UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMÁTICA E EVOLUÇÃO

DIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA DAS BACIAS ENVOLVIDAS NO PROJETO DE TRANSPOSIÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO

MÁRCIO JOAQUIM DA SILVA

Tese de Doutorado
Natal/RN, abril de 2017

4 CAPÍTULO III: TRANSPOSIÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO: RISCO DE INVASÃO DA ICTIOFAUNA DA BACIA DOADORA NAS BACIAS RECEPTORAS DA ECORREGIÃO NORDESTE MÉDIO-ORIENTAL, BRASIL

Márcio Joaquim da Silva[1], Gabriel Corrêa Costa[2], Juan Pablo Zurano[3], Eduardo Martins Venticinque[4], Sergio Maia Queiroz Lima[1]*

[1] Laboratório de Ictiologia Sistemática e Evolutiva, Centro de Biociências, Departamento de Botânica e Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 59.078-900, Natal, RN, Brasil
[2] Laboratório de Biogeografia e Macroecologia, Centro de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 59.078-900, Natal, RN, Brasil
[3] Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, 58.059-900, João Pessoa, PB, Brasil
[4] Centro de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 59.078-900, Natal, RN, Brasil

** Corresponding author: Márcio Joaquim da Silva, e-mail: silva.marcio.j@gmail.com*

(Previsto para ser submetido a revista Diversity and Distributions)

Abstract

Biological invasions are identified as one of the main negative ecological impacts on aquatic environments, being freshwater one of the most altered globally. Of the activities that enables introduction, interbasin water transfer projects deserve a special attention, since they allow the connection of hydrographic ecoregions with distinct ichthyofauna and hydrology, as well as they alter water regimen. In Brazil, the São Francisco Interbasin Water Transfer Project (SFWT; PISF, in Portuguese) aims to perennize the main temporary rivers of Mid-Northeastearn Caatinga Ecoregion. By elaborating niche models and their projections to receptor basins of PISF, we have evaluated the environmental adequability and invasiveness potential of 42 species. The results indicate the receptor basins show high suitability, mainly, for 11 species (*Leporinus friderici*-LFR, *Megaleporinus obtusidens*-MOB, *Pamphorichthys hollandi*-PHO¸ *Pimelodus maculatus*-PMA, *Moenkhausia sanctaefilomenae*-MSA, *Hemigrammus brevis*-HBR, *Pimelodella laurenti*-PLA, *Cichlasoma sanctifranciscense*-CSA, *Centromochlus bockmanni*-CBO, *Conorhynchos conirostris*-CCO, and *Pseudoplatystoma corruscans*-PCO, descending order of general suitability). However, projections for most analyzed species (31) did not show optimal conditions for their establishment. The Piranhas-Açu river basin showed the highest adequability values for the species CBO, CCO, HBR, MSA, and PLA, and the Apodi-Mossoro river basin for CSA, LFR, MOB, PHO, and PMA. Nonetheless, Paraiba do Norte river basin showed the lowest values for all species. Taking into account that high adequability potential was observed in species in receptor basins, we recommend the evaluation of contention measures foreseen in the environmental impact study of PISF with regards to their efficiency and, if it necessary, that additional solutions be taken in order to avoid the impact on native fauna of receptor basins.

Keywords: Biological invasions, Freshwater fish, Transposition schemes, Neotropical icththyology, Alien species, MaxEnt.

Resumo

Invasões biológicas são apontadas como um dos principais impactos ecológicos negativos sobre os ecossistemas aquáticos, sendo os dulcícolas uns dos mais alterados globalmente. Das atividades que possibilitam as introduções, as transposições entre bacias merecem atenção, pois permitem a conexão entre ecorregiões hidrográficas com ictiofauna e hidrologias distintas e alteram o regime hidrológico. No Brasil, o Projeto de Transposição do rio São Francisco (PISF) visa perenizar os principais rios temporários da ecorregião Nordeste Médio-Oriental. A partir da construção de modelos de nicho e sua projeção para as bacias receptoras do PISF, avaliamos a adequabilidade ambiental e potencial de invasão de 42 espécies. Os resultados indicam que as bacias receptoras apresentam uma alta adequabilidade, principalmente, para 11 espécies [Leporinus friderici-LFR, Megaleporinus obtusidens-MOB, Pamphorichthys hollandi-PHO¸ Pimelodus maculatus-PMA, Moenkhausia sanctaefilomenae-MSA, Hemigrammus brevis-HBR, Pimelodella laurenti-PLA, Cichlasoma sanctifranciscense-CSA, Centromochlus bockmanni-CBO, Conorhynchos conirostris-CCO e Pseudoplatystoma corruscans-PCO, ordem decrescente de adequabilidade geral). Entretanto, as projeções para a maioria das espécies analisadas (31) não mostram condições ótimas para o seu estabelecimento. A bacia do rio Piranhas-Açu apresentou os maiores valores de adequabilidade para as espécies CBO, CCO, HBR, MSA e PLA e a bacia do rio Apodi-Mossoró para CSA, LFR, MOB, PHO e PMA. Em contraponto, a do rio Paraíba do Norte apresentou os menores valores para todas as espécies. Em eventos de transposição pelo mundo a introdução de espécies tem sido relatada como causadora da queda populacional a níveis alarmantes de espécies nativas. Tendo em vista que foram observadas espécies com alto potencial de adequabilidade nas bacias receptoras, recomenda-se, que as medidas contenção previstas no estudo de impacto ambiental do PISF sejam avaliadas quanto a sua eficiência e, caso seja necessário, que soluções adicionais sejam tomadas para evitar o impacto sobre a fauna nativa das bacias receptoras.

Palavras-Chave: Invasões biológicas, Peixes de água doce, Projetos de Transposição, Ictiologia Neotropical, espécies alienígenas, MaxEnt.

4.1 Introdução

Invasões biológicas são apontadas como um dos principais impactos ecológicos negativos sobre os ecossistemas globais (Vitousek *et al.*, 1997; Clavero e Garcia-Berthou, 2005; Leprieur *et al.*, 2008). Advindas de atividades antrópicas intencionais ou acidentais, essas alterações da biota têm causado severos problemas ecológicos e econômicos sobre a fauna nativa, como a homogeneização das comunidades (Vitousek *et al.*, 1997; Rahel, 2007) e a extinção de espécies (Williamson, 1999; Davis *et al.*, 2000; IUCN, 2000; Mack *et al.*, 2000; Bergmans e Blom, 2001). Esse tema tem motivado inúmeros estudos em biologia da conservação, tendo em vista que após o estabelecimento das invasoras, suas erradicações são difíceis e economicamente dispendiosas (Bax *et al.*, 2001; Kolar e Lodge, 2002).

Para serem consideradas invasoras, as espécies precisam passar pelos estágios de (1) transporte dos indivíduos até a nova área geográfica anteriormente isolada, (2) estabelecimento da população, possibilitado pelo recrutamento de novos indivíduos e aumento populacional e (3) dispersão de indivíduos da nova população estabelecida para outras áreas (Williamson, 1996). O primeiro estágio tem acontecido, por exemplo, em decorrência do descarte de água de lastro de embarcações (Bailey, 2015), escapes de peixes em aquiculturas, soltura de espécimes ornamentais (Gozlan *et al.*, 2010), introduções intencionais realizadas por agências governamentais (Gurgel e Oliveira, 1987) e transposições de águas entre bacias (Kadye e Booth, 2012; Shelton *et al.*, 2016). O segundo estágio relaciona-se à capacidade de adaptação das espécies às novas características ambientais (condições físico-químicas, disponibilidade de recursos e de microhabitas, capacidade competitiva, morfologia do habitat, dentre outros). Enquanto o terceiro estágio, refere-se à capacidade de dispersão intrínseca de cada espécie (Soberón e Peterson, 2005); considerando não só os adultos, mas também os ovos e as larvas que frequentemente podem colonizar novas áreas (Turlings, 2001; Lockwood *et al.*, 2007).

Dentre todos os ecossistemas conhecidos, os de água doce estão entre os mais alterados por atividades humanas (*e. g.* barramentos de rios, uso de defensivos agrícolas, falta de ordenamento pesqueiro, transposições de bacias hidrográficas) e a contribuição de espécies alóctones nestes ambientes tem crescido consideravelmente nas últimas décadas (Leprieur *et al.*, 2008; Vitule, 2009; Gozlan *et al.*, 2010; Simberloff *et al.*, 2013; Simberloff, 2014). As transposições de bacias hidrográficas também têm aumentado recentemente, como alternativa a escassez hídrica em diversos países como: Espanha (Tagus-Segura Transfer), Austrália (Snowy River Scheme), África do Sul e Lesoto (Lesotho Higland Water Project), China (South-

North Water Transfer Project), Índia (Par Tapi Narmada Link) e, recentemente, Brasil (Projeto de Integração do rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF) (Pittock *et al.*, 2009; NWDA, 2015). No PISF estão sendo construídos dois canais entre as ecorregiões hidrográficas do São Francisco (SFRE - doadora) e do Nordeste Médio-Oriental (MNCE - receptora) (Brasil, 2004), com hidrologia e ictiofaunas distintas (Rosa *et al.*, 2003; Lima *et al.*, submetido), o que torna esta ação um mecanismo potencial para introdução de espécies alóctones nas bacias receptoras da transposição.

A ecorregião hidrográfica do São Francisco apresenta riqueza de espécies discrepante da MNCE, na primeira são conhecidas 233 espécies e na segunda 88 (Santos *et al.*, 2015; Albert *et al.*, 2011). Considerando apenas as espécies das áreas relacionadas ao PISF (trecho submédio da SFRE e quatro das maiores bacias da MNCE) os números são: 86 (77 nativas) no trecho submédio da bacia do rio São Francisco, 58 (50) na bacia do rio Jaguaribe-JAG, 39 (32) na Apodi-Mossoró-APO, 47 (39) na Piranhas-Açu-PIA e 43 (35) na Paraíba do Norte-PAR (Silva *et al.*, submetido). Além disso, os mesmos autores afirmam que o compartilhamento de espécies entre as áreas envolvidas no PISF é de apenas 28 espécies (25,4%) e indicam que as famílias Anostomidae, Pimelodidae, Loricariidae e Characidae são aquelas que apresentam as maiores diferenças entre as ecorregiões hidrográficas (as duas primeiras famílias representadas por diversas espécies migradoras e de maiores portes e as duas últimas por vários representantes oportunistas tróficos - Reis *et al.*, 2003).

Diversos são os fatores que podem influenciar o sucesso da invasão, dentre eles indica-se que quanto maior for a proximidade entre as características do habitat de origem e as das áreas invadidas, maior será a probabilidade de sucesso das espécies invasoras (Janzen, 1967; Cameron *et al.*, 2006; Buckley e Jetz, 2008). Além disso, fatores como a maior quantidade de indivíduos migrantes (i. e. propágulos) da população fonte (Barret e Richardson, 1986; Williamson e Fitter, 1996) ou a maior associação das invasões com atividades humanas (Ricciardi e MacIsaac, 2000) levarão a maiores chances de sucesso no estabelecimento. Ademais, outra hipótese, formulada por Jeffries e Lawton (1984) e conhecida como, a hipótese do "espaço livre de competidores" (Enemy Free Space Hypothesis – em inglês), pressupõe que os indivíduos ou populações que tiverem mecanismos de redução ou eliminação das vulnerabilidades aos predadores naturais terão maior sucesso na colonização. Nesse contexto, e sabendo da ocorrência de espécies migradoras e/ou oportunistas exclusivas da bacia doadora, acredita-se que algumas áreas das bacias receptoras apresentarão alta adequabilidade para que as espécies se estabeleçam. Desta forma, nós avaliamos a adequabilidade das bacias receptoras

para receber as espécies exclusivas da bacia doadora do PISF e discutimos os possíveis impactos que poderão ser causados sobre a ictiofauna nativa.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Área de estudo

Existem 449 ecorregiões hidrográficas de água doce no mundo (Abell *et al.*, 2008); no Brasil são listadas 28 e duas delas são foco deste estudo (São Francisco - SFRE e Nordeste Médio-Oriental - MNCE). Essas áreas, ocupam cerca de 10,5% do território brasileiro (924.407,4 km²; dos quais 637.494,7 km² referem-se a ecorregião SFRE). Porém há certa confusão quanto a padronização da nomenclatura destas ecorregiões e por isso adotamos a mais atual sugerida por Lima *et al.* (submetido). Os arquivos editáveis com a delimitação das ecorregiões encontram-se disponíveis para download no site Freshwater Ecoregions of the World (www.feow.org). Os *shapefiles* georreferenciados dos rios e bacias hidrográficas foram obtidos do site da Agência Nacional de Águas (Brasil, 2014a) e Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2014b). Por fim, o traçado dos canais do PISF (Projeto de Transposição do Rio São Francisco) foi obtido do site do Comitê da Bacia Hidrográfica do mesmo rio (CBHSF, 2014).

a) Canais do PISF

O primeiro canal do PISF, conhecido como Eixo Norte, conectará a bacia doadora (São Francisco) com as bacias dos rios Jaguaribe (JAG), Apodi-Mossoró (APO) e Piranhas-Açu (PIA). Esse eixo tem aproximadamente 500 km de extensão (357 km, excluindo canais secundários) e poderá captar até 99 m^3 de água/s para serem distribuídos entre aquelas bacias. A água do rio São Francisco chegará na bacia JAG através das drenagens da sub-bacia do rio Salgado (CE), na APO pelo açude Pau dos Ferros (RN) e PIA por meio do riacho Tamanduá e açude Engenheiro Ávidos (PB). O segundo canal, Eixo Leste, com aproximadamente 220 km fará a ligação da bacia doadora com a do rio Paraíba do Norte (PAR). O sistema captará até 28 m^3 de água/s do rio São Francisco e a lançará no açude Poções (PB), através do curso do rio Mulungu (Brasil, 2004).

4.2.2 Modelagem de distribuição de espécies

A distribuição das espécies no ambiente depende de três conjuntos de fatores: (a) bióticos, (b) abióticos e (c) migração (Soberón, 2010; Giannini *et al.*, 2012). O conjunto de fatores bióticos relaciona-se as necessidades de recursos que as espécies precisam para viver em um determinado habitat, além das interações inter e intraespecíficas a que estas estão submetidas. Os fatores abióticos são frequentemente indicados como a faixa de condições em que as espécies podem viver e relacionam-se diretamente as suas fisiologias. Por fim, a migração ou movimentação dos indivíduos é um fator intrínseco das espécies e é difícil de ser aferida (Jiménez-Valverde *et al.*, 2008).

A modelagem preditiva de nicho é uma técnica que se baseia no conceito de nicho ecológico e na sua influência sobre a distribuição das espécies, além de considerar que o nicho das espécies é fortemente conservado durante o tempo evolutivo. Nesse contexto, espera-se que quando adentrarem em novas áreas as espécies tenham um comportamento de distribuição e tolerância as condições similares as da área nativa (Peterson e Vieglais, 2003).

A técnica de modelagem utilizada no presente estudo usa dados bióticos (ocorrências das espécies) e abióticos (variáveis bioclimáticas) para modelar a adequabilidade ambiental de uma dada região geográfica às espécies avaliadas (Peterson e Vieglais, 2003). Desta forma, as informações das drenagens da Caatinga, exceto MNCE, foram utilizadas para projetar a adequabilidade ambiental nessa última, resultado que fornece um indicativo da possibilidade de invasão das espécies através da conexão artificial do PISF.

A modelagem preditiva de nicho foi realizada através do software R (https://www.r-project.org/) utilizando o pacote “dismo” (Hijmans *et al.*, 2016) que automatiza o software MAXENT (https://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/). O MAXENT utiliza o algoritmo de aprendizagem mecânica que calcula a distribuição potencial das espécies buscando a probabilidade de sua distribuição de máxima entropia, ou seja, a mais uniforme possível. Essa análise está sujeita às limitações relacionadas ao registro incompleto da distribuição e também que o valor esperado de cada variável ambiental deve corresponder à sua média em relação aos locais de amostragem derivados das camadas ambientais (Phillips *et al.*, 2006).

O modelo avalia a adequabilidade de cada célula do grid em função da variação ambiental naquela célula. Algumas das características do MAXENT são que ele pode trabalhar somente com dados de presença, presença e pseudoausência e pode incorporar interações entre variáveis diferentes (Phillips *et al.*, 2006). Os valores de adequabilidade fornecidos pelo

software variam de 0 a 1, sendo este último o mais adequado. Em comparações recentes entre várias técnicas de previsão da distribuição de espécies, o MAXENT foi indicado como o método mais eficaz que utiliza apenas dados de presença, além de exibir desempenho equivalente a outras ferramentas mais tradicionais como o Modelo Linear Generalizado (GLM) que utiliza dados binários (Hernandez *et al.*, 2006).

Para avaliar a confiabilidade dos modelos, foi gerado um conjunto de dados independente dividido em treino e teste. O conjunto de teste correspondeu a 25% dos dados aleatorizados. Essa análise foi repetida 20 vezes usando o método bootstrap. Os resultados foram avaliados a partir das Curvas Características de Operação do Receptor (ROC) que avalia a taxa de verdadeiros positivos (ausência de omissão) em relação à taxa de falsos positivos (sobreprevisão de ocorrências), e através da área sob a curva média gerada pelas repetições (AUC). Este valor mede a capacidade discriminante do modelo ao sortear dois locais (presença e ausência) e prever os dois corretamente. Seus valores variam de 0 a 1 e quanto mais próximo de 1, ou mais distante do resultado randômico (0,5), melhor é o resultado do modelo (Philips *et al.*, 2006). Para avaliar o modelo usamos a "regra de ouro" de Swets (1988) em que valores de AUC acima de 0,9 significam resposta excelente; acima de 0,8 e abaixo de 0,9 indica um bom resultado; acima de 0,7 e abaixo de 0,8 sugere um resultado razoável; acima de 0,6 e abaixo de 0,7 aponta para um modelo ruim e abaixo de 0,6 indica uma falha. O uso do AUC é criticado por alguns estudos em que diferentes tipos de modelagem não obtiveram valores equivalentes de AUC ou evidenciaram que o método é sensível ao número de registros (Lobo et al., 2008). Entretanto, estes problemas relacionam-se ao uso da medida para comparar modelos de diferentes espécies entre si e para comparar tipos diferentes de modelagens, com parâmetros distintos.

Para avaliar a importância das variáveis na construção dos modelos, o procedimento de Jackknife foi utilizado (Peterson et al., 2008; Yang et al., 2013). Na avaliação da adequabilidade das bacias receptoras do PISF às espécies da bacia doadora foi realizado o cálculo da mediana de todos os valores de adequabilidade obtidos na área total de cada bacia. Isso indica espacialmente quais bacias tem condições abióticas mais similares as das áreas de origem e por consequência maior risco de serem invadidas.

4.2.3 Dados de distribuição dos peixes

Ao analisar somente as bacias hidrográficas da área de influência do PISF foram listadas 49 espécies de peixes de água doce que ocorrem exclusivamente no trecho submédio da bacia do rio São Francisco (área de captação de águas do PISF) e não nas bacias receptoras (JAG, APO, PIA e PAR) (Silva *et al.*, submetido). Dentre as espécies exclusivas da bacia do rio São Francisco listadas por aqueles autores, duas são da família Rivulidae [*Cynolebias porosus* Steindachner, 1876 e *Hypsolebias flavicaudatus* (Costa & Brasil, 1990)]. Essas espécies habitualmente são encontradas em lagoas marginais e não na calha principal dos grandes rios, como é o caso das áreas de captação do PISF (Costa *et al.*, 2012). Por este motivo, estas duas espécies foram excluídas do conjunto de espécies modeladas.

No presente estudo, foram levantados os registros primários de distribuição das 47 demais espécies nas coleções ictiológicas das universidades federais do Rio Grande do Norte (UFRN) e Paraíba (UFPB) e secundários nas bases de dados SpeciesLink (www.specieslink.org.br), PRONEX/NEODAT (www.mnrj.ufrj.br/pronex), GBIF (www.gbif.org) e Portal Biodiversidade (https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/).

Todavia, como várias daquelas espécies apresentam ocorrência natural significativamente maior que a SFRE, nós selecionamos todos os registros localizados em drenagens da Caatinga, para realizar a modelagem preditiva (nicho Grinelliano, Peterson *et al.*, 2011); ressalta-se que mesmo que algumas ocorram em bacias limítrofes entre as duas ecorregiões hidrográficas (SFRE e MNCE), nenhuma das espécies modeladas apresenta registros nas bacias receptoras do PISF. O procedimento de adição de todas localidades de ocorrêmcia na Caatinga foi realizado a fim de que os modelos gerados refletissem a maioria das condições abióticas em que as espécies podem ocorrer naturalmente e para que as projeções de invasibilidade fossem mais confiáveis. Nesse contexto, foram consultados registros das espécies nas seguintes ecorregiões: Estuário do Rio Amazonas (AREE, Albert *et al.*, 2011), Maranhão-Piauí (MAPE), MNCE, SFRE e Mata Atlântica do Nordeste (NAFE) (Lima *et al.*, submetido) (Figura 1).

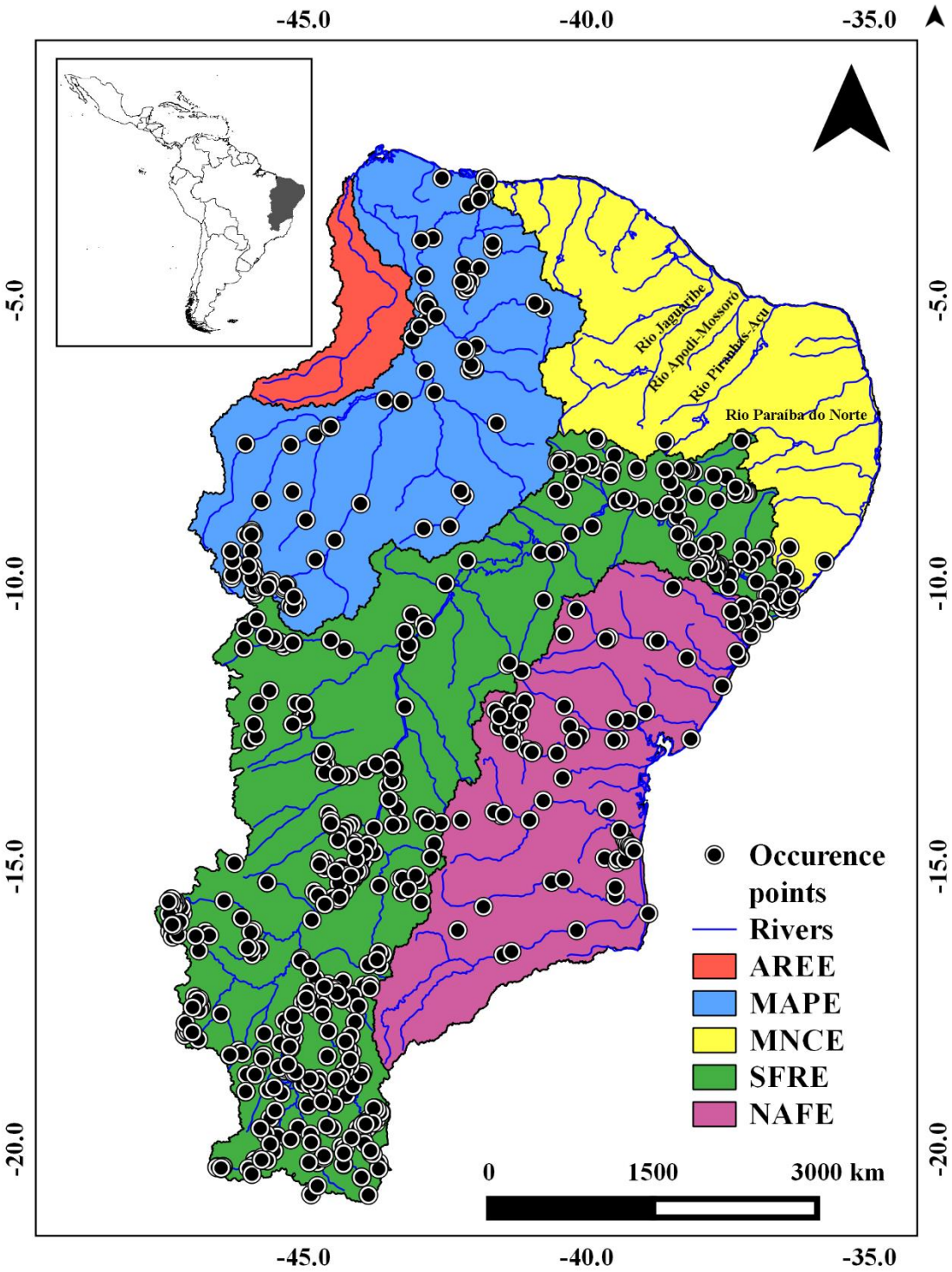

Figura 4-1. Locais e ocorrência de todas as espécies modeladas. AREE = parte da Ecorregião Hidrográfica do Estuário do rio Amazonas, MAPE = Maranhão-Piauí, MNCE = Nordeste Médio-Oriental, SFRE = São Francisco, NAFE = Mata Atlântica do Nordeste.

A posteriori, o conjunto de dados de ocorrências obtido foi filtrado e as informações duplicadas ou duvidosas (identificação da espécie ou procedência) foram removidas a fim de otimizar os resultados de distribuição potencial. Além disso, apenas as espécies que

apresentaram, no mínimo, cinco registros de ocorrência, foram modeladas. Essa decisão foi tomada para evitar resultados e interpretações equivocadas.

4.2.4 Variáveis bioclimáticas

Foram obtidos dados de 19 variáveis bioclimáticas do projeto WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) (http://www.worldclim.org/bioclim): BIO1 = Temperatura média anual, BIO2 = Variação diurna média (média mensal (temperatura máxima - mínima)), BIO3 = Isotermia (BIO2 / BIO7) (*100), BIO4 = Sazonalidade da temperatura (desvio padrão*100), BIO5 = Temperatura máxima do mês mais quente, BIO6 = Temperatura máxima do mês mais frio, BIO7 = Variação da temperatura anual (BIO5 - BIO6), BIO8 = Temperatura média do trimestre mais úmido, BIO9 = Temperatura média do trimestre mais seco, BIO10 = Temperatura média do trimestre mais quente, BIO11 = Temperatura média do trimestre mais frio, BIO12 = Precipitação anual, BIO13 = Precipitação no mês mais úmido, BIO14 = Precipitação no mês mais seco, BIO15 = Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação), BIO16 = Precipitação no trimestre mais úmido, BIO17 = Precipitação no trimestre mais seco, BIO18 = Precipitação no trimestre mais quente, BIO19 = Precipitação no trimestre mais frio.

Além destas, outras duas variáveis topográficas foram obtidas através de imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission): AMean – Altitude média e AStD – Desvio padrão da altitude. Por fim, dados de acumulação de água nas bacias (FlowAcc) também foram analisados. As variáveis topográficas são capazes de descrever os corpos aquáticos na paisagem, preservam as variações da topografia e são úteis para avaliar as drenagens e identificar as curvas de nível (Danielson e Gesch, 2011). Além disso, quanto maior a escala, o clima pode ser considerado o fator dominante na modelagem de distribuição, enquanto que em escalas menores, a topografia deve receber maior atenção (Pearson e Dawson, 2003; Guisan e Thuiller, 2005). Todas as variáveis tiveram coeficiente de correlação de Pearson calculado e aquelas que tiveram valor inferior a 0.8 foram pré-selecionadas para construção do modelo (Anexo 4-1). Neste contexto, foram utilizadas apenas oito variáveis (BIO9, BIO13, BIO14, BIO15, BIO18, BIO19, AMean e AStD).

Os valores utilizados para modelar a adequabilidade foram as médias por microbacia para cada uma das oito variáveis descritas anteriormente. Foram geradas 10.889 bacias com tamanho médio de 151,55 km^2. A derivação das bacias utilizou uma imagem SRTM4 (CIAT) com resolução horizontal de aproximadamente 93 metros. Antes de iniciar a derivação das microbacias utilizamos a ferramenta FILL e recondicionamos o relevo. O valor de threshold

utilizado para gerar as bacias foi de 20000 células upstream. Todas as análises foram realizadas no ArcGis 10.1.

4.2.5 Análises estatísticas

A adequabilidade geral por espécie foi obtida através da média dos valores das medianas de adequabilidade por bacia, onde valores de adequabilidade ambiental em todas as bacias iguais a 1 indicam adequabilidade ambiental de 100%. A dissimilaridade entre as bacias receptoras foi calculada a partir da técnica de SIMPER (Similarity Percentages) utilizando a distância de Bray Curtis. Esta análise indica a contribuição de cada espécie para a similaridade ou dissimilaridade entre as amostras e permite identificar as espécies que são mais importantes na criação do padrão observado (Pegg e McClelland, 2004). A medida de Bray-Curtis compara as amostras entre as bacias e indica um ranking de adequabilidade de espécies. Neste contexto, o método de Bray-Curtis opera em nível de espécie e, portanto, a dissimilaridade média entre as bacias receptoras pode ser obtida para cada espécie.

Para analisar as diferenças entre as bacias hidrográficas, uma análise de ordenação NMDS também foi realizada. A posteriori os scores para cada espécie foram relacionados à adequabilidade geral das espécies para observar se existia alguma relação com as suas respectivas contribuições para as diferenças entre as bacias.

4.3 Resultados

No total foram obtidos 1.879 registros de ocorrência nas drenagens da Caatinga das 42 espécies modeladas (Figura 4-1). As bacias receptoras do PISF indicaram adequabilidade para, ao menos, 11 espécies de sete famílias e três ordens (*Leporinus friderici, Megaleporinus obtusidens, Pamphorichthys hollandi¸ Pimelodus maculatus, Moenkhausia sanctaefilomenae, Hemigrammus brevis, Pimelodella laurenti, Cichlasoma sanctifranciscense, Centromochlus bockmanni, Conorhynchos conirostris* e *Pseudoplatystoma corruscans*) (Figura 4-2). Para outras 31 espécies a adequabilidade foi baixa e pouco similar às das áreas de ocorrência natural (Anexos 4-3 e 4-4).

Tabela 4-1. Lista de espécies com ocorrência apenas na bacia doadora (trecho submédio do rio São Francisco), indicando o número de registros confiáveis obtidos, as espécies que foram modeladas para inferir o potencial de invasibilidade nas drenagens receptoras da ecorregião hidrográfica Nordeste Médio-Oriental. AUC = valores médios da Área Sob a Curva (Area under curve, em inglês) e DP AUC = desvios-padrões da AUC.

Espécies exclusivas da Ecorregião São Francisco (Silva *et al.*, submetido)	**Registros Obtidos**	**Espécie Modelada**	**AUC**	**DP AUC**
Characiformes (26)				
Parodontidae (1)				
Apareiodon hasemani Eigenmann, 1916	28	Sim	0,8889	0,0480
Curimatidae (1)				
Steindachnerina elegans (Steindachner, 1875)	115	Sim	0,8708	0,0297
Prochilodontidae (2)				
Prochilodus argenteus Agassiz, 1829	25	Sim	0,9213	0,0366
Prochilodus costatus Valenciennes, 1850	47	Sim	0,8729	0,0407
Anostomidae (5)				
Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)	19	Sim	0,8988	0,0307
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	34	Sim	0,9265	0,0318
Megaleporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)	26	Sim	0,8791	0,0557
Megaleporinus reinhardti (Lütken, 1875)	70	Sim	0,9176	0,0242
Schizodon knerii (Steindachner, 1875)	48	Sim	0,9261	0,0241
Serrasalmidae (2)				
Myleus micans (Lütken, 1875)	40	Sim	0,9106	0,0290
Pygocentrus piraya (Cuvier, 1819)	29	Sim	0,9170	0,0287
Characidae (11)				
Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)	67	Sim	0,9112	0,0225
Astyanax lacustris (Lütken, 1875)	176	Sim	0,9020	0,0163
Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908	53	Sim	0,9119	0,0248
Hasemania nana (Lütken, 1875)	23	Sim	0,9019	0,0460
Hemigrammus brevis Ellis, 1911	49	Sim	0,8432	0,0487
Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)	65	Sim	0,8593	0,0373
Orthospinus franciscensis (Eigenmann, 1914)	49	Sim	0,9310	0,0206
Phenacogaster franciscoensis Eigenmann, 1911	72	Sim	0,8523	0,0306
Piabina argentea Reinhardt, 1867	106	Sim	0,9169	0,0190
Roeboides xenodon (Reinhardt, 1851)	34	Sim	0,9272	0,0214
Tetragonopterus chalceus Spix & Agassiz, 1829	50	Sim	0,8792	0,0335
Bryconidae (1)				
Salminus franciscanus Lima & Britski, 2007	11	Sim	0,8998	0,0397
Triportheidae (1)				
Triportheus guentheri (Garman, 1890)	30	Sim	0,9292	0,0282
Iguanodectidae (1)				
Bryconops sp.	46	Sim	0,8820	0,0366
Crenuchidae (1)				
Characidium fasciatum Reinhardt, 1867	62	Sim	0,9219	0,0221
Siluriformes (16)				
Auchenipteridae (1)				

Centromochlus bockmanni (Sarmento-Soares & Buckup, 2005)	5	Sim	0,8223	-
Pimelodidae (6)				
Conorhynchos conirostris (Valenciennes, 1840)	6	Sim	0,9250	0,1712
Duopalatinus emarginatus (Valenciennes, 1840)	14	Sim	0,9423	0,0239
Pimelodus fur (Lütken, 1874)	35	Sim	0,9086	0,0348
Pimelodus maculatus Lacepède, 1803	57	Sim	0,8838	0,0365
Pimelodus pohli Ribeiro & Lucena, 2006	11	Sim	0,9156	0,0274
Pseudoplatystoma corruscans (Spix & Agassiz, 1829)	6	Sim	0,9460	0,0564
Pseudopimelodidae (1)				
Lophiosilurus alexandri Steindachner, 1876	15	Sim	0,8121	0,0918
Heptapteridae (2)				
Pimelodella laurenti Fowler, 1941	6	Sim	0,8314	0,2189
Pimelodella robinsoni (Fowler, 1941)	1	Não	-	-
Callichthyidae (3)				
Aspidoras sp.	1	Não	-	-
Corydoras garbei Ihering, 1911	36	Sim	0,9100	0,0373
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	36	Sim	0,8431	0,0460
Loricariidae (3)				
Hypostomus macrops (Eigenmann & Eigenmann 1888)	1	Não	-	-
Pterygoplichthys etentaculatus (Spix & Agassiz, 1829)	25	Sim	0,9237	0,0392
Rineloricaria sp.	1	Não	-	-
Gymnotiformes (2)				
Sternopygidae (2)				
Eigenmannia besouro Peixoto & Wosiacki, 2016	10	Sim	0,9587	0,0094
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)	38	Sim	0,8395	0,0533
Cyprinodontiformes (3)				
Rivulidae (2)				
Cynolebias porosus Steindachner, 1876		Excluída		
Hypsolebias flavicaudatus (Costa & Brasil, 1990)		Excluída		
Poecilidae (1)				
Pamphorichthys hollandi (Henn, 1916)	65	Sim	0,8593	0,0441
Perciformes (2)				
Cichlidae (2)				
Cichlasoma sanctifranciscense Kullander, 1983	133	Sim	0,8044	0,0388
Crenicichla sp.	3	Não	-	-
Total (49)	**1879**	**42**		

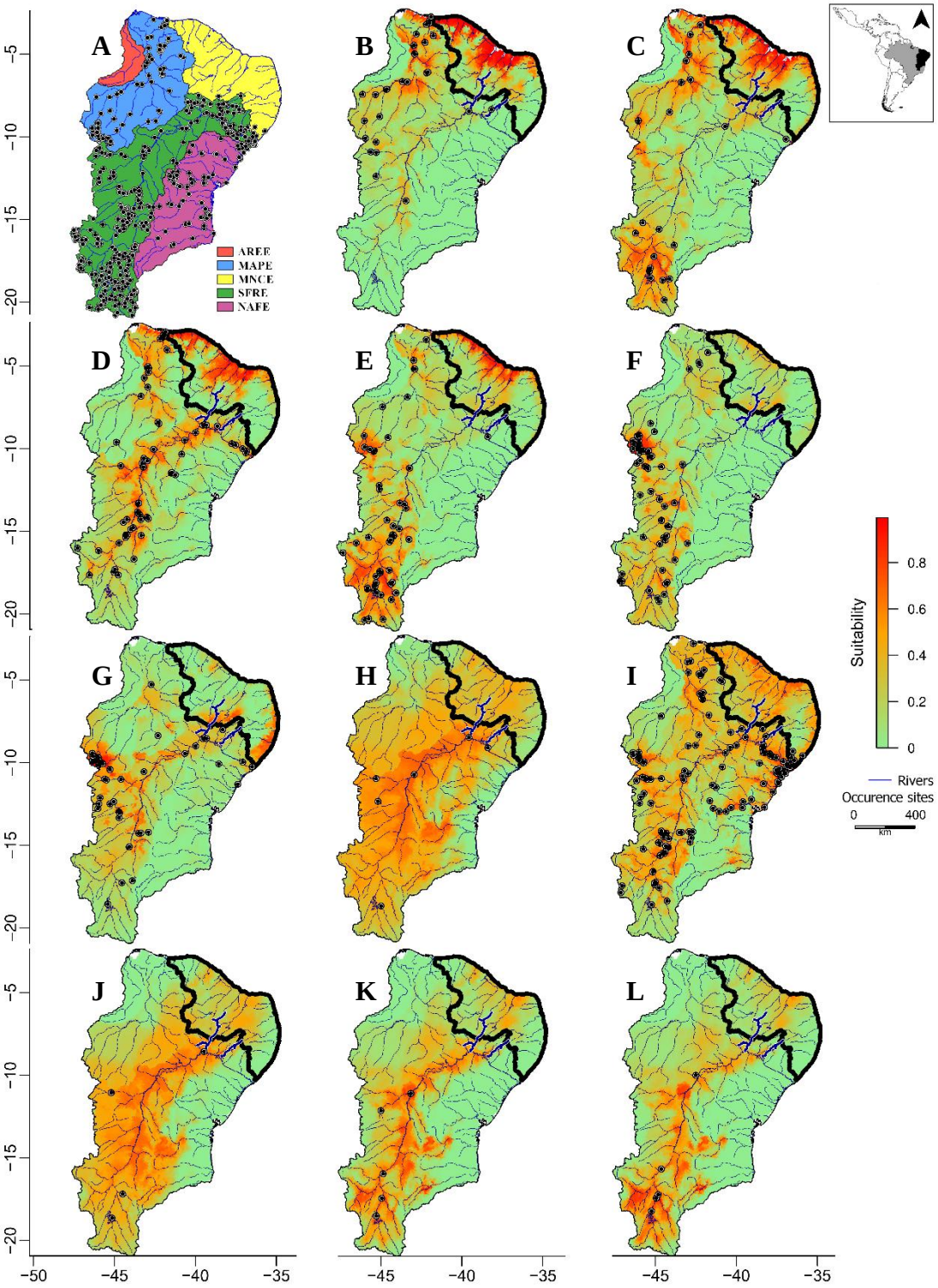

Figura 4-2. Modelagem preditiva de adequabilidade projetada para a ecorregião hidrográfica Nordeste Médio-Oriental (MNCE), que receberá água do Projeto de Transposição do rio São Francisco. A = Ocorrências das 42 espécies modeladas, B = modelo para *Leporinus friderici*, C = *Megaleporinus obtusidens*, D = *Pamphorichthys hollandi*¸ E= *Pimelodus maculatus*, F = *Moenkhausia sanctaefilomenae*, G = *Hemigrammus brevis*, H = *Pimelodella laurenti*, I = *Cichlasoma sanctifranciscense*, J = *Centromochlus bockmanni*, K = *Conorhynchos conirostris* e L = *Pseudoplatystoma corruscans*.

As bacias receptoras do PISF apresentaram três padrões espaciais distintos de adequabilidade para 11 espécies com alto risco de invasão (Tabela 2). O primeiro deles, refere-se às porções altas e médias das bacias dos rios Jaguaribe (JAG), Apodi-Mossoró (APO) e Piranhas-Açu (PIA). Estas áreas exibiram adequabilidade para duas espécies de Characidae (*Hemigrammus brevis* e *Moenkhausia sanctaefilomenae*). Ambas com modelos de bom nível de confiabilidade (AUC=0,8432 ±0,0487 e AUC=0,8593 ±0,0373, respectivamente) (Tabela 1). Além disso, o trecho inferior da bacia do rio Paraíba do Norte apresentou boa adequabilidade para a espécie *H. brevis* e em menor intensidade para *M. sanctaefilomenae* (Figuras 2G e 2F, respectivamente). Por fim, salienta-se ainda que trechos de bacias costeiras do Estado do Ceará, não relacionadas ao PISF, também apresentaram locais compatíveis com os nichos dessas espécies. As medianas de adequabilidades por bacia receptora do PISF também indicaram padrão congruente para o estabelecimento destas espécies; a bacia PIA teve os maiores valores (0,1770 e 0,1821, respectivamente), seguida pela bacia APO (0,0502 e 0,1564), JAG (0,0474 e 0,1021) e PAR (0,0402 e 0,0118) (Figura 3 e Tabela 2). Dentre as variáveis bioclimáticas que mais contribuíram para a construção dos modelos de *H. brevis* e *M. sanctaefilomenae,* três estiveram entre as mais importantes para as duas espécies: BIO14 = Precipitação no mês mais seco (55,4% e 44,4%, respectivamente), BIO9 = Temperatura média do trimestre mais seco (8,8% e 14,5%) e BIO13 = Precipitação no mês mais úmido (8,0% e 11,3%) (Anexo 4-2).

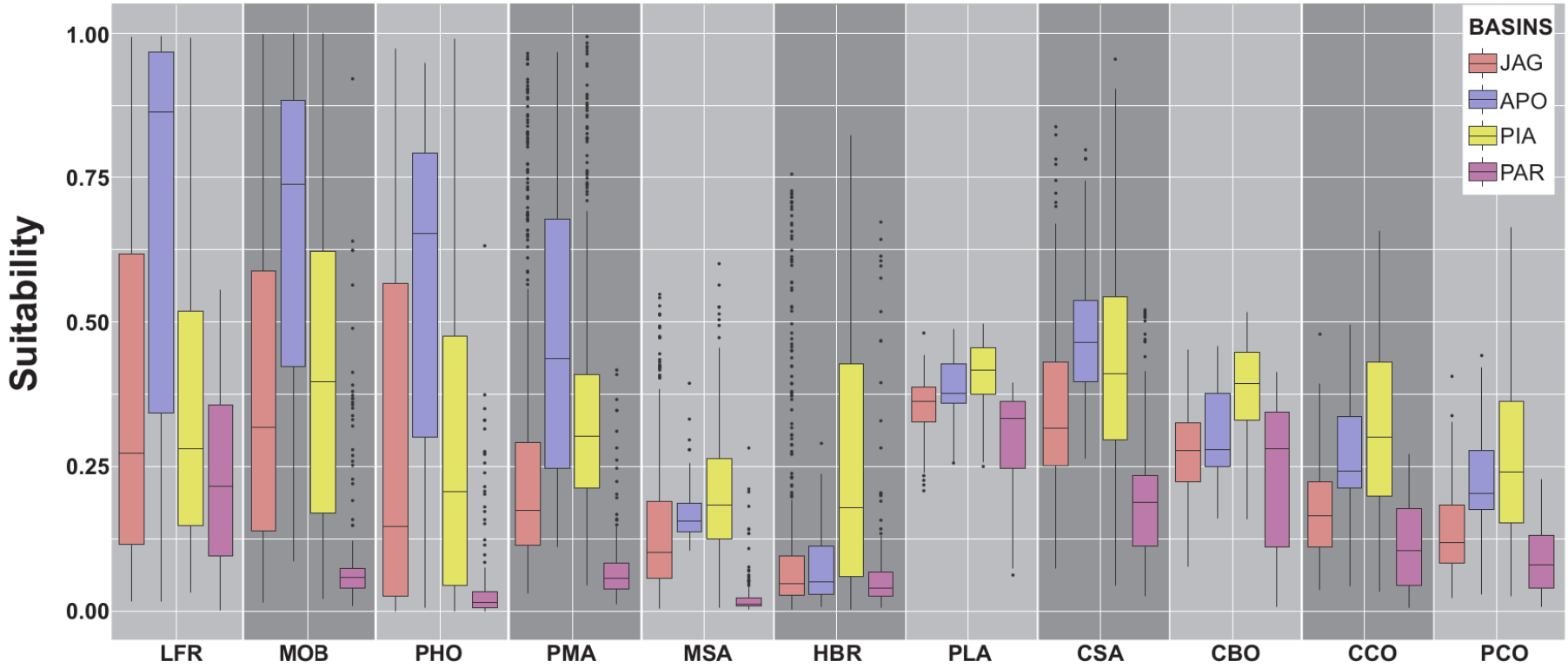

Figura 4-3. Boxplot (valor mínimo, quartil inferior, mediana, quartil superior e valor máximo) das adequabilidades, por bacia receptora do PISF, das 11 espécies com maiores adequabilidades modeladas no presente estudo. LFR = *Leporinus friderici*, MOB = *Megaleporinus obtusidens*, PHO = *Pamphorichthys hollandi*, PMA = *Pimelodus maculatus*, MSA = *Moenkhausia sanctaefilomenae*, HBR = *Hemigrammus brevis*, PLA = *Pimelodella laurenti*, CSA = *Cichlasoma sanctifranciscense*, CBO = *Centromochlus bockmanni*, CCO = *Conorhynchos conirostris* e PCO = *Pseudoplatystoma corruscans*. JAG = Bacia do rio Jaguaribe, APO = Apodi-Mossoró, PIA = Piranhas-Açu e PAR = Paraíba do Norte.

Tabela 4-2. Análise SIMPER (Similarity Percentages em inglês) usando a distância de Bray-Curtis usando as medianas das adequabilidades das espécies em cada uma das quatro bacias receptoras do Projeto de Transposição do rio São Francisco.

Risco de invasão	Táxon	Adequabilidade geral %	Dissimilaridade média	Contribuição %	Acumulado %	Mediana JAG	Mediana APO	Mediana PIA	Mediana PAR
Alto	*Leporinus friderici*	40.9	4.2	12.4	12.4	0.273	0.864	0.281	0.216
Alto	*Megaleporinus obtusidens*	37.7	5.2	15.5	27.9	0.319	0.739	0.394	0.057
Alto	*Pimelodella laurenti*	37.2	0.7	2.0	29.9	0.362	0.377	0.415	0.334
Alto	*Cichlasoma sanctifranciscense*	34.5	2.4	7.1	37.0	0.316	0.464	0.409	0.189
Alto	*Centromochlus bockmanni*	30.8	0.8	2.5	39.4	0.278	0.279	0.394	0.281
Alto	*Pamphorichthys hollandi*	25.3	4.5	13.5	52.9	0.141	0.653	0.206	0.014
Alto	*Pimelodus maculatus*	24.2	3.1	9.3	62.2	0.173	0.437	0.302	0.057
Alto	*Conorhynchos conirostris*	20.3	1.7	5.0	67.2	0.164	0.242	0.300	0.105
Alto	*Pseudoplatystoma corruscans*	16.1	1.4	4.3	71.5	0.119	0.203	0.241	0.080
Alto	*Moenkhausia sanctaefilomenae*	11.3	1.5	4.5	76.0	0.102	0.156	0.182	0.012
Alto	*Hemigrammus brevis*	7.9	1.0	2.9	78.9	0.047	0.050	0.177	0.040
Médio	*Hoplosternum littorale*	7.1	0.7	2.1	81.0	0.061	0.102	0.098	0.024
Médio	*Sternopygus macrurus*	6.4	0.8	2.4	83.5	0.088	0.106	0.047	0.016
Médio	*Salminus franciscanus*	5.5	0.6	1.7	85.1	0.048	0.062	0.090	0.022
Médio	*Pimelodus pohli*	4.6	0.4	1.3	86.4	0.037	0.044	0.078	0.024
Médio	*Duopalatinus emarginatus*	4.5	0.4	1.2	87.6	0.037	0.044	0.074	0.024
Médio	*Apareiodon hasemani*	4.3	0.5	1.6	89.2	0.033	0.070	0.062	0.009
Médio	*Hasemania nana*	3.7	0.2	0.7	89.9	0.031	0.024	0.056	0.036
Médio	*Lophiosilurus alexandri*	2.9	0.3	0.8	90.7	0.024	0.037	0.041	0.012
Médio	*Pimelodus fur*	2.7	0.3	0.9	91.6	0.020	0.045	0.033	0.010
Médio	*Pygocentrus piraya*	2.5	0.5	1.4	93.0	0.011	0.068	0.019	0.001
Baixo	*Roeboides xenodon*	1.9	0.4	1.1	94.1	0.008	0.055	0.012	0.001
Baixo	*Prochilodus costatus*	1.8	0.1	0.4	94.5	0.013	0.026	0.022	0.009
Baixo	*Leporellus vittatus*	1.6	0.2	0.7	95.2	0.011	0.013	0.035	0.004
Baixo	*Myleus micans*	1.5	0.2	0.7	95.9	0.010	0.034	0.013	0.003

Baixo	*Triportheus guentheri*	1.3	0.1	0.4	96.3	0.010	0.017	0.020	0.005
Baixo	*Phenacogaster franciscoensis*	1.3	0.2	0.6	96.9	0.008	0.032	0.009	0.001
Baixo	*Schizodon knerii*	1.1	0.2	0.6	97.5	0.006	0.026	0.012	0.001
Baixo	*Pterygoplichthys etentaculatus*	1.1	0.2	0.5	97.9	0.005	0.020	0.016	0.001
Baixo	*Leporinus reinhardti*	1.0	0.1	0.4	98.4	0.007	0.012	0.017	0.002
Baixo	*Bryconamericus stramineus*	0.9	0.1	0.2	98.5	0.006	0.009	0.014	0.008
Baixo	*Prochilodus argenteus*	0.8	0.1	0.3	98.8	0.006	0.010	0.014	0.002
Baixo	*Bryconops* sp.	0.8	0.1	0.2	99.1	0.008	0.011	0.010	0.003
Baixo	*Acestrorhynchus lacustris*	0.7	0.1	0.3	99.4	0.004	0.016	0.005	0.001
Baixo	*Tetragonopterus chalceus*	0.6	0.0	0.0	99.4	0.006	0.007	0.007	0.006
Baixo	*Characidium fasciatum*	0.5	0.0	0.0	99.4	0.004	0.005	0.005	0.005
Baixo	*Eigenmannia besouro*	0.5	0.0	0.1	99.6	0.004	0.009	0.004	0.002
Baixo	*Astyanax lacustris*	0.4	0.0	0.1	99.7	0.003	0.004	0.002	0.007
Baixo	*Steindachnerina elegans*	0.4	0.0	0.1	99.7	0.004	0.004	0.004	0.003
Baixo	*Corydoras garbei*	0.3	0.0	0.1	99.9	0.004	0.007	0.002	0.001
Baixo	*Orthospinus franciscensis*	0.3	0.0	0.1	99.9	0.002	0.003	0.005	0.002
Baixo	*Piabina argentea*	0.2	0.0	0.1	100.0	0.002	0.003	0.003	0.001

Diferente do observado no padrão anterior, as áreas do PISF onde foram observadas as mais altas adequabilidades foram os trechos médio e baixo das bacias dos rios JAG, PIA e quase a totalidade da APO. Este segundo padrão incluiu quatro espécies, três delas com porte corporal maior que os representantes de Characidae relacionados ao padrão espacial anterior (*Leporinus friderici, Megaleporinus obtusidens* e *Pimelodus maculatus*) e uma espécie com porte similar (*Pamphorichthys hollandi*). Os modelos gerados para estas quatro espécies também apresentaram confiabilidade de boa a excelente (AUC=0,9265 ±0,0318, AUC=0,8792 ±0,0557, AUC=0,8838 ±0,0365 e AUC=0,8593 ±0,0441, respectivamente) (Tabela 1). Salienta-se ainda que a maior parte das bacias costeiras do estado do Ceará, que não são relacionadas ao PISF (por exemplo, bacias do Curú, Coreaú, Acaraú), também exibiram forte indicativo ao estabelecimento destas espécies (Tabela 1, Figuras 2B, 2C, 2E, 2D, respectivamente).

As medianas de adequabilidade por bacia receptora do PISF corroboraram o padrão de distribuição observado anteriormente. A bacia APO teve os maiores valores (0,8641; 0,7392; 0,4373 e 0,6535, respectivamente para *Leporinus friderici, Megaleporinus obtusidens, Pimelodus maculatus* e *Pamphorichthys hollandi*), seguida pela PIA (0,2810; 0,3986; 0,3021 e 0,2065), JAG (0,2729; 0,3185; 0,1730 e 0,1415) e PAR (0,2158; 0,0574; 0,0565 e 0,0138) (Figura 3 e Tabela 2). As variáveis AMean = Altitude média, BIO9 = Temperatura média do trimestre mais seco e BIO14 = Precipitação no mês mais seco estiveram entre as cinco mais importantes para as quatro espécies (Anexo 4-2).

O terceiro e último padrão observado foi o de adequabilidade difusa entre todos os trechos das bacias dos rios Jaguaribe, Apodi-Mossoró e Piranhas-Açu. Os modelos com esse padrão foram gerados para espécies das ordens Siluriformes e Perciformes. Dentro da primeira ordem, uma espécie da família Auchenipteridae (*Centromochlus* bockmanni), duas da família Pimelodidae (*Conorhynchos conirostris* e *Pseudoplatystoma corruscans*) e uma da família Heptapteridae (*Pimelodella laurenti*) e da segunda ordem, uma representante da família Cichlidae (*Cichlasoma sanctifranciscense*). A confiabilidade dos modelos gerados foi de boa a excelente (AUC=0,8223; AUC=0,9250 ±0,1712; AUC=0,9460 ±0,0564; AUC=0,8314 ±0,2189 e AUC=0,8044 ±0,0388, respectivamente). As adequabilidades médias para essas espécies estiveram visualmente espalhadas pelas bacias JAG, APO e PIA e pela cabeceira do rio PAR (Tabela 1, Figuras 2J, 2K, 2L, 2H, 2I, respectivamente).

A variação das medianas de adequabilidades por bacia receptora foi menor, com destaque para a espécie *P. laurenti* (JAG = 0,3622, APO = 0,3773, PIA = 0,4154 e PAR = 0,3336) (Tabela 2). A precipitação no trimestre mais frio (BIO19) foi a variável mais importante

para a construção dos modelos das quatro espécies de Siluriformes (*Pimelodella laurenti* - 47,0%, *Centromochlus bockmanni* - 55,9%, *Conorhynchos conirostris* - 30,2% e *Pseudoplatystoma corruscans* - 37,3%). Para a construção do modelo de *Cichlasoma sanctifranciscense* a variável bioclimática que mais contribuiu foi a altitude média (AMean) com 25,7% (Anexo 4-2).

Com relação as bacias receptoras do PISF, a do rio Piranhas-Açu apresentou a maior mediana de adequabilidade para seis espécies (*Centromochlus bockmanni, Conorhynchos conirostris, Hemigrammus brevis, Moenkhausia sanctaefilomenae, Pimelodella laurenti* e *Pseudoplatystoma* corruscans) e a do rio Apodi-Mossoró para cinco (*Cichlasoma sanctifranciscense, Leporinus friderici, Megaleporinus obtusidens, Pamphorichthys hollandi* e *Pimelodus* maculatus). A bacia do rio Paraíba do Norte apresentou os menores valores de adequabilidade para todas as espécies (Figura 4-3), embora, o trecho inferior dessa última bacia tenha apresentado bons indicativos para a invasão da espécie *H. brevis* (Figura 4-2G). De forma geral, a bacia com maior adequabilidade foi a Apodi-Mossoró, seguida pela Piranhas-Açu e Jaguaribe (Figura 4-4).

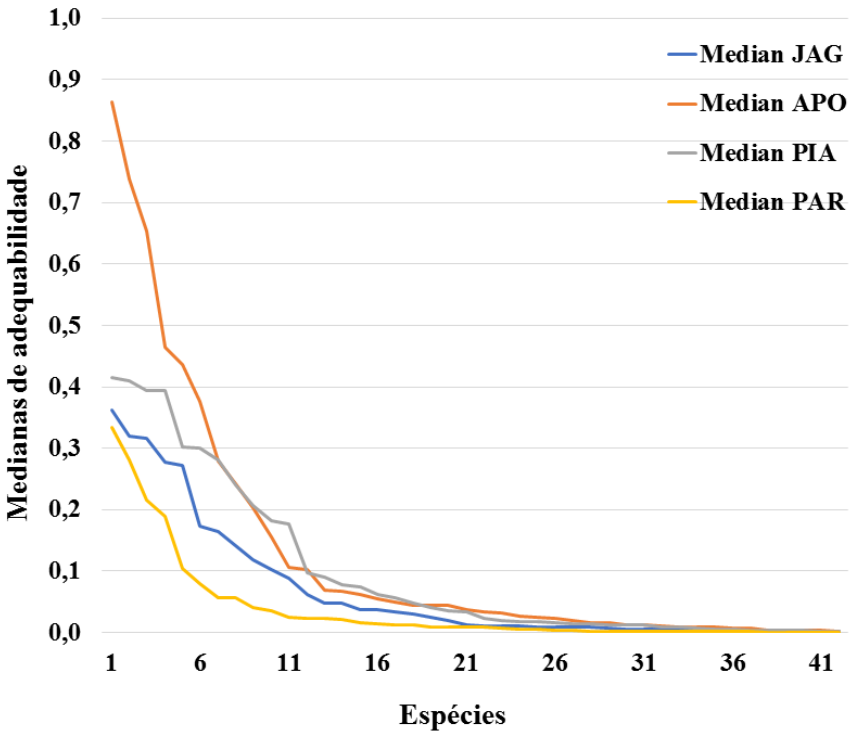

Figura 4-4. Ranking de adequabilidade das bacias receptoras do Projeto de Transposição do rio São Francisco.

A técnica SIMPER indicou que as 11 espécies com alto risco de invasão contribuíram com 78,9% de toda a dissimilaridade entre as adequabilidades por bacia receptora (Tabela 2). O primeiro eixo da NMDS apresentou 87,6% da resposta e ao ser correlacionado com a

contribuição de cada espécie para a dissimilaridade entre as bacias, uma relação exponencial foi observada. Interessante que mesmo com altas adequabilidades gerais, *Pimelodella laurenti* (37,2%) e *Centromochlus bockmanni* (30,8%) apresentaram baixa contribuição para a dissimilaridade entre as bacias receptoras (2,0% e 2,5; respectivamente). Esse resultado se deu porque estas espécies apresentaram medianas de adequabilidade bastante similares entre as bacias receptoras (Figura 5 e Tabela 2).

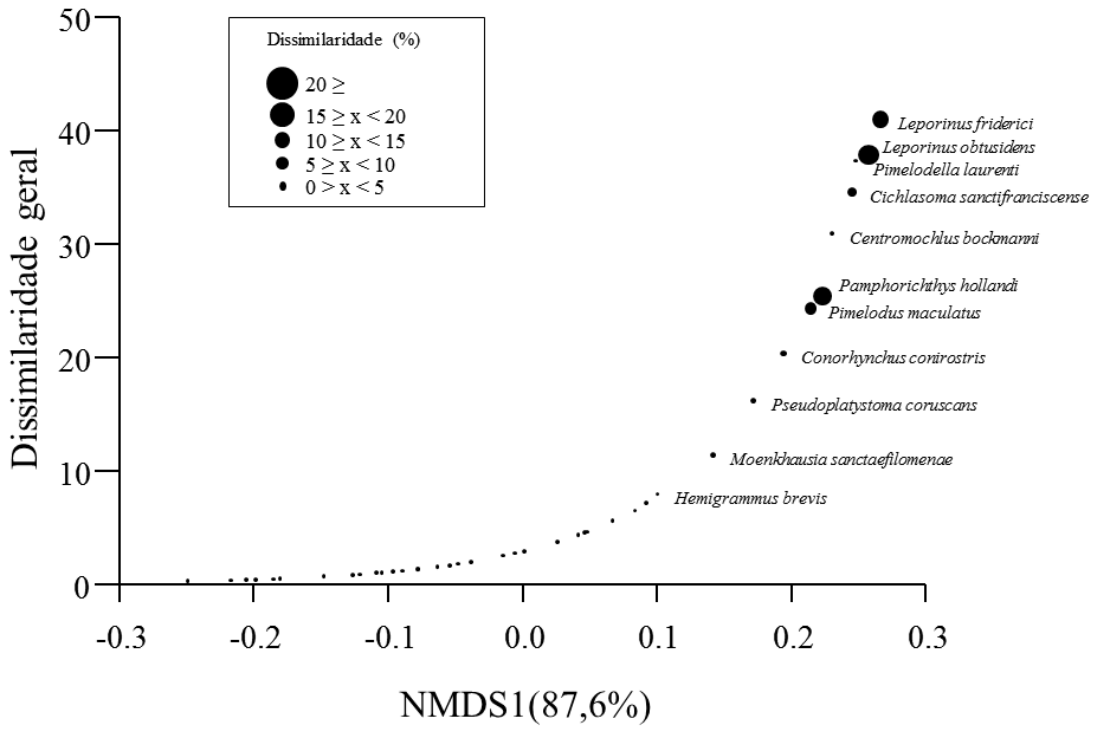

Figura 4-5. Relação entre a porcentagem de contribuição para a dissimilaridade das bacias e a adequabilidade geral para as espécies modeladas nas bacias receptoras do Projeto de Transposição do rio São Francisco.

4.4 Discussão

Esse é o primeiro trabalho que modelou o risco de invasão das espécies do São Francisco nas bacias receptoras do PISF. Os modelos de adequabilidade gerados para as bacias receptoras mostraram que para 11 espécies (*Leporinus friderici, Megaleporinus obtusidens, Pamphorichthys hollandi¸ Pimelodus maculatus, Moenkhausia sanctaefilomenae, Hemigrammus brevis, Pimelodella laurenti, Cichlasoma sanctifranciscense, Centromochlus bockmanni, Conorhynchos conirostris* e *Pseudoplatystoma corruscans,* ordem decrescente de adequabilidade geral) as condições ambientais são compatíveis com as da bacia doadora do PISF e demais drenagens da Caatinga utilizadas na análise. Todas as espécies listadas, exceto os três representantes de Pimelodidae (*Pimelodus maculatus, Conorhynchos conirostris* e *Pseudoplatystoma corruscans*), têm outras aparentadas (congênere ou da mesma família) nas bacias receptoras do PISF. Desta forma, a invasão destas espécies exclusivas da bacia doadora poderá impactar as populações nativas através do aumento da competição por recursos e/ou hibridização (Pysek e Richardson, 2006).

Pimelodidae não tem representantes nas bacias da MNCE (Silva *et al.*, submetido). Especificamente para *Pimelodus maculatus,* a grande adequabilidade registrada para a espécie nas bacias receptoras é preocupante, tendo em vista quatro aspectos principais: (1) nos locais de junção das bacias existem apenas alguns registros da espécie predadora *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), Silva *et al.*, submetido), que aparentemente são se alimenta de bagres (Silva *et al.*, 2010). Desta forma, como proposto pela hipótese Enemy Free Space (Jeffries e Lawton, 1984) a área invadida será reconhecida por esta espécie como um nicho totalmente livre de predadores naturais e, nesse contexto a espécie poderá se estabelecer rapidamente; (2) *Pimelodus maculatus* é apontada como uma espécie onívora e oportunista alimentar, capaz de explorar amplos níveis tróficos, alimentando-se de algas, fragmentos de vegetais, larvas de insetos, moluscos, peixes (Ramos *et al.*, 2011); (3) a espécie também é considerada como uma migradora de longas distâncias (1000 km, Deitos *et al.*, 2002). Nesse contexto, como a distância entre a estação de captação de água do Eixo Norte do PISF e as cabeceiras das bacias receptoras atendidas por este eixo é menor que 300km, esse intervalo não será um impedimento para que a espécie migre por toda a extensão dos canais e ocupe as bacias receptoras, a ausência de migração dependerá, por exemplo, da existência de barreiras físicas ao longo dos rios e canais de transposição; (4) salienta-se ainda, que nas localidades onde a bacia doadora e receptoras (JAG, APO e PIR) serão conectadas, existem condições mínimas necessárias para que a espécie se desenvolva e possa migrar para localidades mais baixas destas bacias onde a adequabilidade

é ainda mais alta (Figura 4-2E). Todos esses aspectos habilitam a espécie a ser um potencial problema para as espécies nativas, tendo em vista que estarão em vantagem para concorrer por espaço e alimento devido a perenização dos corpos d'água.

As outras duas espécies de Pimelodidae que tem adequabilidade nas bacias receptoras do PISF são consideradas bagres de grande porte migradores (Carolsfeld *et al.*, 2003). Esse fato é preocupante porque não existem predadores naturais para estas espécies nas bacias receptoras. Entretanto, salienta-se que os modelos gerados foram apoiados em poucos registros e inferências sobre o impacto destas espécies devem ser feitas com cautela.

Com relação ao gênero *Hemigrammus*, na MNCE são conhecidas quatro espécies, das quais três são encontradas nas bacias receptoras do PISF [*H. marginatus* Ellis, 1911, *H. rodwayi* Durbin, 1909 e *H. unilineatus* (Gill, 1858)], além de outros representantes da família Characidae (Silva *et al.*, submetido)]. *H. unilineatus* tem sido encontrada em áreas costeiras com maior pluviosidade e as demais são amplamente distribuídas nas bacias da MNCE (Silva *et al.*, submetido). Para a espécie com potencial invasivo, *H. brevis*, as áreas de cabeceiras das bacias JAG, APO, PIA e, de forma mais intensa, a faixa costeira leste da MNCE, apresentaram boa adequabilidade (Figura 4-2G). Desta forma, as áreas previstas pelo modelo se sobrepuseram as de ocorrência das três congêneres nativas. Salienta-se que de acordo com Silva *et al.*, (submetido) *H. brevis* já ocorre em simpatria, no trecho submédio da bacia do rio São Francisco (bacia doadora do PISF) com *H. marginatus.*

Por *Hemigrammus brevis* se tratar de uma espécie que tem grande sobreposição alimentar com suas congêneres, acredita-se que a pressão por recursos alimentares aumentará nas cabeceiras das bacias receptoras JAG, APO e PIA. Entretanto, como a adequabilidade atual na área de conexão da bacia do rio Paraíba do Norte com a bacia doadora do PISF é baixa, acreditamos que a chance de dispersão desta espécie nessa bacia seja menor. Porém, como várias espécies deste gênero apresentam a estratégia reprodutiva de desova parcelada, ao longo de todo o ano (Bazzoli *et al.*, 1997), indica-se que estudos reprodutivos sejam desenvolvidos para esta espécie a fim de avaliar se esta tem a mesma estratégia de desova que suas aparentadas e se seus ovos podem a médio/longo prazo chegar viáveis às áreas de alta adequabilidade.

As espécies *Leporinus friderici* e *Megaleporinus obtusidens* são representantes da família Anostomidae. São consideradas migradoras (primeira migração após atingir a primeira maturação gonadal que em ambas acontece por volta de 20 cm de comprimento - Alves *et al.*, 2011) e omnívoras. Na MNCE são conhecidas naturalmente três espécies desta mesma família as quais são de interesse pesqueiro artesanal [*Leporinus piau* Fowler, 1941, *L. taeniatus* Lütken,

1875 e *Schizodon fasciatus* Spix & Agassiz, 1829 (Silva *et al.*, submetido)]. Os locais onde as bacias receptoras (JAG, APO e PIA) serão conectadas à bacia doadora apresentaram alta adequabilidade para estas espécies. Ademais, por terem porte corporal médio e na região receptora só existir como predador a espécie *Hoplias malabaricus*, a espécie tem grande chance de se estabelecer rapidamente.

A adequabilidade das bacias receptoras à espécie *Moenkhausia sanctaefilomenae* foi semelhante a encontrada para *Hemigrammus brevis*, embora apresentando menor mediana de adequabilidade. Esta espécie apresenta congêneres [*Moenkhausia costae* (Steindachner, 1907) e *M.* cf. *intermedia* Eigenmann 1908, (Silva *et al.*, submetido)] nas bacias dos rios JAG, APO e PIA. Nos locais de aporte dos canais do PISF notaram-se os maiores valores de adequabilidade para esta espécie. Nesse contexto, as preocupações quanto a dispersão dessa espécie, repetem aquelas apresentadas para *H. brevis*.

Áreas de média a baixa altitudes exibiram alta adequabilidade para a espécie *Pamphorichthys hollandi*, família Poecilidae. O potencial invasivo desta espécie se assemelhou aos de *Leporinus friderici e Megaleporinus obtusidens.* Nas bacias receptoras do PISF já coexistem duas espécies da mesma família, a nativa *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider, 1801 e a não nativa *Poecilia reticulata* Peters, 1860 (Silva *et al.*, submetido). Neste contexto, caso a espécie chegue às bacias receptoras poderá aumentar a competição por recursos para aquelas espécies. Além disso, *P. hollandi* é amplamente distribuída nas ecorregiões MAPE e SFRE (Figura 4-2D). Sendo assim, é provável que se disperse rapidamente pelas bacias receptoras do PISF, exceto bacia PAR.

Em eventos de transposições de bacias realizados na África do Sul, a introdução de espécies não nativas é um fato e contribuiu com cinco [*Labeobarbus aeneus* (Burchell, 1822), *Labeo capensis* (Smith, 1841), *L. umbratus* (Smith, 1841), *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) e *Austroglanis sclateri* (Boulenger, 1901) e] das 55 espécies introduzidas naquele país entre 1726 e 2013 (Ellender e Weyl, 2014). Possibilitada pelo Lesotho Higland Water Project (LHWP - África do Sul e Lesotho) a introdução de *Labeobarbus aeneus* no reservatório Mohale foi apontada como causadora da alarmante redução populacional da espécie endêmica *Pseudobarbus quathlambae* (Barnard, 1938), chegando ao ponto desta espécie ser classificada atualmente como ameaçada de extinção (EN) na lista da IUCN (Shelton *et al.*, 2016). Além disso, os mesmos autores também registraram *L. capensis* naquele reservatório e indicaram a tendência de que esta espécie se estabeleça nos rios daquela região. Também na África do Sul, desta vez, na região de Eastern Cape, a espécie *Clarias gariepinus* foi introduzida, através do

Orange Fish River inter-basin water transfer em 1976, do rio Orange para os rios Great Fish e Sundays, além de ser apontado o risco de exclusão competitiva de espécies ameaçadas de Cyprinidae (Kadye e Booth, 2012).

Foi evidenciado que as bacias receptoras das águas do PISF, por meio do Eixo Norte, são aquelas que apresentam as maiores adequabilidades para as espécies (Figura 3). Esse fato gera preocupação, tendo em vista que a bacia do rio Jaguaribe é aquela que apresenta o maior número de espécies endêmicas [*Aspidoras menezesi* Nijssen & Isbrücker, 1976, *Hypostomus* sp., *Parotocinclus spilurus* (Fowler, 1941) e *Parotocinclus* sp.] e a maior riqueza de espécies nativas da MNCE (Silva *et al.*, submetido). Além disso, segundo a nova avaliação das áreas prioritárias para conservação da Caatinga, os locais que vão receber as águas do PISF são classificados como de importância biológica muito alta a extremamente alta (Brasil, 2016).

A baixa adequabilidade para a maioria das espécies estudadas evidencia histórias evolutivas distintas das ecorregiões ESFR e MNCE, embora estas compartilhem alguns elementos da fauna, como aponta Silva *et al.*, (submetido). Salienta-se ainda que as condições modeladas foram baseadas em dados atuais antes do aporte de água nas bacias receptoras e que possivelmente outras espécies adaptadas a ambientes lóticos (como é o caso daquelas da bacia doadora) poderão ter maiores chances de suportar a nova condição hidrológica e colonizar até mesmo áreas não previstas pelos modelos.

4.5 Perspectivas e recomendações

De acordo com documentos disponibilizados pelo Ministério da Integração Nacional (MI, órgão brasileiro responsável pela construção do PISF) deveriam ser construídas barreiras físicas a montante das estruturas de captação de água no rio São Francisco (mas estas não são detalhadas), visando minimizar o intercâmbio da biota aquática entre as bacias envolvidas (Brasil, 2014d). Entretanto, em 2015, o MI relatou que 16 espécies (nominalmente não listadas) já estavam dentro de um dos canais de aproximação da captação de água do PISF (Eixo Leste) e três delas já haviam sido registradas no primeiro reservatório (localizado em uma sub-drenagem da bacia doadora) a jusante dos anteparos de proteção da ictiofauna (Brasil, 2015). Desta forma, o risco de invasão de espécies nas bacias receptoras é maior, pois os mecanismos construídos podem estar com sua eficiência prejudicada, ao passo que já permitiram a passagem de algumas espécies. Em empreendimentos de interligação de bacias, como o Lesotho Higland Water Project (LHWP – na África do Sul e Lesotho) a implementação de anteparos para evitar mistura das ictiofaunas também foi recomendada (Skelton *et al.*, 2001; Rall e Sephaka, 2008),

mas negligenciada e, de fato, facilitaram a introdução de espécies alóctones e o declínio nas populações de peixes nativos e endêmicos nas bacias receptoras (Shelton *et al.*, 2016).

Nesse contexto, como já foram registradas espécies à jusante de ao menos uma das captações de água do PISF (Brasil, 2015), esperamos que as medidas de proteção da ictiofauna sejam reavaliadas não somente nos locais onde já existem, como indica a licença de instalação do PISF (Brasil, 2004), mas também seja discutida a necessidade de sua instalação à montante das estações de bombeamento que lançarão a água nas bacias receptoras da MNCE, tendo em vista a importância destes locais para conservação da ictiofauna da Caatinga (Brasil, 2016). Além disso, indica-se que seja intensificado o monitoramento da presença de peixes nos canais a montante das estações de bombeamento que conectarão a SFRE as bacias receptoras do PISF, a fim de detectar espécies potencialmente invasoras nestes locais.

Este estudo forneceu hipóteses sobre o potencial invasivo de algumas espécies através dos canais do PISF, que poderão ser detectadas nos anos vindouros. Além destas, recomendamos que maior esforço de coleta seja realizado nas bacias da Caatinga, para obtenção de dados das espécies que tiveram poucos registros disponíveis para serem modeladas. Por fim, sugerimos que análises como estas venham a compor os estudos prévios de impacto ambiental de empreendimentos dessa natureza.

4.6 Referências

Abell, R.; Thieme, M. L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas, S.C.; Bussing, W.; Stiassny, M. L. J.; Skelton, P.; Allen, G. R. Unmack, P.; Naseka, A.; NG, R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J. V.; Heibel, T. J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H. L.; Reis, R. E.; Lundberg, J. G.; Sabaj-Pérez, M. H.; Petry, P. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **Bioscience** 58(5): 403-414, 2008.

Albert, J. S.; Petry, P.; Reis, R. E. Major biogeographic and phylogenetic patterns. In: Albert, J. S.; Reis, R. E. (Eds.) **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes**. Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press, 2011. p. 21-57.

Alves, C. B. M.; Vieira, F.; Pompeu, P. S. Ictiofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: Brasil – Ministério do Meio Ambiente, **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-**

econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. p. 226-241.

Bailey, A. S. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. **Aquatic Ecosystem Health & Management** 18(3): 261-268, 2015.

Barret, S. C. H.; Richardson, B. J. Genetic attributes of invading species. In: Groves, R. H.; Burdon, J. J. (Eds.) **Ecology of Biological Invasions**. Melbourne: Cambridge University Press., 1986. p. 21-33.

Bax, N.; Carlton, J. T.; Mathews-Amos, A.; Haedrich, R. L.; Howarth, F. G.; Purcell, J. E.; Rieser, A.; Gray, A. The control of biological invasions in the world's oceans. **Conservation Biology** 15(5): 1234-1246, 2001.

Bazzoli, N.; Sato, Y.; Santos, J. E.; Cruz, A. M. G.; Cangussu, L. C. V.; Pimenta, R. S.; Ribeiro, V. M. A. Biologia reprodutiva de quatro espécies de peixes forrageiros da represa de Três Marias, MG. **Bios, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas** 5(5): 17-28, 1997.

Bergmans, W.; Blom, E. **Invasive plants and animals: is there a way out?** Proceedings of a conference on alien invasive species on the 26th of september 2000 in the National Museum of Natural History Naturalis in Leiden, the Netherlands: The Netherlands Committee for IUCN, 2001. 81p.

Brasil. **Relatório de Impacto Ambiental-RIMA do Projeto de Integração do rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional**. Brasília, DF: Ministério da Integração Nacional/Ecology and Environment do Brasil, 2004.

Brasil. Agência Nacional de Águas. **Metadados**. Disponível em: http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home Acesso em: 01 de julho de 2014a.

Brasil. Ministério da Integração Nacional. **Documentos técnicos**. Disponível em: http://mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco/documentos-tecnicos Acesso em: 12 de abril de 2014d.

Brasil. Ministério da Integração Nacional. **Projeto São Francisco monitora peixes e plânctons em bacias do Velho Chico.** Disponível em: http://mi.gov.br/area-de-imprensa/todas-as-noticias/-/asset_publisher/YEkzzDUSRvZi/content/projeto-sao-francisco-monitora-peixes-e-planctons-em-bacias-do-velho-chico?inheritRedirect=false Acesso em: 20 de julho de 2015.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Dados georreferenciados**. Disponível em: http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados Acesso em: 13 de novembro de 2014b.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias - Mapas por Bioma.** Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/áreas-prioritárias Acesso em: 30 de novembro de 2016.

Buckley, L. B.; Jetz, W. Linking global turnover of species and environments. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 105(46): 17836-17841, 2008.

Cameron, K. G.; Raymond, B. H.; Paul, R. M.; Joshua, J. T.; George, W. Are mountain passes higher in the tropics? Janzen's hypothesis revisited. **Integrative and Comparative Biology** 46 (1): 5-17, 2006.

Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. **Migratory fishes of South America:** biology, fisheries and conservation status. International Development Research Centre, 2003. 372p.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **Shapefiles**. Disponível em: http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/Shapes/SHAPE.sigeo.Transposicao.SF.zip Acesso em: 12 de março de 2014.

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

Costa, W. J.; Amorim, P. F.; Mattos, J. L. Species delimitation in annual killifishes from the Brazilian Caatinga, the *Hypsolebias flavicaudatus* complex (Cyprinodontiformes: Rivulidae): implications for taxonomy and conservation. **Systematics and Biodiversity** 10(1): 71-91, 2012.

Danielson, J. J.; Gesch, D. B. Global multi-resolution terrain elevation data 2010 (GMTED2010). **U.S. Geological Survey Open-File Report** 1073: 1-25, 2011.

Davis, M. A.; Grime, J. P.; Thompson, K. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. **Journal of Ecology** 88: 528-534, 2000.

Deitos, C.; Barbieri, G.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Suzuki, H. I. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. **Cybium** 26: 275-282, 2002.

Ellender, B. R.; Weyl, O. L. F. A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. **Aquatic Invasions** 9: 117-32, 2014.

Giannini, T. C.; Siqueira, M. F.; Acosta, A. L.; Barreto, F. C. C.; Saraiva, A. M.; Alves-dos-Santos, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia** 63(3): 733-749, 2012.

Gozlan, R. E.; Britton, J. R.; Cowx, I.; Copp, G. H. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. **Journal of Fish Biology** 76: 751-786, 2010.

Guisan, A.; Thuiller, W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. **Ecology Letters** 8: 993-1009, 2005.

Gurgel, J. J. S.; Oliveira, A. G. Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no Semi-árido do Nordeste brasileiro. **Coleção Mossoroense** 453: 1-32, 1987.

Hernandez, P.A.; Graham, C. H.; Master, L. L.; Albert, D. L. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography** 29: 773-785, 2006.

Hijmans, R. J.; Cameron, S. E.; Parra, J. L.; Jones, P. G.; Jarvis, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** 25: 1965-1978, 2005.

Hijmans, R. J.; Phillips, S.; Leathwick, J.; Elith, J. **dismo: Species distribution modeling**. R package version 1.1-1. Disponível em: http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/ Acesso em: 20 de dezembro de 2016.

IUCN. **IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species.** IUCN Gland, 2000.

Janzen, D. H. Why mountain passes are higher in the tropics. **The American Naturalist** 101(919): 233-249, 1967.

Jeffries, M. J.; Lawton, J. H. Enemy free space and the structure of ecological communities. **Biological Journal of the Linnean Society** 23: 269-286, 1984.

Jiménez-Valverde, A.; Lobo, J. M.; Hortal, J. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modeling. **Diversity and Distributions** 14: 885-890, 2008.

Kadye, W. T.; Booth, A. J. Detecting impacts of invasive non-native sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, within invaded and non-invaded rivers. **Biodiversity and Conservation** 21: 1997–2015, 2012.

Kolar, C. S.; Lodge, D. M. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. **Science** 298: 1233–1236, 2002.

Leprieur, F.; Beauchard, O.; Blanchet, S.; Oberdorff, T.; Brosse, S. Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. **PLoS Biology** 6: 404-410, 2008.

Lima, S. M. Q.; Ramos, T. P. A.; Silva, M. J.; Rosa, R. S. **Diversity, distribution and conservation of the semiarid Caatinga fishes**: advances and challenges. Springer submetido.

Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A.; Real, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography** 17, 145-151, 2008.

Lockwood, J. L.; Hoopes, M. F.; Marchetti, M. P. **Invasion Ecology.** Oxford: Blackwell Publishing, 2007. 304p.

Mack, R. N.; Simberloff, D.; Londsdale, W. M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F. A. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications** 10: 689-710, 2000.

NWDA (National Water Development Agency). **Par Tapi Narmada Link Project** India: Ministry of Water Resources, 2015. p. 817-900.

Pearson, R. G.; Dawson, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography** 12: 361-371, 2003.

Pegg, M. A.; McClelland, M. A. Spatial and temporal patterns in fish communities along the Illinois River. **Ecology of Freshwater Fish** 13(2): 125-135, 2004.

Peterson, A. T.; Vieglais, D. A. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. **Bioscience** 51(5): 363-371, 2003.

Peterson, A. T.; Papes, M.; Soberon, J. Rethinking receiver operating characteristics analysis applications in ecological niche modeling. **Ecological Modelling** 213: 63-72, 2008.

Peterson, A. T.; Soberón, J.; Pearson, R. G.; Anderson, R. P.; Nakamura, M.; Martinez-Meyer, E.; Araújo, M. B. **Ecological niches and geographical distributions.** Princeton, New Jersey, USA: Princeton University Press., 2011.

Phillips, S. J.; Anderson, R. P.; Schapire, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling** 190: 231-259, 2006.

Pittock, J.; Meng, J. H.; Geiger, M.; Chapagain, A. K. **Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world - a solution or a pipedream?** Germany: WWF, 2009. 62p.

Pysek, P.; Richardson, D. M. The biogeography of naturalization in alien plants. **Journal of Biogeography** 33: 2040-2050, 2006.

Rahel, F. J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater Biology** 52: 696–710, 2007.

Rall, J. L.; Sephaka, T. **Re-evaluation of the relevance to construct barriers as in-situ conservation measures for the protection of the Maloti Minnow in the Senqunyane catchment.** South Africa: Environmental consultants for the sustainable utilization of nature (ECOSUN), 2008.

Ramos, I. P.; Vidotto-Magnoni, A. P.; Brandão, H.; David, G. S.; Carvalho, E. D. Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépéde, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae) from Paraná basin: a review. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia** 39: 1-15, 2011.

Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris-Jr, C. J. (Orgs.) **Checklist of freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, RS: EDIPUCRS, 2003.

Ricciardi, A.; MacIsaac, H. J. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto–Caspian species. **Trends in Ecology & Evolution** 15(2): 62-65. 2000.

Rosa, R. S.; Menezes, N. A.; Britski, H. A.; Costa, W. J. E. M.; Groth, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In: Leal, I. R.; Silva, J. M. C.; Tabarelli, M. (Orgs.) **Ecologia e Conservação da Caatinga.** Recife, PE: EDUFPE, 2003. p. 135-181.

Santos, U.; Silva, P. C.; Barros, L. C.; Dergam, J. A. Fish fauna of the Pandeiros River, a region of environmental protection for fish species in Minas Gerais state, Brazil. **Check List** 11(1): 1507, 2015.

Shelton, J. M.; Clark, B. M.; Sephaka, T.; Turpie, J. K. Population crash in Lesotho's endemic Maloti minnow *Pseudobarbus quathlambae* following invasion by translocated smallmouth yellowfish *Labeobarbus aeneus*. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** 27: 1-13, 2016.

Silva, M. J.; Figueiredo, B. R. S.; Ramos, R. T. C.; Medeiros, E. S. F. Food resources used by three species of fish in the semi-arid region of Brazil. **Neotropical Ichthyology** 8(4): 819-825, 2010.

Silva, M. J.; Ramos, T. P. A.; Carvalho, F. R.; Brito, M. F. G.; Ramos, R. T. C.; Botero, J. I. S.; Novaes, J. L. C.; Rosa, R. S.; Costa, R. S.; Lima, S. M. Q. Patterns of Freshwater Fish Species Richness in Drainages of the São Francisco River Interbasin Water Transfer Project, Brazilian Semiarid: a Baseline for Detecting Changes Caused by ongoing Artificial Connections. **Plos One.** submetido.

Simberloff, D. Biological invasions: What's worth fighting and what can be won? **Ecological Engineering** 65: 112-121, 2014.

Simberloff, D.; Martin, J. L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D. A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M.; Pysek, P.; Sousa, R.; Tabacchi, E.; Vila, M. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution** 28: 58-66, 2013.

Skelton, P. H. **A complete guide to the freshwater fishes of Southern Africa**. Struik Publishers: Cape Town, 2001.

Soberón, J.; Peterson, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. **Biodiversity Informatics** 2: 1-10, 2005.

Soberón, J. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. **Ecography** 33: 159-167, 2010.

Swets, K. A. Measuring the accuracy of diagnostic systems. **Science** 240: 1285-1293, 1988.

Turlings, L. Invasive Plants and animals: is there a way out? In: Bergmans, W.; Blom, E. (Eds.) **Invasive Plants and animals: is there a way out?** Leiden, Netherlands: The Netherlands Committee for IUCN, 2001.

Vitousek, P. M.; D'Antonio, C. M.; Loope, L. L.; Rejmánek, M.; Westbrooks, R. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology** 21: 1-16, 1997.

Vitule, J. R. S. Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. **Neotropical Biology and Conservation** 4: 111-122, 2009.

Williamson, M. **Biological Invasions.** London: Chapman & Hall, 1996.

Williamson, M. Invasions. **Ecography** 22: 5-12, 1999.

Williamson, M. H.; Fitter, A. The characters of successful invaders. **Biological conservation** 78(1-2): 163-170, 1996.

Yang, X-Q.; Kushwaha, S. P. S.; Saran, S.; Xu, J.; Roy, P. S. Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L, in Lesser Himalayan foothills. **Ecological Engineering** 51: 83-87, 2013.