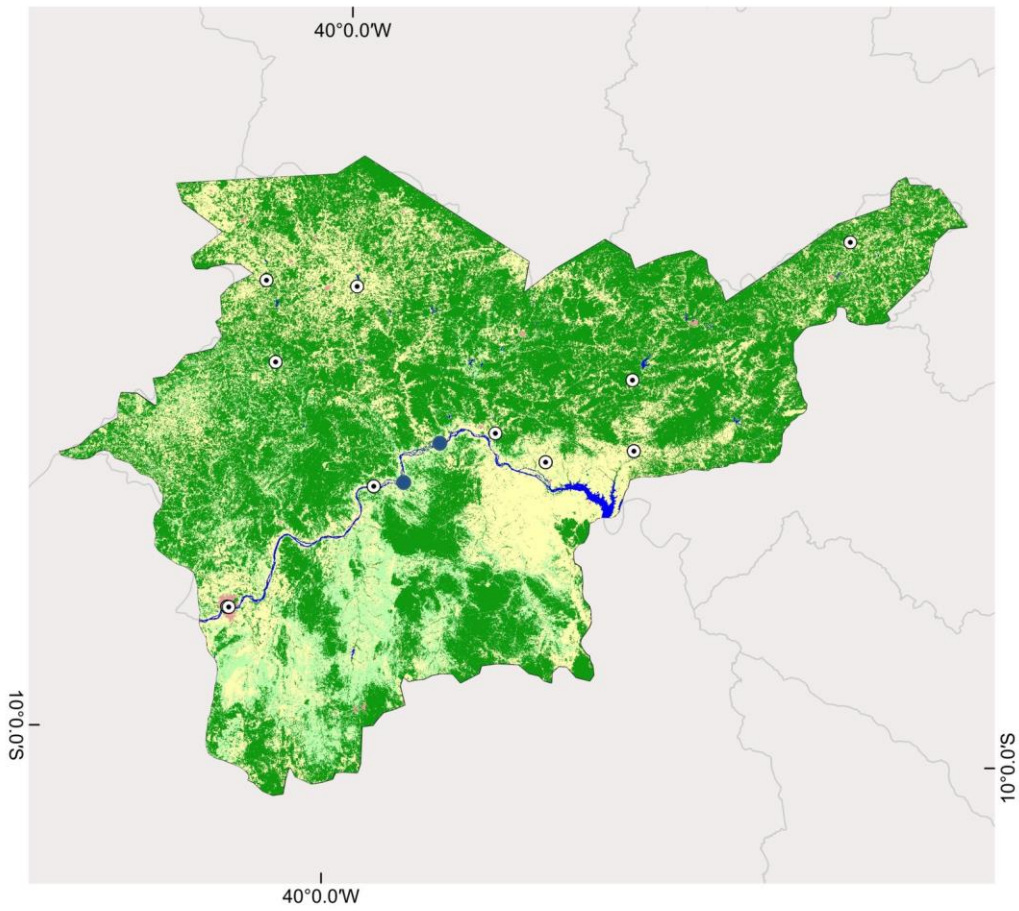
- Usina Hidrelétrica
- Ponto de ocorrência de peixes não-nativos
- Salitre e outros

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não vegetada
- Água



Mapa da Sub-bacia do Rio Pajeú e outros



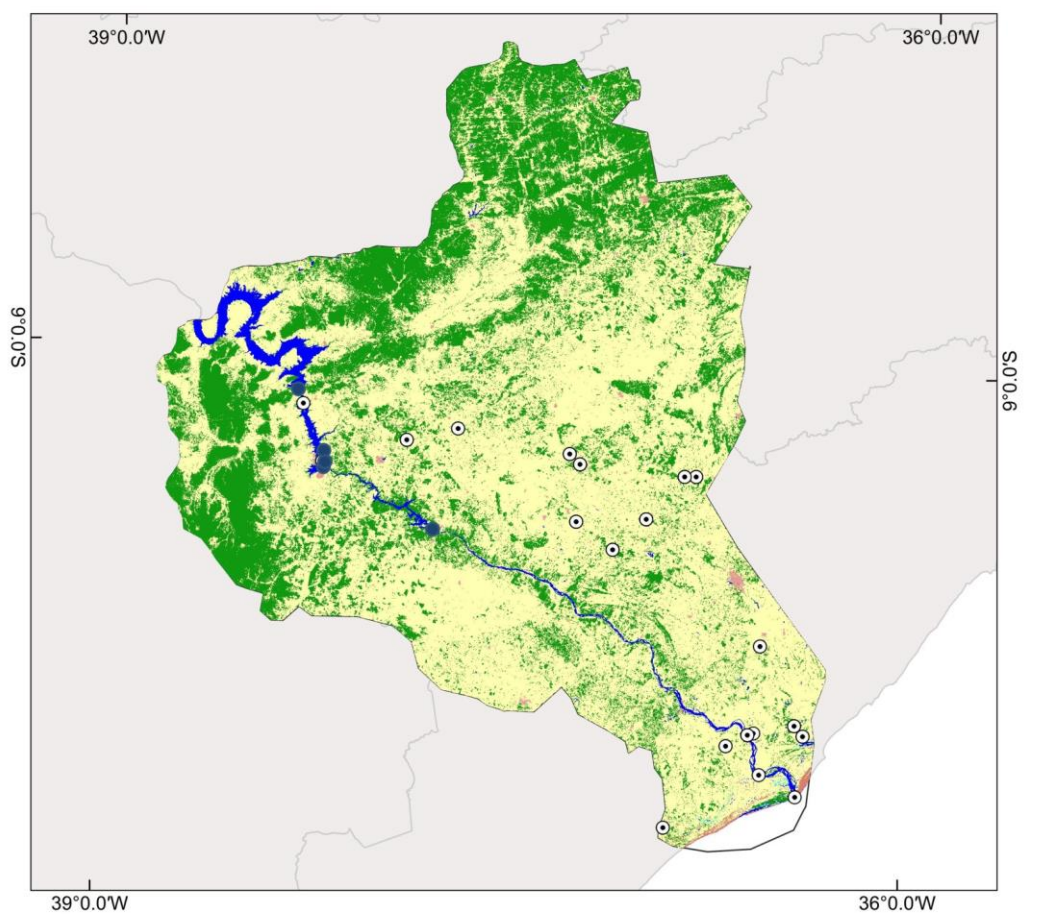
- Usina Hidrelétrica
- Ponto de ocorrência de peixes não nativos

Uso e ocupação do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não vegetada
- Água
- Pajeú e outros



Mapa da Sub-bacia à jusante do Pajeú



0 25 50 75 km

- Usina Hidrelétrica
- ⊙ Pontos de ocorrência de peixes não-nativos

Uso e cobertura do solo - MAPBIOMAS

- Floresta
- Formação Natural não Florestal
- Agropecuária
- Área não vegetada
- Aquacultura
- Água
- Jusante do Pajeú (Estuário)



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almanaque Vale do São Francisco, edição 1, CODEVASF, 412 p., 2001.

Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., ... & Petry, P. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5), 403-414.

Aigo, J., Cussac, V., Peris, S., Ortubay, S., Gómez, S., López, H., ... & Battini, M. (2008). Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 387-408. <http://doi.org/10.1007/s11160-007-9080-8>

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68(4), 1119-1132.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2010). Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8(2), 103-111.

Arthington, A. H., Milton, D. A., & McKay, R. J. (1983). Effects of urban development and habitat alterations on the distribution and abundance of native and exotic freshwater fish in the Brisbane region, Queensland. *Australian Journal of Ecology*, 8(2), 87-101. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1983.tb01597.x>

Arthington A.H., Hamlet S. & Bluhdorn D.R. (1990) The role of habitat disturbance in the establishment of introduced warm-water fishes in Australia. In: *Introduced and Translocated Fishes and their Ecological Effects*. (Ed. D.A. Pollard), pp. 61–66. Bureau of Rural Resources Proceedings No. 8. Australian Government Publishing Service, Canberra

Azevedo-Santos, V. M., O. Rigolin-Sá & F. M. Pelicice, 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9: 915–919. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000400024>

Borges, K. A. V., Davis Jr., C. A., Laender, A. H. F. Modelagem Conceitual de Dados Geográficos. In: Casanova, M. A., Câmara, G., Davis Jr., C. A., Vinhas, L., Queiroz, G. R. (Eds.) *Bancos de Dados Geográficos*. Curitiba (PR): EspaçoGeo, 2005, p. 93-146. In Portuguese

Davis, A. J. S.; Darling, J. A.; Leung, Brian (2017). Recreational freshwater fishing drives non-native aquatic species richness patterns at a continental scale. *Diversity and Distributions*, (), –. <http://doi.org/10.1111/ddi.12557>

Barbosa, J. M., & Soares, E. C. (2009). Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 4(1), 155-172.

Broennimann, Olivier; Guisan, Antoine (2008). Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4(5), 585–589. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>

Brothers, T. S., & Spingarn, A. (1992). Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, 6(1), 91-100. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610091.x>

Bueno ML, Magalhães ALB, Andrade Neto FR *et al.* (2021). Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biol Invasions* <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02564-x>

Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological invasions*, 8(1), 3-11. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0231-3>

Caudillo C, Coronel C. Densidad de Kernel. Documento de trabajo. Centro de Investigación en Geografía y Geomática. México. Repositorio CENTROGEO: <http://centrogeo.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1012/168>. 2017.

Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>

Chellappa S, Câmara MR, Chellappa NT, Beveridge MC, Huntingford FA. Reproductive ecology of a Neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). *Braz J Biol*. 2003; 63(1):17–26. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842003000100004>

Clavero, M.; García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110.

Clavero, M., Hermoso, V., Aparicio, E., & Godinho, F. N. (2013). Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*, 58(6), 1190-1201. <https://doi.org/10.1111/fwb.12120>

Clavero, M., & Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 41-57. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9945-3>

Copp, G. H. ; Vilizzi, L. ; Gozlan, R. E. (2010). The demography of introduction pathways, propagule pressure and occurrences of non-native freshwater fish in England. , 20(5), 595–601. doi:10.1002/aqc.1129

Courtenay Jr, W. R., & Hensley, D. A. (1980). Special problems associated with monitoring exotic species. *Biological monitoring of fish*, 281-307.

Ellender, B. R., & Weyl, O. L. (2014). A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquatic Invasions*, 9(2).

Filho, J. L., & Lochpe, C. (1996). Introdução a Sistemas de Informações Geográficas com ênfase em banco de dados.

Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos one*, 7(4), e35126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035126>

Forneck, S. C., Dutra, F. M., de Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. (2020). Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04430-8>

Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. (2018). Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions*, 20(5), 1229-1241.

Godinho, A. L., & Godinho, H. P. (2003). Breve visão do São francisco. *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas, 468, 15-23

Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*, 76(4), 751-786.

Havel, J.E., Lee, C.E. & Vander Zanden, M.J. (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55, 515-525.

Hermoso, Virgilio; Clavero, Miguel; Blanco-Garrido, Francisco; Prenda, José (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175–188. <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>

Huisman, O., & De By, R. A. (2009). Principles of geographic information systems. ITC Educational Textbook Series, 1, 17.

Johnson, P. T., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357-363. <https://doi.org/10.1890/070156>

Junior, D. P. L., Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., & Agostinho, A. A. (2012). Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Nat Conservação*, 10(1), 88-91. <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2012.015>

Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biol*, 6(2), e28. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060322>

Lütken, C. F. (1875). Velhas-flodens fiske: Et bidrag til Brasiliens ichthyologi (Vol. 12). Bianco Lunos bogtrykkeri.

Magalhães, A. L., Daga, V. S., Bezerra, L. A., Vitule, J. R., Jacobi, C. M., & Silva, L. G. (2020). All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. *Hydrobiologia*, 847, 3897-3915. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04307-w>

Maceda-Veiga, A., J. Escribano-Alacid, A. Sostoa & E. Garcí'a- Berthou, 2013. The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biological Invasions* 15: 2707–2716.

Magalhães AL, Azevedo-Santos VM, Pelicice FM. Caught in the act: Youtube™ reveals invisible fish invasion pathways in Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*. 2021 Feb;37(1):125-8.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Oliveira, U. C., & de Oliveira, P. S. (2017). Mapas de Kernel como subsídio à gestão ambiental: análise dos focos de calor na bacia hidrográfica do rio Acaraú, Ceará, nos Anos 2010 a 2015. *Espaço Aberto*, 7(1), 87-99.

Oporto L.T. & Latini A.O. (2005) Introdução intencional e sua relação com o estabelecimento de espécies invasoras. I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras.

Ortega, J. C., Júlio, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746(1), 147-158. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>

Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013) – Resumo Executivo. Agência Nacional de Águas – ANA, Fundo Mundial para o Meio Ambiente – GEF, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA e Organização dos Estados Americanos – OEA. Available in Portuguese in <http://www.agbpeixevivo.org.br/index.php/comites/cbhs-federais/cbhsao-francisco.html>

Pelicice, F. M., Vitule, J. R., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L. and Agostinho, A. A. (2014), A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, 7: 55-60. <https://doi.org/10.1111/conl.12029>

Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Santana Marques P, Resende Manna L, Clara Frauendorf T, Zandonà E, Mazzoni R, El-Sabaawi R. Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*. 2020 Oct;89(10):2345-55.

Team RC. R: A language and environment for statistical computing. 2020; Available from: <http://www.R-project.org>.

Vitule, J.R.S., Freire, C.A. e Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, vol. 10, no. 1, pp. 98-108.

Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Zalán, P. V., & Romeiro-Silva, P. C. (2007). Bacia do São Francisco. *Boletim de Geociencias da PETROBRAS*, 15(2), 561-571.