



SUSTAINABILITY IN DEBATE

SUSTENTABILIDADE EM DEBATE



EDITORIAL

The disasters of war and the (un)human condition

OPINION

The situation in Ukraine, the consequences of the war for Ukrainian society, science development and sustainability

DOSSIER

Environmental Impact Assessment, its faces and interfaces

Implications of a new licensing framework on the impact assessment of water and sewage systems

The experience of the municipalities of Minas Gerais State (Brazil) that implemented local environmental licensing

The regulation of Strategic Environmental Assessment in Brazil

Contributions of the French Strategic Environmental Assessment to Brazilian planning in water source areas: the Billings Reservoir sub-basin case

Environmental licensing screening in Espírito Santo state: the practice for small Hydroelectric Power Plants

Participatory methodologies and the production of data on artisanal fishing in areas with offshore wind farm projects in Ceará, Brazil

Environmental impacts of hydropower plants in Brazil: an identification guide

ARTICLES VARIA

An institutional framework for Bioinputs in Brazilian agriculture based on Ecological Economics

Agroforestry systems associated with natural regeneration: alternatives practiced by family-farmers of Tomé-Açu, Pará

The productive autonomy of public forest-dwellers in the Amazon: two case studies of community timber management

Role of the public prosecutor's office experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project, São Paulo, Brazil

Copyright © 2022 by Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília.
Total or partial reproduction of the articles is allowed provided that the source is properly cited.

UNIVERSITY OF BRASILIA

Rector: Márcia Abrahão

CENTER FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Director: Fabiano Toni

ENERGY AND ENVIRONMENT LABORATORY – INSTITUTE OF TECHNOLOGY

Director: Antonio Cesar Pinho Brasil Junior

LABORATORY OF CONSTRUCTED ENVIRONMENT, INCLUSION AND SUSTAINABILITY

Coordinator: Raquel Naves Blumenschein

SUSTAINABILITY IN DEBATE JOURNAL

Editors-in-chief: Carlos Hiroo Saito e Marcel Bursztyn

Executive Editors: Gabriela Litre e Patrícia Mesquita

Cover Designer : Paula Simas de Andrade

Indexation and Communication Editor: Patrícia Mesquita

Reviews Editor: Gabriela Litre

Website Administration: Patrícia Mesquita and BCE / UnB

Editing: Flávio Ramos / Editora IABS / www.editoraiabs.com.br

Text Formatting: Esa Gomes / IABS

Proofreading: Stela Máris Zica

English version editor: Cristiana Dobre

Graphic Designer: Stefania Montiel

Cover Picture: Patrícia Mesquita

Frequency: Quarterly

Peer-review process: *double blind peer-review*

Support: Brazilian Institute for Development and Sustainability - IABS and Research Support Foundation of the DF

Federal Project: *internationalization and increase in the Scientific Impact of the Sustainability in Debate Journal*

Format: online

Submissions Website: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/about/submissions>

Publisher Address: Campus Universitário Darcy Ribeiro - Gleba A, Bloco C - Av. L3 Norte, Asa Norte - Brasília-DF, CEP: 70.904-970

Phones: 55(61) 3107-6000, 3107-6001, 3107-6002, Fax: 3107-5972

E-mail: sustentabilidade.debate@gmail.com | Site: www.cds.unb.br

Author Guidelines: <http://periodicos.unb.br/index.php/sust/about/submissions#authorGuidelines>

Publication Ethics and Malpractice Statement:

<https://periodicos.unb.br/index.php/sust/malpractice>

Sustentabilidade em Debate – Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, v. 13, n.1 (2010 - 2022), Brasília, DF, Brasil.

Quarterly - ISSN Eletrônico 2179-9067

Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento Sustentável.

CDU 304:577



Editorial Board / Conselho Editorial

President / Presidente

Carlos Hiroo Saito - *Universidade de Brasília*

Members / Membros

Alan Cavalcanti Cunha	Universidade Federal do Amapá
Arun Agrawal	University of Michigan
Anthony Hall	London School of Economics
Asher Kiperstok	Universidade Federal da Bahia
Bertha Becker (falecida)	Universidade Federal do Rio de Janeiro
Boaventura de Sousa Santos	Universidade de Coimbra
Carolina Joana da Silva	Universidade do Estado do Mato Grosso
Francisco Ferreira Cardoso	Universidade do Estado de São Paulo
Gabriele Bammer	The Australian National University
Hassan Zaoual (falecido)	Université du Littoral, Côte d'Opale
Hervé Thery	Universidade de São Paulo
Ignacy Sachs	L'École des Hautes Études en Sciences Sociales
Jalcione Almeida	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Jean-François Tourrand	La Recherche Agronomique pour le Développement
Joan Martinez-Allier	Universitat Autònoma de Barcelona
Laura Maria Goulart Duarte	Universidade de Brasília
Leila da Costa Ferreira	Universidade Estadual de Campinas
Lúcia da Costa Ferreira	Universidade Estadual de Campinas
Marilene Corrêa da Silva Freitas	Universidade Federal da Amazonas
Mário Monzoni	Fundação Getúlio Vargas
Martin Coy	Universität Innsbruck
Merilee Grindle	Harvard University
Michael Burns	Harvard University
Michele Betsill	Colorado State University
Neli Aparecida de M. Théry (falecida)	Universidade de São Paulo
Othon Henry Leonardos	Universidade de Brasília
Roberto Bartholo Jr.	Universidade Federal do Rio de Janeiro
Suely Salgueiro Chacon	Universidade Federal do Ceará
Umberto Maturana	Universidade do Chile
Vandana Shiva	Research Foundation for Science, Technology and Natural Resource Policy

Table of Contents / Sumário

Editorial / Editorial

The disasters of war and the (un)human condition / *Os desastres da guerra e a condição (des)humana*
Marcel Bursztyn, Carlos Hiroo Saito, Gabriela Litre, Patrícia Mesquita

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.42878..... 6

Opinion / Opinião

The situation in Ukraine, the consequences of the war for Ukrainian society, science development and sustainability / *A situação na Ucrânia, as consequências da guerra para a sociedade, o desenvolvimento científico e a sustentabilidade Ucraniana*
Olena Bilyk, Veronika Karkovska, Mariia Khim

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.42468..... 12

Dossier / Dossiê

Environmental Impact Assessment, its faces and interfaces / *Avaliação de Impacto Ambiental, suas faces e interfaces*
Maria Rita Raimundo e Almeida, Fernanda Aparecida Veronez, Alberto de Freitas Castro Fonseca

..... 14

Implications of a new licensing framework on the impact assessment of water and sewage systems / *Implicações do novo marco do licenciamento sobre a avaliação de impacto de sistemas de água e de esgoto*
Izabel Freitas Brandão, Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40610..... 22

The experience of the municipalities of Minas Gerais State (Brazil) that implemented local environmental licensing / *A experiência dos municípios de Minas Gerais que assumiram a competência originária do licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local*
Mônica de Souza Alves, Alexandre Túlio Amaral Nascimento, Alberto de Freitas Castro Fonseca

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41539..... 50

The regulation of Strategic Environmental Assessment in Brazil / *A regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil*
Rosane de Souza Oliveira, Anne Caroline Malvestio

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40630..... 90

Contributions of the French Strategic Environmental Assessment to Brazilian planning in water source areas: the Billings Reservoir sub-basin case / *Contribuições da Avaliação Ambiental Estratégica francesa para o planejamento em áreas de mananciais no Brasil: o caso da sub-bacia do Reservatório Billings*
Carla Grigoletto Duarte, Larissa Ribeiro Souza, Simone Mendonça dos Santos

doi:10.18472/SustDeb.v12n3.2021.40637..... 116

Environmental licensing screening in Espírito Santo state: the practice for small Hydroelectric Power Plants / *Triagem no licenciamento ambiental do estado do Espírito Santo: a prática para Centrais Geradoras Hidrelétricas*

Fernanda Aparecida Veronez, Maria Stella Sena Estevam, Maria Rita Raimundo e Almeida

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40633..... 151

Participatory methodologies and the production of data on artisanal fishing in areas with offshore wind farm projects in Ceará, Brazil / *Metodologias participativas e a produção de dados da pesca artesanal em áreas com projetos de parques eólicos offshore no Ceará, Brasil*

Thomaz Willian de Figueiredo Xavier, Adryane Gorayeb, Christian Brannstrom

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40625..... 181

Environmental impacts of hydropower plants in Brazil: an identification guide / *Impactos ambientais de hidrelétricas no Brasil: guia de identificação*

Fernanda Aparecida Veronez, Fabrício Raig Dias Lima, Ghislain Mwamba Tshibangu

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40635..... 210

Articles Varia / Artigos Varia

An institutional framework for Bioinputs in Brazilian agriculture based on Ecological Economics / *Um marco institucional para os Bioinsumos na agricultura brasileira baseado na Economia Ecológica*

Fabiana Pereira de Souza, Tatiana Portela Ribeiro Castilho, Luís Otávio Bau Macedo

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40820..... 247

Agroforestry systems associated with natural regeneration: alternatives practiced by family-farmers of Tomé-Açu, Pará / *Sistemas agroflorestais associados à regeneração natural: alternativas praticadas por agricultores familiares de Tomé-Açu, Pará*

Mário M. Oliveira Neto, Lívia de F. Navegantes Alves, Gustavo Schwartz

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40855..... 286

The productive autonomy of public forest-dwellers in the Amazon: two case studies of community timber management / *A autonomia produtiva de moradores de floresta pública na Amazônia: estudos de dois casos de manejo madeireiro comunitário*

Jéssica Pacheco, Cláudia Azevedo-Ramos, Eduardo Nakano

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41279..... 313

Role of the public prosecutor's office experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project, São Paulo, Brazil / *A atuação dos peritos do ministério público no licenciamento ambiental do Projeto Mexilhão, São Paulo, Brasil*

José Eduardo Viglio, Lúcia da Costa Ferreira

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41492..... 352

Editorial

The disasters of war and the (un)human condition

Marcel Bursztyn, Carlos Hiroo Saito, Gabriela Litre, Patrícia Mesquita

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.42878

Humanity has always faced disasters, mainly due to extreme natural events. These expressions consist of volcanic eruptions, earthquakes, and meteorite strikes. In some cases, it can occur during long-lasting periods, marking human trajectory and causing large displacements of populations, as in the glacial era. In recent times, mainly since the industrial revolution, a succession of natural tragedies has occurred due to anthropogenic climate change from human activity on the natural environment. Climate science and empirical evidence show that the more the Amazon is devastated by fires and deforestation, the greater the effects on the dynamics of rains and droughts in other territories, with severe consequences for people.

Wars are also extreme events of anthropogenic nature. There is only one documented case of long-term “civil war” between other animals: “the four-year war” between wild chimpanzees. Paradoxically, the causes resemble human wars: the war began with a brutal attack on a chimpanzee by a rival group in 1974 in the Gombe National Park in Tanzania.

What is certain is that wars can decimate populations, cause material losses and exacerbate negative instincts that antagonize peoples. It is not by chance that religions point to anger, envy, greed, ambition as sins. In wars, humans’ express characteristics that distance us from humanity. Rivalries between social groups or people are as old as history. The first scene of Stanley Kubrick’s cinematic masterpiece, “2001 – A Space Odyssey” – depicts what may have been a war in prehistoric times. We see hominids fighting and discovering a weapon (in this case, a large bone) that allowed one of the groups to overcome the other and, metaphorically, mark human evolution. The mastery of the use of fire has also been portrayed as a triggering factor for conflicts, as in the film “Quest for Fire”, directed by Jean-Jacques Annaud, based on the novel “*La Guerre du feu*”, by J.-H. Rosny ainé. Since then, weapons have evolved a lot, and so have wars, making the possibility of asymmetries between parties in conflict also grow.

The atomic bombs dropped on Hiroshima and Nagasaki in 1945 led Japan to surrender and marked the end of World War II. However, they also marked a new phase of what a war can represent: people and things destruction and the extermination of populations, the annihilation of human works, and the devastation of the habitat and conditions of survival of the species, including the human. Chemical and nuclear wars can lead to a paroxysm of what we understand as destruction and devastation, both in intensity and on a territorial scale. Humans have come together to look for ways to regulate wars¹, as paradoxical as this may sound. However, such initiatives did not eliminate wars and did not prevent the so-called Cold War from persisting for so many decades, nor to restrain war crimes.

Today’s world has the technological conditions (war artefacts) to self-destruct. This can serve as a shield against using such resources, even for the simple instinct of survival. Unfortunately, human instincts do not always lead to rational decisions.

As Carl von Clausewitz said, “War is a mere continuation of politics by other means”. This is how we see, in another masterful film by the same Kubrick – “Doctor Strangelove” – the case of an insane political leader who triggers the mechanism that launches an apocalyptic nuclear device.

Regardless of the level of destruction achieved by the evolution of war artefacts, we must register that every war represents a regression of civilization and an advance of barbarism.

Although much has been said and written about the effects of wars on people and their environment, the notion of sustainability, which was enshrined in the Brundtland Report 35 years ago, raises the level of warnings to a new level: wars are far more devastating than the immediate material and human tragedy; they endanger Life (with a capital L). Furthermore, for this reason, the Brundtland Report devoted its chapter 11 to discussing the interactions between Peace, Security, Development and the Environment. Besides, Chapter 12 points towards common actions. It calls for fighting poverty, maintaining peace and security worldwide, and managing the global commons. All nations have a role to play in ensuring peace, changing trends and fixing an international economic system.

War does not just mean loss of life, destruction of families, breakdown of society. It also destroys territories and economies, squanders natural resources, contaminates the air, water and soil, and requires reconstruction investments. The great Spanish artist Francisco de Goya left us a legacy of 82 prints (“The Disasters of War”), which depict the horrors of war. The set of images from 1810 to 1815 gives us an exhaustive overview of the cruelty and tragedy people live in such context. However, in his dramatic representation of war situations, nature was a background element. In his work, “The Natural Contract”, Michel Serres draws attention precisely to this invisible “actor” in Goya’s engravings. War scenes also devastate the natural world! Moreover, today, this is happening on an ever-increasing scale.

Today, we can understand the great interdependence between the natural world and the social environment. This interdependence also unites populations and regions in the same global nest.

Therefore, we signal that the global commitments around the fulfilment of the 2030 Agenda suffered a hard setback with the war unleashed by Russia against Ukraine: a setback that does not impact only Ukraine, but the effects of the war on the Sustainable Development Goals (SDGs) are also dramatic. We feel the effects of the setback in the SDG targets worldwide.

We also want to remember the commitment that nations signed when approving, at the United Nations General Assembly, the period between 2019 and 2028 as the Nelson Mandela Decade of Peace, in honour of the South African leader’s centenary. All Member States committed to redoubling their efforts to pursue international peace and security, development and human rights in the Decade. Therefore, contradictorily, amid the International Decade of Peace, we are witnessing the beginning of yet another war between nations.

We must also remember that 2021 corresponded to the International Year of Peace and Trust, which ended just over 30 days after the formal start of the Russian invasion of Ukraine.

The efforts of international organizations to ensure peace need to be more valued. Perhaps these approved indications of a Commemorative Decade and International Year referring to world peace were already a foreshadowing of the fear of war.

Sustainability in Debate – SiD cannot ignore the tragic situation in Ukraine, invaded by Russian troops. We are in solidarity with the Ukrainian people and are concerned about the human, material, and environmental effects of the conflict. It is a serious threat to basic principles of humanity, such as liberty, free will, security, human rights, and society’s integrity. It is also a huge risk to the environment and sustainability.

We received a letter from three Ukrainian researchers (“The situation in Ukraine, the consequences of the war for Ukrainian society, science development and sustainability”) who recently published an article in SiD². They express their repudiation of the war and present relevant information, which we believe to be of interest to our readers. Therefore, we publish it, regardless of war duration or outcome, on the date of publication of this issue.

In its first issue of 2022, SiD publishes a Dossier on the “Environmental Impact Assessment, its faces and interfaces”, with seven articles and four others in the *Varia* section.

In the Dossier, Brandão and Gallardo discuss the proposal implications for a new licensing framework on assessing the impact of water supply and sewage systems, where the withdrawal of the licensing requirement is being planned. Next, Alves, Nascimento and Fonseca present the experience of municipalities that have taken on the environmental licensing of projects with local impact within the state of Minas Gerais until December 2020. Oliveira and Malvestio evaluate the proposals for regulation of the Strategic Environmental Assessment (SEA) in Brazil in the light of the elements that make up a SEA system. Duarte, Souza and Santos explore three potential SEA contributions, as adopted in French water management, for the case of the Development and Environmental Protection Plan (PDPA Portuguese acronym) of the Billings Reservoir sub-basin. Veronez, Estevam and Almeida present an analysis of the screening of the Environmental Licensing (EL) of Hydroelectric Power Plants in Espírito Santo State, comparing them with other states. Xavier, Caetano and Brannstrom evaluate the application of participatory methodologies in the construction of data on fishing activity, aiming to analyze potential impacts of offshore wind farms in the marine territories of Ceará with a focus on artisanal fishing. Furthermore, Veronez, Lima and Tshibangu present a guide for identifying the environmental impacts of hydroelectric projects.

In the *Varia* section, Souza, Castilho and Macedo discuss the institutional framework for Bioinputs in Brazilian agriculture. Oliveira-Neto, Alves and Schwartz analyze the benefits of agroforestry systems associated with natural regeneration in Pará. Pacheco, Azevedo-Ramos and Nakano assess, also in Pará, the perception of stakeholders on the autonomy of traditional communities to carry out community forest management for timber in two federal conservation units. Finally, Viglio and Ferreira present an assessment of the performance of experts from the Public Ministry in the environmental licensing of the Mexilhão Project in São Paulo.

We hope you enjoy the reading!

NOTES

1 | UN General Assembly Resolution: A/RES/3102 (XXVIII). Respect for human rights in armed conflicts. 12 December 1973.

2 | Bilyk, O.; Karkovska, V.; Khim, M. Gender budgeting: a vital element for ensuring sustainable development. **Sustainability in Debate**, v. 12, n. 3, p. 305-323, 2021. Available in: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/38824/32256>

Os desastres da guerra e a condição (des)humana

Marcel Bursztyn, Carlos Hiroo Saito, Gabriela Litre e Patrícia Mesquita

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.42878

A humanidade sempre esteve exposta a desastres, especialmente atrelados às manifestações extremas da natureza. A maior parte dessas expressões extremas consistia em erupções vulcânicas, terremotos e queda de meteoritos. Em alguns casos foram manifestações durante períodos prolongados, que marcaram a trajetória humana, provocando grandes deslocamentos de populações, como nas glaciações. Nos últimos tempos, principalmente a partir da Revolução Industrial, uma sucessão de tragédias naturais ocorreu, desta vez como resultado da própria ação humana sobre o ambiente natural: são as mudanças climáticas antropogênicas. A ciência do clima e a própria evidência empírica mostram, por exemplo, que quanto mais a Amazônia é devastada por queimadas e desmatamento, maiores são os efeitos sobre a dinâmica das chuvas e das secas em outros territórios, com graves consequências para as pessoas.

As guerras também são eventos extremos, de natureza antropogênica. Só existe um caso documentado de “guerra civil”, de longo prazo, entre outros animais: “a guerra dos quatro anos”, entre chimpanzés selvagens. Paradoxalmente, as causas se assemelham às guerras dos humanos: a guerra começou com um ataque brutal a um chimpanzé por parte de um grupo rival, em 1974, no Parque Nacional de Gombe, na Tanzânia.

O certo é que guerras podem dizimar populações, provocar perdas materiais e exacerbar instintos negativos que antagonizam os povos. Não por acaso, religiões apontam como pecados a raiva, a inveja, a cobiça, a ambição... Nas guerras, os humanos expressam características que nos afastam da condição humana. Rivalidades entre grupos sociais e povos são tão antigas quanto a humanidade. A primeira cena da obra-prima cinematográfica de Stanley Kubrick, “2001 – Uma Odisseia no Espaço”, é uma representação do que pode ter sido uma guerra nos tempos pré-históricos. Ali vemos homínídeos em luta e a descoberta de uma arma (no caso um grande osso) que permitiu a um dos grupos se sobrepor ao outro e, metaforicamente, marcar a evolução humana. O domínio do uso do fogo também já foi retratado como um fator desencadeador de conflitos, como no filme “A Guerra do Fogo”, dirigido por Jean-Jacques Annaud, com base no romance “*La Guerre du feu*”, de J.-H. Rosny aîné. De lá para cá, as armas evoluíram muito e as guerras também, fazendo com que a possibilidade de assimetrias entre as partes em conflito também crescesse.

As bombas atômicas lançadas sobre Hiroshima e Nagasaki, em 1945, levaram à rendição do Japão e marcaram o encerramento da Segunda Grande Guerra Mundial. Mas marcaram também uma nova fase do que pode representar uma guerra: não mais a destruição de pessoas e coisas, mas também o extermínio de povos, o aniquilamento das obras dos humanos e a devastação do habitat e das próprias condições de sobrevivência das espécies, inclusive a humana. Guerras químicas e nucleares podem levar ao paroxismo o que entendemos como destruição e devastação, tanto em intensidade quanto em escala territorial. Por isso, os humanos se reuniram para buscar formas de regular as guerras¹, por mais que isso possa soar como paradoxal. Entretanto, tais iniciativas não eliminaram as guerras, não impediram que a chamada Guerra Fria persistisse por tantas décadas e nem foram capazes de coibir os chamados crimes de guerra.

O fato é que o mundo dispõe hoje de condições tecnológicas (artefatos bélicos) de se autodestruir. E isso, de certa forma, pode servir de anteparo ao uso de tais recursos, ainda que seja pelo simples instinto de sobrevivência. Infelizmente os instintos humanos nem sempre conduzem a decisões racionais. Como afirmou Carl von Clausewitz, “a guerra é o simples prolongamento da política, por outros meios”. É assim que vemos, em outro filme magistral do mesmo Kubrick – “Doutor Fantástico” – o caso de um dirigente político insano que aciona o dispositivo que lança um artefato nuclear apocalítico.

Independentemente do nível de destruição alcançado pela evolução dos artefatos bélicos, devemos registrar que toda guerra representa retrocesso da civilização e avanço da barbárie.

Ainda que muito tenha sido falado e escrito sobre os efeitos das guerras sobre as pessoas e sobre o seu ambiente, a noção de sustentabilidade, que foi consagrada no Relatório Brundtland, há 35 anos, eleva o nível das advertências a um novo patamar: guerras são bem mais devastadoras do que a tragédia material e humana imediata; elas põem em risco a Vida (com V maiúsculo). E, por isso, o Relatório Brundtland dedicou o seu Capítulo 11 a discutir as interações entre Paz, Segurança, Desenvolvimento e Meio Ambiente, e no Capítulo 12, no qual aponta em direção às ações comuns, faz um chamamento para combater a pobreza, manter a paz e aumentar a segurança em todo o mundo, e administrar os bens comuns globais. Todas as nações têm um papel a desempenhar na garantia da paz, na mudança de tendências e na correção de um sistema econômico internacional.

Uma guerra não significa apenas perda de vidas, destruição de famílias, desagregação da sociedade. Destrói territórios e economias, dilapida recursos naturais, contamina o ar, a água e o solo, requer investimentos para reconstrução, sob o signo da dor. O grande artista espanhol Francisco de Goya nos deixou um legado de 82 gravuras (“Os Desastres da Guerra”), que retratam os horrores da guerra. Produzido entre 1810 e 1815, o conjunto de imagens nos dá um claro panorama da crueldade e da tragédia das pessoas em tal contexto. Na dramaticidade daquelas cenas, entretanto, havia um elemento que parecia estar apenas em um segundo plano: a natureza. Em sua obra, “O Contrato Natural”, Michel Serres chama atenção justamente para esse “ator” invisível nas gravuras de Goya. As cenas de guerra devastam também o mundo natural! E, hoje, isso se dá cada vez em maior escala.

Hoje, somos capazes de compreender a grande interdependência entre o mundo natural e o meio social. Essa interdependência também une povos e regiões do mundo numa mesma teia global.

Por isso, sinalizamos que os compromissos globais em torno do cumprimento da Agenda 2030 sofreram um duro retrocesso com a guerra desencadeada pela Rússia contra a Ucrânia: um retrocesso que não é apenas localizado no território ucraniano, embora lá, os efeitos da guerra sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) sejam dramáticos. No mundo todo, sentimos os efeitos do retrocesso nas metas dos ODS.

Queremos também lembrar do compromisso que as nações subscreveram ao aprovar, na Assembleia Geral das Nações Unidas, o período compreendido entre 2019 e 2028 como a Década da Paz Nelson Mandela, em homenagem ao centenário do nascimento do líder sul-africano, em que se apela a todos os Estados-Membros para que redobrem seus esforços para buscar a paz e a segurança internacionais, o desenvolvimento e os direitos humanos na Década. Portanto, contraditoriamente, em plena vigência da Década Internacional da Paz, assistimos ao início de mais uma guerra entre nações.

Devemos lembrar ainda que 2021 correspondeu ao Ano Internacional da Paz e da Confiança, que findou há pouco mais de 30 dias do início formal da invasão russa sobre a Ucrânia.

Os esforços de organismos internacionais para assegurar a paz precisam ser mais valorizados. Talvez essas indicações aprovadas de Década comemorativa e Ano Internacional, referindo-se justamente à paz mundial, já fossem uma antevisão do temor da guerra...

A Sustainability in Debate – SiD não pode ficar alheia à trágica situação da Ucrânia, invadida por tropas russas. Somos solidários ao povo ucraniano e estamos preocupados com os efeitos humanos, materiais e ambientais do conflito. É uma grave ameaça a princípios básicos da humanidade, como a liberdade, o livre-arbítrio, a segurança, os direitos humanos e a integridade de uma sociedade. É, também, um risco enorme ao meio ambiente e à sustentabilidade.

Recebemos uma carta de três pesquisadoras ucranianas (*“The situation in ukraine, the consequences of the war for ukrainian society, science development and sustainability”*), que recentemente publicaram um artigo na SiD², por meio da qual manifestam seu repúdio à guerra e apresentam relevantes informações, que julgamos ser de interesse de nossos leitores e leitoras. Por isso, a publicamos, em seguida a este editorial, independente do prolongamento da guerra ou seu desfecho na data da publicação deste número da revista SiD.

Em seu primeiro número de 2022, SiD publica um Dossiê sobre a “Avaliação de Impacto Ambiental, suas faces e interfaces”, com sete artigos, e mais quatro na seção *Varia*.

No Dossiê, Brandão e Gallardo discorrem sobre as implicações da proposta do novo marco do licenciamento sobre a avaliação de impacto de sistemas de abastecimento de água e de esgoto, na qual está sendo prevista a retirada da obrigatoriedade de licenciamento. Na sequência, Alves, Nascimento e Fonseca apresentam a experiência de municípios que assumiram o licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local no âmbito do estado de Minas Gerais até dezembro de 2020. Oliveira e Malvestio realizam uma avaliação das propostas de regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) no Brasil à luz dos elementos que compõem um sistema de AAE. Por parte de Duarte, Souza e Santos, são exploradas três potenciais contribuições da AAE, como adotada na gestão da água francesa, para o caso do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) da Sub-bacia do Reservatório Billings. Já Veronez, Estevam e Almeida apresentam uma análise da triagem do Licenciamento Ambiental (LA) de Centrais Geradoras Hidrelétricas no Espírito Santo (ES), comparando-as com outros estados. Xavier, Caetano e Brannstrom avaliam a aplicação de metodologias participativas na construção de dados sobre a atividade pesqueira, visando à análise de potenciais impactos de Parques Eólicos *Offshore* (PEO) nos territórios marinhos do estado do Ceará, com enfoque na pesca artesanal. E, por último, Veronez, Lima e Tshibangu apresentam um guia para identificação de impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos.

Na seção *Varia*, Souza, Castilho e Macedo apresentam uma discussão sobre o marco institucional para os Bioinsumos na agricultura do Brasil, enquanto Oliveira-Neto, Alves e Schwartz analisam os benefícios dos sistemas agroflorestais associados à regeneração natural no Pará. Na sequência, também no Pará, Pacheco, Azevedo-Ramos e Nakano avaliam a percepção de partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais para realizar o manejo florestal comunitário madeireiro em duas unidades de conservação federais. E, finalizando, Viglio e Ferreira apresentam uma avaliação da atuação dos peritos do Ministério Público no licenciamento ambiental do Projeto Mexilhão em São Paulo.

Desejamos uma ótima leitura a todos(as)!

NOTES

1 | UN General Assembly Resolution: A/RES/3102 (XXVIII). Respect for human rights in armed conflicts. 12 December 1973.

2 | Bilyk, O.; Karkovska, V.; Khim, M. Gender budgeting: a vital element for ensuring sustainable development. *Sustainability in Debate*, v. 12, n. 3, p. 305-323, 2021. Available in: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/38824/32256>

The situation in Ukraine, the consequences of the war for Ukrainian society, science development and sustainability

A situação na Ucrânia, as consequências da guerra para a sociedade, o desenvolvimento científico e a sustentabilidade Ucrâniana

Olena Bilyk ¹

Veronika Karkovska ²

Mariia Khim ³

¹ Doctor of Science in Public Administration, Professor, Department of Administrative and Financial Management, Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine
E-mail: olena.i.bilyk@lpnu.ua

² Doctor of Science in Public Administration, Professor, Department of Administrative and Financial Management, Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine
E-mail: Veronika.Y.Karkovska@lpnu.ua

³ Senior lecturer, Department of Administrative and Financial Management, Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine
E-mail: Mariya.K.Khim@lpnu.ua

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.42468

Received: 19/03/2022
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – OPINION

Today we are at war in the Eastern part of Europe, where the Russian government and the Russian army have attacked a peaceful, sovereign and independent country, Ukraine. Therefore, Ukraine is forced to defend and prove the basic concepts of a democratic society, in which freedom, peace and independence of countries are the basis for the socio-economic development of any country in the world.

The attack on Ukraine and the outbreak of war by Russia are not only an encroachment on the territorial integrity of Ukraine but also on our national values, i.e. the destruction of Ukrainians as a nation. And not only Ukrainians. Today there is a nuclear threat, as the invaders threaten the use of nuclear weapons and carry out sabotage at the largest nuclear power plants in Ukraine. It was in Rio de Janeiro in 1992 that the UN Concept for Sustainable Development gained the leading status, in which the understanding of sustainable development as a harmonious combination of economic, social and environmental components of development is universally recognized. Today, all this is under threat not only for Ukraine but also at the level of the world.

Today's war is not the realm of the people of science, but today their mission is more common and important than ever. Now more than ever, Ukrainian society needs an unshakable faith in the values of

freedom and humanism, a cold, critical mind, creative work, intelligence, knowledge and skills inherent in scientists. But we quite consciously understand that it is impossible to achieve all this without the support and courage of our heroic army, volunteers, doctors, and those who sacrifice their lives for the sake of others. The struggle of our people is a struggle for Ukraine and Europe, for peace and a better world.

Ukraine has a great intellectual, social and natural capital, scientific and innovative achievements, a strong national consciousness, which the Russian aggressor wants to destroy and is destroying. This can be called genocide of the Ukrainian nation because, having neither ethical nor moral norms, Russian soldiers kill children (as of March 19, 2022, 108 children died), thousands of civilians were shot, including women the elderly. Many schools, institutions, health care, universities, and infrastructure facilities, working at the service of citizens' livelihoods, were destroyed. Since the beginning of the war, more than 280 educational institutions have been damaged or destroyed by bombing and shelling. This is especially reflected in the territory of north-eastern Ukraine. Educational institutions in Zhytomyr, Kharkiv, Sumy, and Kyiv regions suffered the most significant destruction. The Russian military is attacking citizens who want to save their lives without adhering to humanitarian corridor agreements. Arguing its actions as a liberation operation, Russia threatens the whole world, destroying the social, economic and natural systems of Ukraine.

However, we are united and continue to work and fight in the scientific world to end the war, for national unity and our land. We are not alone in this terrible new reality. We have tremendous support from the world scientific community. Several countries provide opportunities for Ukrainian students to become displaced people to continue their studies and research, including schools in Poland, the Czech Republic, Norway and more. Regarding the possibility of conducting research during the war, Ukrainian scientists gain free access to ScienceDirect, the world's largest platform for peer-reviewed primary scientific and medical research. The main purpose of such a service is to help develop science and improve its results for the benefit of society.

Today, we especially thank the world scientific community for solidarity and call to inform the audience about the truth of the war and the peculiarities of the Ukrainian situation and stop cooperation in science and other fields.

Environmental Impact Assessment, its faces and interfaces

Maria Rita Raimundo e Almeida ¹

Fernanda Aparecida Veronez ²

Alberto de Freitas Castro Fonseca ³

¹ PhD in Environmental Engineering Sciences, Professor,
Federal University of Itajubá, Itajubá, MG, Brazil
E-mail: mrralmeida@unifei.edu.br

² PhD in Environmental Engineering Sciences, Professor,
Federal Institute of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

³ PhD in Sustainable Development, Professor, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental,
Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brazil
E-mail: alberto@ufop.edu.br

ARTICLE – DOSSIER

Environmental Impact Assessment (EIA) – “the process of identifying the future consequences of a current or proposed action” (IAIA, 2009, p.1) – is a policy tool that can be used to plan, manage and support socio-environmental decision-making (GLASSON; THERIVEL, 2019). EIA emerged in the United States in 1969, within the National Environmental Policy Act (Nepa) framework, but it has spread to almost every country on Earth. A recent study identified that 183 of the 197 surveyed countries had legal requirements for EIA application (YANG, 2019). The worldwide spread of EIA is understandable; after all, the environmental problems that motivated the creation of this policy tool in the 1960s are getting increasingly severe (IPBES, 2019; UNITED NATIONS, 2019). Economic development needs, today, more than ever, thoughtful decision-making processes, such as those informed by an impact assessment.

EIA was incorporated in the Brazilian National Environmental Policy with the enactment of the Federal Law N°. 6,938 of 1981 and other instruments, such as environmental licensing, zoning, and environmental quality standards. Since then, EIA has been implemented throughout the Brazilian territory – often linked to environmental licensing. Some scholars claim that EIA has a dual nature (procedural and technical) related to a “family of instruments” with different facets (MORRISON-SAUNDERS *et al.*, 2014; PARTIDÁRIO, 2012). As a process, EIA aims to identify, predict, assess and mitigate the biophysical, social and economic impacts of development proposals (IAIA; IEA, 1999). As a technical instrument, EIA articulates a series of methods that can be applied to assess individual projects or policies, plans and programs (FISCHER; JHA-THAKU, 2013). When applied to projects, this instrument is most often called EIA or “Project-level EIA”; when applied to policies, plans, and programs, it is often called “Strategic Environmental Assessment” or SEA.

This dossier, entitled “Environmental Impact Assessment, its Faces and Interfaces”, brings together some papers presented at the 5th Brazilian Conference on Impact Assessment (whose Portuguese acronym is CBAI). The CBAIs are promoted by the Brazilian Association for Impact Assessment (whose Portuguese acronym is ABAI), a national, multidisciplinary association that brings together public

and private organisations, civil society entities, individuals, practitioners, and students who develop activities in the area of impact assessment. Its 5th edition, held remotely in 2021 due to the Covid-19 pandemic, aimed to discuss innovative approaches and methodologies in the impact assessment that can promote environmental protection, sustainable development. The theme of the conference, given the growing phenomenon of political polarisation and disinformation, was “Environmental Impact Assessment in post-truth times”. For Dunker (2017), the post-truth discourse replaces facts and objective verifications with reasonable opinions based on repetitions of unfounded alternative facts.

Internationally, post-truth permeates the environmental arena, having reached the EIA field where it may be compromising its role of supporting decision-making based on evidence and facts. Development concerns over administrative efficiency and legal security have motivated proposals to reform EIA regulations in recent years. This phenomenon is happening worldwide, but it is particularly intense in Brazil, where several EIA reform proposals have been put forward in recent years (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). The proposed changes, often based on alternative and unfounded facts, are worrisome insofar as they may significantly affect the future of EIA in Brazil (ATHAYDE *et al.*, 2022; FONSECA *et al.*, 2019). For example, in 2021, the Chamber of Deputies approved a version of the “General Law on Environmental Licensing”, which, if later approved by the Senate and ratified by the presidency, will have adverse implications to EIA practice in Brazil. This initiative adds to many others that corroborate a panorama of the dismantling of environmental policies and institutions in Brazil through the weakening of public participation, the frequent use of authority to advance economic agendas at the expense of environmental quality and social justice (ADAMS *et al.*, 2020).

The collection of articles in this dossier dialogues with this context. The first article, “Implications of a new licensing framework on the impact assessment of water and sewage systems”, by Izabel Freitas Brandão and Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo, addresses the regulatory framework of EIA to analyse, longitudinally, the development of specific legislation on EIA and environmental licensing of water supply and sewage projects and compare it with the changes foreseen in the proposal of the new General Law of Environmental Licensing.

The second article, “The experience of the municipalities of Minas Gerais State (Brazil) that implemented local environmental licensing”, by Mônica de Sousa Alves, Alexandre Túlio Amaral do Nascimento, and Alberto Fonseca addresses the Minas Gerais experience with the decentralisation of environmental licensing to the municipal level, intensified by the enactment of Complementary Law N°. 140 of 2011. The authors corroborate that concerns over administrative efficiency (rather than environmental conservation) have been the primary motivation for the municipalisation of licensing and EIA.

This dossier also addresses EIA in the sphere of planning, dealing with more strategic decision-making levels, which, as explained above, usually takes the name of SEA (FISCHER, 2007). However, despite being essential and widespread in many countries, SEA is not adequately regulated in Brazil and remains practised in a non-systematic way. To explore this phenomenon, Rosane de Souza Oliveira and Anne Caroline Malvestio evaluate proposals for regulating SEA in the article “The regulation of Strategic Environmental Assessment in Brazil” based on good practices frequently cited in the literature in Brazil.

In the article “Contributions of the French Strategic Environmental Assessment to Brazilian planning in water source areas: the Billings Reservoir sub-basin case”, Carla Grigoletto Duarte, Larissa Ribeiro Souza and Simone Mendonça dos Santos, based on the experience of the French water management model, explore three potential contributions of Strategic Environmental Assessment to the case of the Billings Reservoir sub-basin Environmental Protection and Development Plan.

Focusing more on project-level EIA and exploring some of its aspects, this dossier also brings articles that target specific EIA stages, such as screening (or project classification), public participation, and the identification of significant impacts. Screening is the step responsible for the preliminary evaluation of the potential impact of projects in order to decide whether projects should undergo environmental licensing

and, if so, with or without EIA (IAIA; IEA, 1999). In the article “Environmental licensing screening in Espírito Santo state: the practice for small Hydroelectric Power Plants”, Fernanda Aparecida Veronez, Maria Stella Sena Estevam and Maria Rita Raimundo e Almeida analyse the practice of screening of Hydroelectric Generating Plants in Espírito Santo state and compare it with the screening procedures found in other Brazilian states, revealing essential lessons for consultants, public managers and legislators.

This dossier also includes the article “Participatory methodologies and the production of data on artisanal fishing in areas with offshore wind farm projects in Ceará, Brazil”, which addresses critical decision-making issues in social participation, a topic that has long been critical to the effectiveness of EIA (SADLER, 1996). This work by Thomaz Willian de Figueiredo Xavier, Adryane Gorayeb Nogueira Caetano and Christian Brannstrom aims to evaluate the application of participatory methodologies in the generation of data on fishing activity, to analyse the potential impacts of Offshore Wind Farms in the marine territories of the state of Ceará, focusing on artisanal fishing.

Finally, the work by Fernanda Aparecida Veronez, Fabrício Raig Dias Lima and Ghislain Mwamba Tshibangu, entitled “Environmental impacts of hydropower plants in Brazil: identification guide”, presents a proposal for the identification of environmental impacts of hydroelectric projects.

We hope this dossier can contribute to more robust debates around EIA effectiveness in Brazil.

Good reading!

REFERENCES

ADAMS, C. *et al.* Governança ambiental no Brasil: acelerando em direção aos objetivos de desenvolvimento sustentável ou olhando pelo retrovisor? **Cadernos Gestão Pública e Cidadania**, v. 25, n. 81, p. 1-13, 2020.

ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 1-7, 2022.

DUNKER, C. Subjetividade em tempos de pós-verdade. *In*: DUNKER, C. *et al.* **Ética e pós-verdade**. Porto Alegre/São Paulo: Dublinense, 2017.

FISCHER, T. B. **The theory and practice of strategic environmental assessment**: towards a more systematic approach. UK/USA: Earthscan. 2007, 186p.

FISCHER, T. B.; JHA-THAKUR, U. Environmental Assessment and Management Related Master Level Degree Programmes in the EU: baseline, trends, challenges and opportunities. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 15, n. 4, 2013.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-77, 2017.

FONSECA, A. *et al.* **Projeto de Lei Geral do Licenciamento Ambiental**: análise crítica e propositiva do projeto de lei à luz das boas práticas internacionais e da literatura científica. Nota Técnica. Waterloo: School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, 2019. 56p.

GLASSON, J.; THERIVEL, R. **Introduction to Environmental Impact Assessment**. 5th edition: Routledge, 2019.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT. **What is Impact Assessment?** Fargo: International Association for Impact Assessment (IAIA), 2009.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT AND INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Available in: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Access on: 19 Dec. 2021.

IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services** (Version 1). Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019.

MORRISON-SAUNDERS, A. *et al.* Strengthening impact assessment: a call for integration and focus. **Impact Assessment Project Appraisal**, v. 32, n. 1, p. 2–8, 2014.

PARTIDÁRIO, M. **Impact Assessment**. Fast tips: International Association for Impact Assessment. 2 p. 2012. Available in: <https://www.iaia.org/fasttips.php>. Access on: 16 mar. 2022.

SADLER, B. (Org.) **Environmental assessment in a changing world, evaluating practice to improve performance**. Ottawa: Canadian Environmental Assessment, 1996. 248p.

UNITED NATIONS. **The Sustainable Development Goals Report 2019**. New York: United Nations, 2019.

YANG, T. The Emergence of the Environmental Impact Assessment Duty as a Global Legal Norm and General Principle of Law. **Hastings Law Journal**, v. 70, p. 525-572, 2019.

Avaliação de Impacto Ambiental, suas faces e interfaces

Maria Rita Raimundo e Almeida ¹

Fernanda Aparecida Veronez ²

Alberto de Freitas Castro Fonseca ³

¹ Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Professora,
Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, MG, Brasil
E-mail: mrralmeida@unifei.edu.br

² Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Professora,
Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

³ Doutorado em Desenvolvimento Sustentável, Professor, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brasil
E-mail: alberto@ufop.edu.br

ARTICLE – DOSSIER

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) – “processo de identificar as consequências de uma ação futura ou proposta” (IAIA, 2009, p. 1) – constitui uma ferramenta de planejamento, gestão e suporte à tomada de decisões socioambientais (GLASSON; THERIVEL, 2019). A AIA surgiu nos Estados Unidos em 1969, no bojo do *National Environmental Policy Act* (Nepa), mas se alastrou para praticamente todos os países do planeta. Um estudo recente identificou que 183 dos 197 países pesquisados possuíam exigências legais para a aplicação de AIA (YANG, 2019). A disseminação mundial da AIA é compreensível, afinal, os problemas ambientais que motivaram sua criação na década de 1960 estão cada vez mais graves (IPBES, 2019; UNITED NATIONS, 2019). O desenvolvimento econômico sustentável precisa hoje, mais do que nunca, de processos decisórios cuidadosos, como aqueles informados por avaliações de impacto.

A AIA foi incorporada à Política Ambiental Brasileira na Lei Federal nº 6.938, de 1981, juntamente com outros instrumentos, tais como o licenciamento ambiental, o zoneamento, os padrões de qualidade ambiental, entre outros. Desde então, a AIA tem sido implementada em todo o território brasileiro e, frequentemente, de forma vinculada ao licenciamento ambiental. Alguns estudiosos afirmam que a AIA tem natureza dupla (processual e técnica), estando relacionada a uma “família de instrumentos” (MORRISON-SAUNDERS *et al.*, 2014; PARTIDÁRIO, 2012) e possuindo diferentes faces.

Como processo, a AIA tem objetivo de identificar, prever, avaliar e mitigar os impactos biofísicos, sociais e econômicos de propostas de desenvolvimento (IAIA; IEA, 1999). Como instrumento técnico, a AIA articula uma série de métodos que podem ser aplicados em diferentes situações, desde a avaliação de impacto de projetos individuais até a avaliação de impacto de políticas, planos e programas (FISCHER; JHA-THAKU, 2013). Esse instrumento, quando aplicado a projetos, recebe mais frequentemente o nome de AIA ou “AIA de projetos” e, quando aplicado a políticas, planos e programas, recebe o nome de “Avaliação Ambiental Estratégica” ou AAE.

O presente dossiê, intitulado “Avaliação de Impacto Ambiental, suas faces e interfaces”, reúne alguns dos trabalhos apresentados no 5º Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto (CBAI). Os CBAIs são

promovidos pela Associação Brasileira de Avaliação de Impacto (Abai), uma associação civil de âmbito nacional e multidisciplinar que congrega organizações públicas e privadas, entidades da sociedade civil, pessoas físicas, profissionais e estudantes que desenvolvem atividades na área de avaliação de impacto.

Sua 5ª edição, realizada em 2021 de forma remota em função da pandemia da Covid-19, teve o objetivo de discutir abordagens e metodologias inovadoras em avaliação de impacto que promovam proteção ambiental, desenvolvimento econômico e sustentabilidade. O tema do congresso, diante do crescente fenômeno da polarização política e da desinformação, foi “Avaliação de Impacto Ambiental em tempos pós-verdade”. Para Dunker (2017, p. 38), “o discurso da pós-verdade corresponde a uma suspensão completa de referência a fatos e verificações objetivas, substituídas por opiniões tornadas verossímeis apenas à base de repetições, sem confirmação de fontes”.

Internacionalmente, a pós-verdade tem permeado a temática ambiental, chegando à AIA e comprometendo seu papel de dar suporte a tomadas de decisão com base em evidências e fatos. Nos últimos anos, preocupações desenvolvimentistas com eficiência administrativa e segurança jurídica motivaram uma série de propostas de alteração da AIA. Esse fenômeno está acontecendo em todo o mundo, mas é particularmente intenso no Brasil, onde tem circulado várias propostas de mudança nas regulamentações do licenciamento ambiental e da AIA (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). As propostas de alterações, frequentemente baseadas em fatos “alternativos” e infundados, são preocupantes e apresentam questões críticas para o futuro da AIA no Brasil (ATHAYDE *et al.*, 2022; FONSECA *et al.*, 2019). Por exemplo, em 2021, a Câmara dos Deputados aprovou uma versão da “Lei Geral do Licenciamento Ambiental” que, se aprovada no Senado e ratificada pela Presidência, terá implicações adversas para a prática da AIA no Brasil. Tal iniciativa soma-se a tantas outras que corroboram um panorama de dismantelamento de políticas e institucionalidades ambientais, por meio do enfraquecimento da participação pública e do uso frequente da autoridade para avançar agendas econômicas às custas de qualidade ambiental e justiça social (ADAMS *et al.*, 2020).

A coletânea de artigos deste dossiê dialoga com esse contexto. O primeiro artigo, “*Implicações do novo marco do licenciamento sobre a avaliação de impacto de sistemas de água e de esgoto*”, das autoras Izabel Freitas Brandão e Amarilis Lucia Casteli Figueiredo Gallardo, aborda o quadro regulatório da AIA, tendo o objetivo de analisar temporalmente o desenvolvimento das legislações específicas de AIA e licenciamento ambiental de projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário e comparar com as alterações previstas na proposta da Lei Geral do Licenciamento Ambiental.

O segundo artigo, “*A experiência dos municípios de Minas Gerais que assumiram a competência originária do licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local*”, dos autores Mônica de Sousa Alves, Alexandre Túlio Amaral do Nascimento e Alberto Fonseca, aborda a experiência mineira no processo de descentralização do licenciamento ambiental para o nível municipal, intensificado pela promulgação da Lei Complementar nº 140, de 2011. Os autores corroboram a visão de que preocupações com eficiência administrativa (mais que ambientais) têm sido a grande motivação da municipalização do licenciamento e da AIA.

O dossiê também aborda a AIA na esfera do planejamento, tratando de níveis de tomada de decisão mais estratégicos, que, como explicado acima, costuma tomar o nome de AAE (FISCHER, 2007). Apesar de importante e disseminada em vários países, a AAE, no Brasil, não está devidamente regulamentada e resta praticada de forma não sistemática. Para explorar esse fenômeno, as autoras Rosane de Souza Oliveira e Anne Caroline Malvestio, no artigo “*A regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil*”, avaliam propostas de regulamentação da AAE no país à luz dos elementos de boas práticas frequentemente citados na literatura.

Já no artigo “*Contribuições da Avaliação Ambiental Estratégica francesa para o planejamento em áreas de mananciais no Brasil: o caso da Sub-bacia do Reservatório Billings*”, as autoras Carla Grigoletto Duarte, Larissa Ribeiro Souza e Simone Mendonça dos Santos, apoiadas na experiência da França de gestão das águas, exploram três potenciais contribuições da Avaliação Ambiental

Estratégica para o caso do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Sub-bacia do Reservatório Billings.

Voltando-se mais para a AIA aplicada a projetos e explorando algumas de suas faces, o dossiê também apresenta artigos relacionados a algumas etapas específicas do processo, tais como a triagem (ou enquadramento de projetos), a participação pública e a identificação de impactos significativos. A triagem é a etapa responsável por avaliar preliminarmente o potencial impacto dos projetos e decidir se estes devem se submeter a licenciamento ambiental com ou sem AIA (IAIA; IEA, 1999). No artigo *“Triagem no licenciamento ambiental do estado do Espírito Santo: a prática para Centrais Geradoras Hidrelétricas”*, as autoras Fernanda Aparecida Veronez, Maria Stella Sena Estevam e Maria Rita Raimundo e Almeida analisam a prática da triagem em Centrais Geradoras Hidrelétricas no Espírito Santo e a comparam com os procedimentos desenvolvidos em outros estados, revelando importantes lições para consultores, gestores públicos e legisladores.

O dossiê inclui o artigo *“Metodologias participativas e a produção de dados da pesca artesanal em áreas com projetos de Parques Eólicos Offshore no Ceará, Brasil”*, que aborda questões críticas da participação social em tomadas de decisão, um tema que é tido, há décadas, como crítico para a efetividade da AIA (SADLER, 1996). Esse trabalho de Thomaz Willian de Figueiredo Xavier, Adryane Gorayeb Nogueira Caetano e Christian Brannstrom tem por objetivo avaliar a aplicação de metodologias participativas na construção de dados sobre a atividade pesqueira, visando a análise de potenciais impactos dos Parques Eólicos Offshore nos territórios marinhos do estado do Ceará, com enfoque na pesca artesanal.

Por fim, o trabalho de Fernanda Aparecida Veronez, Fabrício Raig Dias Lima e Ghislain Mwamba Tshibangu, intitulado *“Impactos ambientais de hidrelétricas no Brasil: guia de identificação”*, apresenta uma proposta para identificação de impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos.

Esperamos que este dossiê possa contribuir para o fortalecimento dos debates sobre a AIA no Brasil.

Boa leitura!

REFERÊNCIAS

ADAMS, C. *et al.* Governança ambiental no Brasil: acelerando em direção aos objetivos de desenvolvimento sustentável ou olhando pelo retrovisor? **Cadernos Gestão Pública e Cidadania**, v. 25, n. 81, p.1-13, 2020.

ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 1-7, 2022.

DUNKER, C. Subjetividade em tempos de pós-verdade. In: DUNKER, C. *et al.* **Ética e pós-verdade**. Porto Alegre/São Paulo: Dublinense, 2017.

FISCHER, T. B. **The theory and practice of strategic environmental assessment: towards a more systematic approach**. UK/USA: Earthscan. 2007, 186p.

FISCHER, T. B.; JHA-THAKUR, U. Environmental Assessment and Management Related Master Level Degree Programmes in the EU: baseline, trends, challenges and opportunities. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 15, n. 4, 2013.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-77, 2017.

FONSECA, A. *et al.* **Projeto de Lei Geral do Licenciamento Ambiental**: análise crítica e propositiva do projeto de lei à luz das boas práticas internacionais e da literatura científica. Nota Técnica. Waterloo: School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, 2019. 56p.

GLASSON, J.; THERIVEL, R. **Introduction to Environmental Impact Assessment**. 5. ed. Routledge, 2019.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT. **What is Impact Assessment?** Fargo: International Association for Impact Assessment (IAIA), 2009.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT AND INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Disponível em: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2021.

IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services** (Version 1). Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019.

MORRISON-SAUNDERS, A. *et al.* Strengthening impact assessment: a call for integration and focus. **Impact Assessment Project Appraisal**, v. 32, n. 1, p. 2–8, 2014.

PARTIDÁRIO, M. **Impact Assessment**. Fast tips: International Association for Impact Assessment. 2 p. 2012. Disponível em: <https://www.iaia.org/fasttips.php>. Acesso em: 16 mar. 2022.

SADLER, B. (Org.) **Environmental assessment in a changing world, evaluating practice to improve performance**. Ottawa: Canadian Environmental Assessment, 1996. 248p.

UNITED NATIONS. **The Sustainable Development Goals Report 2019**. New York: United Nations, 2019.

YANG, T. The Emergence of the Environmental Impact Assessment Duty as a Global Legal Norm and General Principle of Law. **Hastings Law Journal**, v. 70, p. 525-572, 2019.

Implications of a new licensing framework on the impact assessment of water and sewage systems

*Implicações do novo Marco do Licenciamento sobre a
avaliação de impacto de sistemas de água e de esgoto*

Izabel Freitas Brandão ¹

Amarilis Lúcia Casteli Figueiredo Gallardo ²

¹ MSc in Civil Engineering, University of São Paulo, SP, Brazil
E-mail: izabelfbrandao@usp.br

² PhD in Engineering, Associate Professor, University of São Paulo/
University of Nove de Julho, São Paulo, SP, Brazil
E-mail: amariliscasteli@usp.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40610

Received: 01/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

A bill pending in the Brazilian Senate may change profoundly the characteristics and practice of environmental licensing in Brazil, including removing the obligation to obtain an environmental license for specific projects, such as those related to water supply and sanitary sewage. This timely bibliographical and documental study aims to analyse the development of specific legislation on environmental impact assessment (EIA) and environmental licensing of these two types of projects and compare them with the changes provided by the proposed Licensing Law. The work uses the identification and analysis of specific rules and legal documents that make up the current regulatory framework for licensing and the changes provided by the bill. The flexibility and exclusion of environmental licensing, without scientific rigour, ignore the importance of this instrument for environmental integration into decision-making. Furthermore, projects could damage the environment without such analysis due to the need to expand water supply and sanitation systems.

Keywords: Environmental impact assessment. Water. Sanitation. Water supply. Sustainable development.

RESUMO

O conceito de inovação verde refere-se ao tipo de inovação dedicada para a obtenção de melhorias radicais ou incrementais de produtos ou processos que contribuam para o desenvolvimento sustentável. A inovação verde pode melhorar a imagem geral de uma empresa e, como consequência, pode levar a um melhor desempenho no mercado. Os projetos de inovação verde podem colaborar para o crescimento econômico, possibilitando qualidade de vida sem prejudicar o meio ambiente. Assim, o objetivo deste estudo é verificar como se caracteriza a relação do desenvolvimento de tecido derivado da inovação verde com o gerenciamento de projetos. Para alcançar o objetivo da pesquisa, foi realizado um estudo de multicasos com empresas desenvolvedoras e utilizadoras de tecidos derivados da inovação verde. Os resultados obtidos indicam que as empresas estudadas não usam gestão de

projetos formal na condução de seus programas de inovação verde. A gestão de projetos é totalmente intuitiva. Embora as empresas pesquisadas estejam preocupadas com a sustentabilidade e querendo cada vez mais inovarem com responsabilidade para satisfazerem seus clientes, as práticas de gestão de projetos são informais. Este estudo contribuiu para a prática, no sentido de que existe a oportunidade de implementação da gestão de projetos nas empresas com o intuito de melhoramento da inovação verde, embora com a necessidade de adaptação ou uso de técnicas menos formais e burocráticas.

Palavras-chave: Gestão de Projetos Inovadores. Gestão de Projetos Sustentáveis. Inovação Verde. Tecidos Sustentáveis.

1 INTRODUCTION

The environmental licensing and environmental impact assessment (EIA) are instruments of the Brazilian National Environmental Policy (PNMA) regulated and implemented by an extensive legal and institutional framework that is undergoing a period of criticism by several actors involved in its operation (BRAGAGNOLO, 2017; FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). In this context, a proposed bill (PB) pending in the Federal Senate (PB 3,729/2004 renumbered in the Senate to PB 2159/2021) can profoundly change the characteristics and practice of environmental licensing in Brazil, streamlining or dismissing its mandatory nature for specific projects, such as water supply (WSS) and sanitary sewage (SSS) systems.

Currently, 83.7% of the Brazilian population is served by the public water distribution grid and only 54.1% by sewage collection (SNIS, 2019), revealing an insufficiency in the provision of these services to the population and a considerable demand for expansion. These undertakings are priorities and essential, but they can cause environmental impacts, including significant ones, potentially polluting water resources. WSS and SSS have an ambiguous relationship with the environment since they are necessary for health and human dignity (WHO, 2018), but they consume water and can negatively affect the environment (ANA, 2019; HELLER; PADUA, 2016).

The WSS and SSS have recently been the subject of other legislation with an intrinsic relationship with the environment. In 2020, the Legal Framework for Sanitation Law was enacted, Law N° 14.026/2020, to facilitate private sector investment and, consequently, increase the number of WSS and SSS initiatives. Leite *et al.* (2021) highlight that this legislation can accelerate the privatisation process and centralise some decision-making powers related to services, besides hampering sanitation coverage in smaller municipalities.

In a scenario of changing regulatory frameworks, exploring the scope of the specific legislation that make up the legal framework prior to the proposed changes allows us to discuss what to maintain and what to change given the peculiarities and potential impact of each type of project. Thus, this work aims to analyse the development of specific legislation on EIA and environmental licensing of WSS and SSS projects and protection of water resources, also compares them with the changes presented in the proposed Licensing Law.

Therefore, this work can contribute with evidence to the technical discussion for potential interactions of the new legal framework for sanitation and the new licensing Law, their implications for the lessening of rules and even the exclusion of WSS and SSS projects from the list of susceptible to licensing.

2 THEORETICAL FOUNDATION

This study uses bibliographic and documentary analysis of legal frameworks on environmental licensing rules, EIA process and protection of water resources in Brazil.

The bibliographic data for the analysis was carried out in the primary databases of technical-scientific articles from journals available in Web of Science, Scopus, Scielo Brazil and Google Scholar repositories.

The search follows the integration of keywords (also in Portuguese): evaluation of environmental impact; environmental licensing; simplification, WSS and SSS. However, the search is not exhaustive since it does not aim to undertake a bibliometric analysis of these issues but rather to identify technical works that allow for an in-depth exploration of the research object.

The documentary analysis uses selected laws and regulations that determine: the procedures, objectives, tools, and guidelines at the federal level regarding the environmental licensing of WSS and SSS, from 1981, when the PNMA was established, until June 2021.

The following legal texts, available on the Legislation Portal, were analysed: Federal Constitution, Ordinary Laws, Complementary Laws and Decrees. In addition, the Normative Resolutions of the National Environment Council (Conama) and PB 2159/2021¹ were also analysed, available on the Conama² website and at the Chamber of Deputies, respectively.

The screening of documents was carried out in two parts. First, a manual selection was made by reading the syllabus of the texts in a search for legislation that had links with the issues and keywords: environmental licensing, EIA, water, sanitation, WSS and SSS. Then, a filter applied to this sample allowed excluding legislation and resolutions that had no direct relationship with the protection of water resources or regulation of the environmental licensing of WSS and SSS.

Thus, the legal documents selected were: the Federal Constitution of 1988, four ordinary laws, a supplementary law, six Conama resolutions and an interministerial decree. The selected legislation and syllabus, which are part of the legal structure for licensing and protecting water resources at the Brazilian federal level, are summarised in Table 1.

Table 1 | Legislation and menus of the legal framework for licensing supply and sanitary sewage systems.

Legislation	Syllabus
Law No. 6.938/1981	Enact the National Environmental Policy, its purposes and mechanisms of formulation and application, and other provisions.
Decree 88.351/1983 (Revoked)	Regulates Law No. 6,938, of August 31, 1981, and Law No. 6,902, of April 27, 1981, which provide, respectively, on the National Environmental Policy and the creation of Ecological Stations and Environmental Protection Areas, and other provisions.
Conama Resolution 01/1986	Enact for basic criteria and general guidelines for environmental impact assessment.
Conama Resolution 20/1986 (Revoked)	Establishes the classification of fresh, brackish and saline waters in the National Territory.
Federal Constitution of 1988 Chapter VI	Establishes the classification of fresh, brackish and saline waters in the National Territory.
Law No. 9.433/97	Establishes the National Water Resources Policy, creates the National Water Resources Management System, regulates item XIX of art. 21 of the Federal Constitution, and amends art. 1 of Law No. 8,001, of March 13, 1990, which modified Law No. 7,990, of December 28, 1989.
Conama Resolution 357/2005	Enacts the classification of bodies of water and environmental guidelines for their classification and establishes the conditions and standards for the release of effluents and other measures.
Conama Resolution 377/2006	Provides rules for simplified environmental licensing of Sanitary Sewage Systems.

Legislation	Syllabus
Law No. 11.445/2007	Establishes national guidelines for basic sanitation; creates the Interministerial Committee on Basic Sanitation; amends Laws 6,766, of December 19, 1979, 8,666, of June 21, 1993, and 8,987, of February 13, 1995; and revokes Law No. 6,528, of May 11, 1978. (Writing by Law No. 14,026, of 2020).
Conama Resolution 396/2008	Provides rules for the classification and environmental guidelines for classifying groundwater and other provisions.
Decree No. 7.217/2010	Regulates Law No. 11,445, of January 5, 2007, establishing national guidelines for basic sanitation and other provisions.
Conama Resolution 430/2011	Provides rules for the conditions and standards for the release of effluents, complements and amends Resolution No. 357, of March 17, 2005, of the National Council for the Environment-Conama.
Complementary Law No. 140/2011	Establishes rules under the terms of items III, VI and VII of the caput and the sole paragraph of Art. 23 of the Federal Constitution, for cooperation between the Union, the States, the Federal District and the Municipalities in administrative actions arising from the exercise of standard competence related to the protection of remarkable natural landscapes, the protection of the environment, the fight against pollution in any of its forms and the preservation of forests, fauna and flora; and amends Law No. 6,938, of August 31, 1981.
Interministerial Ordinance No. 60/2015	Establishes administrative procedures that govern the performance of federal public administration bodies and entities in environmental licensing processes within the competence of the Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources – Ibama.
Law No. 14,026, of July 15, 2020	Updates the legal framework for basic sanitation and amends Law No. 9,984, of July 17, 2000, to give the National Water and Basic Sanitation Agency (ANA) the authority to edit reference standards on the sanitation service, Law No. 10,768, of November 19, 2003, to change the name and attributions of the position of Specialist in Water Resources, Law No. Art. 175 of the Federal Constitution, Law No. 11,445, of January 5, 2007, to improve the structural conditions of basic sanitation in the country, Law No. 12,305, of August 2, 2010, to address the deadlines for the environmentally adequate final disposal of tailings, Law No. 13,089, of January 12, 2015 (Metropolis Statute), to extend its scope of application to microregions, and Law No. 13,529, of December 4, 2017, to authorise the Union to participate in for the sole purpose of financing specialised technical services.

Source: Prepared by the authors.

The data analysis uses the information extracted from the selected legal documents and compared with the forecasts of the processed PB in the Federal Senate (PB 2159/2021). The topics covered during the review of the documents use the comparison criteria.

3 BRIEF HISTORICAL REVIEW OF LEGISLATION

The first legal texts providing environmental licensing and EIA in the Brazilian territory appeared in the 1970s when some states began to mention and apply EIA in their legislation and licensing processes (SÁNCHEZ, 2013). Also, in this period, the World Bank began to require EIA for financing large hydroelectric projects (FONSECA; RESENDE, 2016). However, at the national level, the first legal framework for environmental licensing occurred in 1981, when Law 6,938/1981 was enacted, establishing the PNMA, creating the National Environment System (Sisnama), and instituted environmental licensing and the EIA in Brazilian federal laws.

The Law 6,938/1981 was put into practice in 1983 when Decree 88,351/1983 began to regulate environmental licensing and the responsibilities of PNMA participating members in the process of licensing and generating standards. This decree established the primary responsibility of the states to undertake the licensing processes and the federal government to act in a supplementary way.

Specific EIA and licensing regulations began to appear in 1986 when the National Environment Council (Conama) approved the first Resolution with guidelines for EIA (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). The Conama Resolution 01/1986 brought the first list of activities that modify the environment depending on an environmental impact statement (EIS) and the respective environmental impact report (EIR). This Resolution included hydraulic works, such as sanitation dams, sewer collectors, and outfalls. In addition, the Conama Resolution 20/1986 defined the classifications of fresh, brackish and marine waters to establish a parameter for the values to follow in the environmental licensing of enterprises that use these waters.

The resolutions for framing water bodies were inserted in Conama's resolute framework at other times. For example, in 2005, Resolution 357/2005 revoked Resolution 20/1986, presenting a new classification for bodies of water and conditions for effluent discharge. In 2008, Resolution 396/2008 also established the framework for groundwater and, in 2011, Resolution 430/2011 complemented and updated the conditions and standards for launching Resolution 357/2005.

This set of resolutions on the classification of bodies of water and guidelines formed a framework of criteria that currently make up the water resources pollution-control system and guide the elaboration of WSS and SSS projects, which need observation in the licensing of these projects. The parameters adopted in these resolutions are considered rigid compared to those of other countries, but improvements are still pending, such as the insertion of effluent discharge limits based on industrial activities, based on fixed standards today (VEIGA; MAGRINI, 2013).

In 1988, environmental legislation gained higher notoriety with the inclusion of Chapter VI, focused on the environment, in the Federal Constitution. Article 225 was included in this chapter, which also mentions the EIA required to install work or activity potentially causing significant degradation of the environment. This article, which also guarantees the right to an ecologically balanced environment and an essential asset to a healthy quality of life, was strongly influenced by the international moment (TAMBELLINI, 2012) and sought to comply with the Stockholm Declaration of 1972, a letter that exposes the concerns and guidelines for world environmental preservation (SCHIAVO; BUSSINGUER, 2020). The Constitution also assigned legislative powers, dividing responsibilities for the environment between the Union, states, and municipalities, but lacking specification.

In 1997, it came to the water to gain legislative attention with Law No. 9,433/97, which created the National Policy on Water Resources (PNRH). The PNRH is a landmark for the environmental planning of water resources; however, since the 1980s, it has not had any integrated planning of the sectors that used this resource (TUCCI, 2005). This policy has the National Water Resources Council (CNRH) as one of the managers and the granting of water use as an instrument of control and planning (DE SOUZA ABESSA; AMBROZEVICIUS, 2020). The grant is usually required in a manner linked to the licensing process for activities that use water resources, such as WSS and SSS, and, like the environmental license, is expected to guarantee environmental preservation.

In 2007, Law N°. 11,445/2007 was enacted, referring to the Federal Basic Sanitation Policy (PFSB). The PFSB regulation made by the Decree No. 7,217/2010 creates a relationship between this policy, the PNMA and the PNRH determining that Conama and the CNRH establish norms for the licensing of sanitation services. In this way, the policies complement each other and create an integrated political ordering among their participating bodies. However, policies still lack coordination, including those under the same governmental body, such as the PNMA and PNRH (GRANGEIRO, 2020).

The Law that instituted the PFSB also instructed licensing bodies to consider efficiency steps with progressive targets to achieve the environmental standards established in the legislation. It also determined that streamlined licensing procedures for sanitary sewage treatment units can be established. The Conama Resolution 377/2006 established criteria for this licensing, defining the maximum values of flow or population served for which simplified licensing must be applied. For

transport units, these maximum values are 1000 L/s, and for treatment units, up to 400 L/s or 250,000 inhabitants served.

Streamlining EIA processes are widely used worldwide, used for procedural terms for the application of the instrument, which aims to adapt the analysis procedures to the expected level of expected impact (GASPAR; SANTOS; SOUZA, 2020). However, it should be applied with caution, considering that its use in an unlimited way can result in oversimplified processes that shorten deadlines and procedural steps, but with potentially harmful environmental results (ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, 2021).

In 2011, the Complementary Law 140/2011 finally specified the powers of federal entities established in 1988 for environmental licensing, leading to an increase in the participation of municipalities in licensing (NASCIMENTO; ABREU; FONSECA, 2020). From this Law, the states gain the competence to license WSS and SSS, and this function could be delegated to the municipalities in a case where impacts affect only the local area.

The most recent legislation on the subject was the Interministerial Ordinance N°. 60 of 2015, which regulated the actors' participation in the process. According to the Ordinance, they may be called upon to participate in preparing a term of reference, giving an opinion on the information presented in environmental studies and monitoring compliance with the conditions and measures required in the environmental licenses. Each of these actors is responsible for (BRAZIL, 2015):

- I. in the case of Funai³, the assessment of impacts caused by any activity or undertaking on indigenous lands, and the assessment of the adequacy of proposals for control and mitigation measures resulting from these impacts;
- II. in the case of FCP⁴, the assessment of impacts caused by any activity or undertaking on quilombo land, and the assessment of the adequacy of proposals for control and mitigation measures resulting from these impacts;
- III. in the case of Iphan⁵, the assessment of impacts caused by any activity or undertaking on the safeguarded cultural assets referred to in this Ordinance, and the assessment of the adequacy of the proposals for control and mitigation measures resulting from these impacts; and
- IV. in the case of the Ministry of Health, the assessment and recommendation around impacts on risk factors for the occurrence of malaria cases, if the activity or enterprise is located in risk areas or endemic for Malaria.

4 IMPLICATIONS OF ENVIRONMENTAL LICENSING LAW FOR WSS AND SSS

In recent years, claimed legal changes aimed at improving and accelerating the environmental licensing process gained extensive discussions at a political and business level (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). The demands of these groups press for the review of licensing and often seek simplifications of environmental legislation and the licensing process (BRAGAGNOLO, 2017; FONSECA; RODRIGUES, 2017). These discussions culminated in a bill that aims to unify a part of the primary environmental licensing laws and regularise several points of divergence between environmental agencies. A 2004 PB was discussed and approved in the Brazilian Chamber of Deputies in this context.

The second context that emerged politically concerns the moment of setback and dismantling in the Brazilian environmental legislation, driven by the current government (ATHAYDE *et al.*, 2022; FERRANTE; FEARNESIDE, 2019; SIQUEIRA-GAY *et al.*, 2020). This process followed facts of a dubious nature built on the precarious methodology that influence policy within the Brazilian Congress and "technically" support the ongoing environmental dismantling (RAJÃO *et al.*, 2022).

The PB 3729/2004, renumbered in the Senate PB 2159/2021, despite not being recent, adopted new proposals and is quite different from the previous one proposed in 2004 regarding the changes and insertions made since it was first presented. The PB has a broad scope with another 23 bills formulated between 2004 and 2017 and has gone through five substitutes between June 2019 and May 2021. The last of the substitutes, despite the strong rejection of society – in the poll about the bill made available by the Chamber of Deputies, 95% of the population rejected the bill (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2022) – and the academic community, which was against the text (RUARO; FERRANTE; FEARNESIDE, 2021; SÁNCHEZ; FONSECA; MONTAÑO, 2019). Nevertheless, the bill was approved by more than 70% of the votes and forwarded to the Senate on May 13, 2021.

Some of the fundamental and controversial aspects of the PB remain to the potential to significantly influence the EIA and regulation of WSS and SSS projects. For example, the release of licensing for some projects will allow the issuance of a license by adhesion and commitment (LAC), which will be obtained automatically over the internet, without technical analysis by environmental agencies (RUARO; FERRANTE; FEARNESIDE, 2021).

In this way, the bill goes in the opposite direction of what the academic literature and scientific debates have pointed out over time as necessary (ATHAYDE *et al.*, 2022; BOND *et al.*, 2014; ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, 2021).

The problem for WSS and SSS projects can be even more significant, as the PB intends to extinguish this type of project licensing. Table 2 illustrates the comparison between the current regulation and the one foreseen in the PB, emphasising the changes for these types of projects.

Table 2 | Comparison between the applicable legislation for environmental licensing today and the foreseen one with the General Environmental Licensing Law for WSS and SSS projects.

	<i>Legislation in force to date</i>	<i>With the proposal of PB 2159/2021</i>
Licensing requirement for WSS and SSS	Mandatory (BRAZIL, 1986) (BRAZIL, 1997) SSS – “a) works of trunk collectors; b) interceptors; c) elevators; d) treatment plants; e) emissaries; and f) final disposal” (BRAZIL, 1988). WSS – “Capture works whose flow is above 20% of the minimum flow of the supply source at the point of capture and that modify the physical and/or biotic conditions of water bodies” (BRAZIL, 1988).	Not requestable ⁶
Simplification forecast for WSS and SSS	SSS – Simplified licensing applies to transport and treatment units up to 1000l/s and 400l/s or 250,000 inhabitants, respectively. (BRAZIL, 2006). WSS – Licensing of effluents generated in water treatment should be simplified. It is up to the licensing bodies to define the criteria (BRAZIL, 2007).	In Article 10, simplified environmental licensing is ensured for all basic sanitation activities when licensing is required. However, exceptional cases must be justified.
Licensing responsibility for WSS and SSS	The responsibility is state-wide and can be delegated to municipalities when there is a local impact, except in the cases provided for in Complementary Law 140/2011, when they may be the responsibility of the Union. (BRAZIL, 2011).	Law 140/2011 continues to be valid for determining competencies.

	<i>Legislation in force to date</i>	<i>With the proposal of PB 2159/2021</i>
Licensing Rites	States are free to define environmental licensing rites and issue different licenses (BRAZIL, 2011; BRAZIL, 1988).	The license types have been defined and are: For ordinary three-phase licensing, LP, LI and LO merged into one for two-phase licensing and LAU for simplified single-phase licensing. LAC and corrective operating license can also be issued. Other specific licenses can be defined by the normative act respecting Law 140/2011.
Actors involved	It provides public participation through public hearings (BRAZIL, 1997; BRAZIL, 1986). Different public authorities may be called upon to participate in the process depending on the area in which each project is affected (BRAZIL, 2015): Fundação Nacional do Índio; National Health Foundation; Palmares Cultural Foundation; National Historical and Artistic Heritage Institute; ICMBio or body responsible for managing a protected area (BRAZIL, 2010)	It defines the forms of public participation in: "I – public consultation; II – taking technical subsidies; III – participatory meeting; IV – public hearing". The participation of public power entities is maintained, despite not explicitly mentioning which entities are. Limitations on participation were also included. Among them: the influence distance is predetermined, no longer being defined in the EIA process; the cases in which these entities must act have been redefined and are more restrictive; Failure to comply with the bodies' manifestation deadline does not prevent the progress of the environmental licensing process.
Environmental studies for WSS and SSS	EIS and EIR for more complex cases. In the case of simplification: SSS – Simplified environmental studies may be required (BRAZIL, 2006). WSS – It is up to the licensing body to determine the required documents (BRAZIL, 2011).	EIS and EIR are exceptions. The licensing authority must determine the technical documents required in the process.
Other applicable legal instruments for WSS and SSS	SSS - Granting the right to use water resources to release treated effluent (BRAZIL, 1997). WSS – Granting the right of use for capture (BRAZIL, 1997).	Grants continue to be mandatory outside the environmental licensing process, but only the grant for releasing the treated effluent from the ETE is specified in the PL.

Prepared by the authors.

The federal bill provides significant changes on the licensing requirement topic previously delegated to the states, including excerpts from the PB mentions in the Art. 4:

§ 1 The federative entities must define the typologies of activities or undertakings subject to environmental licensing, respecting the attributions provided by the Complementary Law No. 140, of December 8, 2011, updated whenever necessary and observing the provisions of Arts. 8 and 9 of this Law.

The Complementary Law 140 and its regulations follow the provisions of the Federal Constitution, and they do not include the WSS and SSS as the responsibility of the Federal or the municipalities,

leaving the states with the residual competence to determine the licensing rites of these typologies, including requirement criteria of EIS and license waiver. It raises the question of whether this exclusion of WSS and SSS from the environmental licensing list would be extrapolating federal regulatory powers and overlapping state decision-making powers, also infringing the legality of the text. The abstract waiver of environmental licensing for projects potentially harmful to the environment is considered unconstitutional by the STF, given the principle of prohibition of inadequate protection (ANPR, 2021).

Furthermore, the Federal Constitution advocates in Article 225 the competence of the Union for issuing general rules on environmental protection, which must be in line with the principles of prevention and precaution. However, when declaring the unenforceability of licensing of WSS and SSS, the State assumes that such activities would not, as a rule, be potential causes of environmental impact, which may not correspond to reality (ANA, 2019; HELLER; PÁDUA, 2016).

Aiming to comply with the principles of prevention and precaution fixed by the Brazilian Law, it is necessary that criteria for the circumstances of unenforceability of licensing are determined, ruling out arbitrariness and the risk of generating irreversible damages. The states define these criteria and are indicated with technical support by the Conama resolutions. However, even in the case of enterprises, such as the WSS and SSS, which are fundamental for society, this essentiality should not override the need to assess the environmental impacts, nor promote speed in the licensing processes under the same argument, given the potential to cause environmental impacts. The EIA processes have provided an adoption of quick procedures compatible with the importance of specific projects (BOND *et al.*, 2014; ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, 2021), but without a burden to reveal significant impacts to the environment due to the lack of appropriate environmental licensing supported by EIA.

In addition to the change in the licensing requirement for the WSS and SSS, public participation could be the most impacted, mainly due to the default area of influence, which determines when an authority should be convened. The estimated distance for unspecified projects, such as WSS and SSS, and not subject to EIS is only 2 km in the Amazon and 1 km in other Brazilian biomes. However, when an EIS is required, the distance reaches 3 and 1km, respectively, according to the Annex in the PB.

The concept of an area of influence is a complex topic and insufficiently addressed in the Conama Resolution 01/1986, which defines it, in the EIS, as the area of the hydrographic basin where the project is located, which in practice is not always adopted (SANTOS; FONSECA, 2016). Currently, the definition of the area of influence is carried out during the EIA process and presents several difficulties, mainly regarding the lack of clarity, standardisation and scarcity of criteria to define it (BORIONI; GALLARDO; SÁNCHEZ, 2017; FONSECA; BITAR, 2012; ROCHA; WILKEN, 2020).

The predefinition of the influence area adopted in the PB can be an attempt to solve these problems. However, it ends up being arbitrary and harmful in the case of projects that tend to cause environmental impacts over wider areas. Furthermore, this arbitrariness should affect the WSS and SSS projects associated with impacts on water bodies that tend to extrapolate the space delimited in the PB.

Regarding public participation, the literature clarified the risk of decreasing the participation of indigenous peoples and quilombolas (people who live in quilombo land) in licensing (FERRANTE; FEARNside, 2019; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2021; SIQUEIRA-GAY *et al.*, 2020). Also noteworthy is the exclusion of lands that have not yet been legally demarcated as indigenous land and will not be entitled to mitigation and compensation for socio-environmental impacts (ATHAYDE *et al.*, 2022).

The other characteristics of the WSS and SSS licensing, such as the competence to license, the required rites and licenses and the requested environmental studies, would undergo few changes with the proposed new regulation, given that the procedural definitions would be in charge, mainly, of the states, as currently envisaged. Simplification of the licensing process would be guaranteed in the Law, as is also provided for in existing provisions. However, specific cases that diverge from the rule must be justified. This shows the inconsistency of the PB to eliminate the licensing of two types of

projects that have the rule of simplifying and facilitating their development. The proposed rule has also neglected that these regulations provide measures proportional to the size and degrading potential of the projects, such as the Conama Resolution 377/2006, which has explicitly simplified procedures for sanitary sewage projects.

5 FINAL CONSIDERATIONS

The environmental licensing of the water supply (WSS) and sanitary sewage (SSS) systems, based on the analysis of the legislation launched since the 1981 PNMA, are emerged into a broad framework of legal and administrative basis. This framework follows guidelines built from the increased complexity of regulatory apparatus, assessment criteria and environmental control tools.

An essential contribution to this framework is the release of objective norms, especially the Conama Resolutions 357/2005, 20/1986, 396/2008 and 430/2011 that established criteria for the classification of bodies of water and provided technical support with the direction of the WSS and SSS environmental licensing.

The National Water Resources Council (CNRH) also presents resolutions and instruments supporting the WSS and SSS decision-making, such as the grant, an environmental planning tool, and complements environmental licensing.

These concerns become even more relevant given the need to increase the number of the WSS and SSS projects to cover the gap in serving the population in the coverage of environmental sanitation in Brazil.

The current proposal for a General Licensing Law (PB 2159/2021) entails contradictions to the legal framework for licensing by excluding the licensing of the WSS and SSS projects. The bill ignores the resolutions and laws presented built in the past that also provide means for streamlining sanitation projects. It also ignores that the states can define their simplified licensing procedures and adopt strategies tailored to each project's potential impact.

The points that will change with the PB in the way it is proposed refer to:

- No licensing requirement for the WSS and SSS as a rule; currently, these systems are subject to licensing, and the non-enforceability criteria are defined by the states, when applicable;
- Delimitation of the area of influence that will reduce the scope of public participation in the licensing and the receipt of environmental compensation by communities and conservation units possibly affected; this delimitation occurs during the EIA process;
- The simplification of environmental licensing becomes a rule for sanitation projects; today, there are criteria proposed by the Conama to guide when these projects should be simplified, but it is up to the states to ratify or define their own rules.

The exclusion of environmental licensing from the WSS and SSS can protect licensing processes and litigation between states and proponents, as discussed in a technical note by the National Association of Attorneys of the Republic (ANPR, 2021). Nevertheless, ultimately, it may result in questioning its constitutionality, based on statutory environmental principles of prevention and precaution and the overlapping of regulatory powers between federative entities.

Contradictory consequences with the changes provided by this Law can happen, regarding the provisions of the legal framework for sanitation, such as speeding up the approval of the expansion of projects in the sector. Some of the contradictory issues possibly caused by the Law are the delay in building these WSS and SSS, considering that states can legislate on the matter and provide for the licensing of these

typologies, differing from what is in the proposed Law; and damage to the environment that can also lead to protection of decision-making processes in the light of action by the Public Ministry.

For future works, we recommend exploring continuous updating of these changes in the bill, now in the Senate, and the analysis of the Law after approval. It is also recommended to study the relationship of this PB with other Laws that are being approved in this period of release of environmental legislation, such as the New Sanitation Marco, Law N°. 14.026/2020; mainly due to the contemporaneity of this issue and mutual relationship with water resources and sanitation.

NOTES

1 | Available at: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/>

2 | The original text approved by the Chamber of Deputies without amendments by the Senate was used.

3 | Available at: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/>

4 | Available at: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=257161>

5 | National Indigenous Foundation

6 | Palmares Culture Foundation – Represents afro-descendants living in quilombos.

7 | National Institute of Historic and Artistic Heritage.

8 | Although the text of the article makes explicit the non-requirement of licensing for the projects of water treatment and sewage stations and systems, there are contradictions in Art. licensing of states and with previous regulations, such as Complementary Law 140/2011, which allows states to legislate on this topic.

9 | ICMBio, the agency responsible for protecting the conservation areas, has a peculiarity concerning the other intervening bodies as it is one of the governmental executing bodies of the PNMA and its participation in licensing, when necessary, has veto power. In addition, their involvement in licensing is presented in the PNMA, while the other bodies are dealt with in Interministerial Ordinance No. 60, of March 24, 2015.

ACKNOWLEDGMENT

The first author gratefully acknowledges the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq grant #133626/2020-2) for the support to this research and the second author, the State of São Paulo Research Foundation (Fapesp – grant #2019/ 18988-9) and CNPQ grant #303542/2020.

REFERENCES

ANA, A. N. D. Á. Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil. **Agência Nacional de Águas**, Brasília, p. 75, 2019.

ANPR. Nota Técnica Associação Nacional dos Procuradores da República N. 002/2021 - UC. **Nota técnica sobre o Projeto de Lei N. 2.159/2021**, Brasília, 2021.

ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 1-7, 2022.

BOND, A. *et al.* Impact assessment: eroding benefits through streamlining? **Environmental Impact Assessment Review**, n. 45, p. 46-53, 2014.

BORIONI, R.; GALLARDO, A. L. C. F.; SÁNCHEZ, L. E. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 35, n. 3, 2017.

BRAGAGNOLO, C. E. A. Streamlining or sidestepping? Political pressure to revise environmental licensing and EIA in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 65, p. 86-90, 2017.

BRAZIL. **Decreto N. 88.351, de 1º de Junho de 1983**. Regulamenta a Lei nº

6.938, de 31 de agosto de 1981, e a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e dá outras providências. Brasília, 1983. Available at: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-88351-1-junho-1983-438446-publicacaooriginal-1-pe.html>.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama Nº 001, de 23 de janeiro de 1986**, 1986.

BRAZIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988**, Brasília, 1988. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Access in: 2 jul. 2020.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama N. 5, de 15 de junho de 1988**, 1988.

BRAZIL. **Lei N. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Brasília, 1997.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama N. 237, de 19 de dezembro de 1997**, 1997.

BRAZIL. **Projeto de Lei 3.729, de 8 de junho de 2004**. Brasília, 2004. Available at: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=257161>. Access in: 31 out. 2021.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama Nº 357, de 17 de março de 2005**, Brasília, 2005.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama n. 377, de 9 de outubro de 2006**, 2006.

BRAZIL. **Lei N. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Brasília, 2007. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama N. 396, de 3 de abril de 2008**, Brasília, 2008.

BRAZIL. **Decreto N. 7.272, de 25 de agosto de 2010**. Regulamenta a Lei n. 11.346, de 15 de setembro de 2006, que cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional - Sisan com vistas a assegurar o direito humano à alimentação adequada. Institui a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional, Brasília, 2010.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama N. 428, de 20 de dezembro de 2010**, Brasília, 2010.

BRAZIL. **Lei Complementar n. 140, de 8 de dezembro de 2011**. Brasília, 2011.

BRAZIL. **Resolução Conama N. 430, de 13 de maio de 2011**. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama, Brasília, 2011.

BRAZIL. **Portaria Interministerial Nº 60, de 24 de março de 2015**. Brasília, 2015.

BRAZIL. **Lei N. 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei N. 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento. Brasília, 2020.

BRAZIL. **Relatório Plano Nacional de Saneamento básico – Plansab.** Ministério das Cidades. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, DF, março 2020. Available at: http://www.urbanismo.mppr.mp.br/arquivos/File/plansab_texto_aprovado.pdf. Access in: 1 out. 2019.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Enquete do PL 3729/2004, 2022. Available at: <https://forms.camara.leg.br/ex/enquetes/257161/resultado>. Access in: 1 fev. 2022.

DE SOUZA ABESSA, D. M.; AMBROZEVICIUS, A. P. **Government initiative and policies on water conservation and wastewater treatment in Brazil**, p. 215-231, 2020.

ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, A. Simplified environmental impact assessment processes: review and implementation proposals. **Environmental Impact Assessment Review**, 2021.

FERRANTE, L.; FEARNside, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261-263, 2019.

FONSECA, A.; RESENDE, L. Boas práticas de transparência, informatização e comunicação social no licenciamento ambiental brasileiro: uma análise comparada dos websites dos órgãos licenciadores estaduais. **Engenharia Sanitária e Ambiental (On-line)**, v. 16, p. 295-306, 2016.

FONSECA, A.; RODRIGUES, S. E. The attractive concept of simplicity in environmental impact assessment: perceptions of outcomes in southeastern Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 67, p. 101-107, nov. 2017.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-97, 2017.

FONSECA, W.; BITAR, O. Y. Critérios para delimitação de áreas de influência em estudos de impacto ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL E II CONFERÊNCIA DA REDE DA LÍNGUA PORTUGUESA DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS. **Anais [...]**, 2012.

GASPAR, C.; SANTOS, S. M. D.; SOUZA, M. M. P. D. Boas práticas em estudos ambientais para processos simplificados de avaliação de impacto ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 53, p. 227-249, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v53i0.62244>.

GRANGEIRO, E. L. D. A. Integração de políticas públicas no Brasil: o caso dos setores de recursos hídricos, urbano e saneamento. **Cadernos Metrôpole**, São Paulo, v. 22, n. 48, p. 417-434, 2020.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. D. **Abastecimento de água para consumo humano**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 2016.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. Câmara aprova texto principal de projeto que praticamente acaba com licenciamento ambiental [WWW Document], 2021. Available at: <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/camara-aprova-texto-principal-de-projeto-que-praticamente-acaba-com-licenciamento-ambiental>. Access in: 1 fev. 2022.

LEITE, M. D. S. *et al.* O Novo Marco do Saneamento (Lei Federal N. 14.026 de 2020) e os possíveis impactos nos pequenos municípios brasileiros. **Research, Society and Developmen**, v. 10, n. 9, 2021. ISSN ISSN 2525-3409.

NASCIMENTO, T.; ABREU, E. L.; FONSECA, A. Descentralização do Licenciamento e da Avaliação de Impacto

Ambiental no Brasil: regulação e estudos empíricos. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 23, 2020. ISSN ISSN 1809-4422.

RAJÃO, A. R. *et al.* The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. **Biological Conservation**, 2022.

ROCHA, K. C.; WILKEN, A. A. P. Áreas de Influência em Estudo de Impacto Ambiental em Minas Gerais. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 14, n. 1, p. 134-146, 2020.

RUARO, R.; FERRANTE, L.; FEARNside, P. M. Brazil's doomed environmental licensing. **Science**, v. 372, n. 6546, p. 1049-1050, 2021.

SÁNCHEZ, L. E. Development of Environmental Impact Assessment in Brazil. **UVP Report**, v. 27, p. 193-200, 2013.

SÁNCHEZ, L. E.; FONSECA, A.; MONTAÑO, M. **Nota Técnica – Proposta de Lei Geral do Licenciamento Ambiental: análise crítica e propositiva da terceira versão do projeto à luz das boas práticas internacionais e da literatura científica.** School of Environment, Resources and Sustainability/University of Waterloo, Waaterloo (Canadá), 2019. Available at: <https://www2.camara.leg.br/atividade-legislativa/comissoes/grupos-de-trabalho/56a-legislatura/licenciamento-ambiental/documentos/manifestacoes-recebidas/2019-08-02-abai-nota-tecnica-3a-versao>.

SANTOS, E. M.; FONSECA, A. Áreas de influência em estudos de impacto de grandes projetos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO. **Anais [...]**, v. 3, p. 142-153, 2016.

SCHIAVO, V. R.; BUSSINGUER, E. C. D. A. El licenciamiento ambiental como política pública y el poder de las empresas. **Opinión Jurídica**, v. 19, n. 38, p. 83-98, 2020.

SIQUEIRA-GAY, J. *et al.* Proposed legislation to mine Brazil's Indigenous lands will threaten Amazon forests and their valuable ecosystem services. **One Earth**, v. 3, n. 3, p. 356-362, 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Componentes do SNIS**, 2019. Available at: <http://www.snis.gov.br/componentes/menu-snis-componente-agua-e-esgotos>. Access in: 15 out. 2021.

TAMBELLINI, A. T. Environmental Licensing in Brazil-an emerging country and power. **Ciencia & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1399-1403, 2012.

TRATA, B. Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento no Brasil. **Ex ante Consultoria Econômica**, 2018.

TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento institucional dos recursos hídricos no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina (Rega)**, v. 2, n. 2, p. 81-93, 2005.

VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. A cross-sectional analysis of Brazil's water pollution control regulation: suggestions based on the usa regulation. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v. 8, n. 4, p. 537-548, 2013.

WHO. WHO Water, Sanitation and Hygiene strategy 2018-2025. **World Health Organization (WHO/CED/PHE/WSH/18.03)**, Geneva, 2018.

Implicações do novo Marco do Licenciamento sobre a avaliação de impacto de sistemas de água e de esgoto

*Implications of a new licensing framework on the impact
assessment of water and sewage systems*

Izabel Freitas Brandão ¹

Amarilis Lúcia Casteli Figueiredo Gallardo ²

¹ Mestrado em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, SP, Brasil
E-mail: izabelfbrandao@usp.br

² PhD in Engineering, Associate Professor,
University of São Paulo/University of Nove de Julho, São Paulo, SP, Brazil
E-mail: amarilisgallardo@usp.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40610

Received: 01/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

Um projeto de lei em trâmite no Senado brasileiro pode modificar profundamente as características e a prática do licenciamento ambiental no Brasil, retirando a obrigatoriedade de licenciamento para determinados projetos, entre eles os de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Este estudo bibliográfico e documental tem por objetivo analisar temporalmente o desenvolvimento das legislações específicas de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e licenciamento ambiental desses dois tipos de projeto e comparar com as alterações previstas na nova Lei de Licenciamento. O trabalho pauta-se na identificação e análise de normas e documentos legais específicos que compõem o atual quadro regulatório de licenciamento e as alterações previstas no Projeto de Lei. A flexibilização e exclusão do licenciamento ambiental, sem um devido rigor científico, ignoram a importância desse instrumento para a integração da variável ambiental na tomada de decisão. Ademais, podem causar prejuízos ao ambiente diante da necessidade de ampliação dos sistemas de abastecimento de água e saneamento.

Palavras-chave: Avaliação de impacto ambiental. Água. Saneamento. Abastecimento de água. Desenvolvimento sustentável.

ABSTRACT

A bill pending in the Brazilian Senate may change profoundly the characteristics and practice of environmental licensing in Brazil, including removing the obligation to obtain an environmental license for specific projects, such as those related to water supply and sanitary sewage. This timely bibliographical and documental study aims to analyse the development of specific legislation on environmental impact assessment (EIA) and environmental licensing of these two types of projects and compare them with the changes provided by the proposed Licensing Law. The work uses the identification and analysis of specific rules and legal documents that make up the current regulatory framework for licensing and the changes provided by the bill. The flexibility and exclusion of environmental licensing, without scientific rigour, ignore the importance

of this instrument for environmental integration into decision-making. Furthermore, projects could damage the environment without such analysis due to the need to expand water supply and sanitation systems.

Keywords: Environmental impact assessment. Water. Sanitation. Water supply. Sustainable development.

1 INTRODUÇÃO

O licenciamento ambiental e a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) são instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) regulados e implementados por um extenso quadro legal e institucional que atravessa um momento de criticismo por parte de diversos atores envolvidos em seu funcionamento (BRAGAGNOLO, 2017; FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Nesse contexto, um projeto de lei (PL) em trâmite no Senado Federal (PL 3.729/2004 que foi renumerado no Senado para PL 2159/2021) pode modificar profundamente as características e a prática de licenciamento ambiental no Brasil, simplificando ou retirando sua obrigatoriedade para determinados projetos, como os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e de Esgotamento Sanitário (SES).

Atualmente, 83,7% da população brasileira é atendida por rede pública de abastecimento de água e apenas 54,1% por coleta de esgoto (SNIS, 2019), revelando uma insuficiência no atendimento desses serviços à população e uma demanda urgente de ampliação.

Esses empreendimentos são prioritários e essenciais, mas podem associar impactos ambientais, inclusive significativos, sendo potencialmente poluidores de recursos hídricos. Os SAA e SES apresentam uma relação ambígua com o meio ambiente, pois ao mesmo tempo que são necessários para a saúde e a dignidade humana (WHO, 2018), fazem uso consuntivo da água e podem gerar efeitos adversos ao meio ambiente (ANA, 2019; HELLER; PÁDUA, 2016).

Os SAA e SES recentemente foram objeto de outra legislação que guarda intrínseca relação com o meio ambiente. Em 2020, foi promulgada a Lei do Marco Legal do Saneamento, Lei nº 14.026/2020, com objetivo de facilitar o investimento do setor privado e, conseqüentemente, aumentar o número de iniciativas de SAA e SES. Leite *et al.* (2021) destacam que essa legislação pode acelerar o processo de privatização e centralizar alguns poderes decisórios em relação à prestação de serviços, além de prejudicar o alcance do saneamento em municípios menores.

Em um cenário de modificação de marcos regulatórios, explorar o alcance das legislações específicas que compõem o arcabouço legal prévio às alterações propostas permite discutir o que deveria ser mantido e o que poderia ser alterado em face das peculiaridades e o potencial de impacto de cada tipo de projeto. Assim, este trabalho tem por objetivo analisar o desenvolvimento das legislações específicas de AIA e licenciamento ambiental dos projetos de SAA e SES e de proteção aos recursos hídricos, em comparação com as alterações previstas na proposta de Lei de Licenciamento.

Desse modo, espera-se contribuir com evidências para a discussão técnica das potenciais interações do novo Marco Legal do Saneamento e da nova Lei do Licenciamento e suas implicações quanto ao afrouxamento das regras e até a exclusão dos projetos de SAA e SES do rol dos passíveis de licenciamento.

2 METODOLOGIA

Este estudo estrutura-se por meio de análise bibliográfica e documental de marcos legais sobre as regras de licenciamento ambiental, AIA no Brasil e proteção dos recursos hídricos no país.

Para a análise bibliográfica, foi feita uma busca nas principais bases de dados de artigos técnico-científicos de periódicos das bases eletrônicas Web of Science, Scopus, Scielo Brasil e Google Acadêmico, a partir

da integração das palavras-chave (também em inglês): avaliação de impacto ambiental; licenciamento ambiental; simplificação; SAA e SES. A busca foi não exaustiva, uma vez que não tinha a intenção de realizar uma análise bibliométrica do tema, mas sim de identificar trabalhos técnicos que permitam explorar em profundidade o objeto da pesquisa.

Para a análise documental, foram selecionadas leis e normas que determinam: os trâmites, objetivos, ferramentas e diretrizes em nível federal referentes ao licenciamento ambiental dos SAA e SES, desde 1981, quando foi instituída a PNMA, até junho de 2021.

Foram analisados os seguintes textos legais disponíveis no Portal da Legislação¹: Constituição Federal, Leis Ordinárias, Leis Complementares e Decretos. Foram também analisadas as Resoluções Normativas do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) e o PL 2159/2021², disponíveis no site do Conama³ e na Câmara dos Deputados⁴ respectivamente.

A triagem dos documentos foi realizada em duas partes. Primeiramente, foi feita uma seleção manual por meio da leitura das ementas, na busca de legislações que tivessem ligações com os temas e palavras-chaves: licenciamento ambiental, AIA, água, saneamento, SAA e SES. A essa amostra foi aplicado um filtro que permitiu excluir as legislações e resoluções que não apresentavam relação direta com a proteção de recursos hídricos ou regulação do licenciamento ambiental de SAA e SES.

Assim, os documentos legais selecionados na pesquisa são: a Constituição Federal de 1988, quatro leis ordinárias, uma lei complementar, seis resoluções do Conama e uma portaria interministerial. As legislações e ementas selecionadas, que fazem parte do arcabouço de licenciamento e proteção de recursos hídricos em nível federal, são resumidas no Quadro 1.

Quadro 1 | Legislações e ementas do arcabouço legal de licenciamento de sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

<i>Legislação</i>	<i>Ementa</i>
Lei 6.938/1981	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
Decreto 88.351/1983 (Revogado)	Regulamenta a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e dá outras providências.
Resolução Conama 01/1986	Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental.
Resolução Conama 20/1986 (Revogada)	Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional.
Constituição Federal de 1988 Cap VI	Do meio ambiente (Título).
Lei nº 9.433/1997	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
Resolução Conama 357/2005	Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

<i>Legislação</i>	<i>Ementa</i>
Resolução Conama 377/2006	Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário.
Lei nº 11.445/2007	Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. (Redação pela Lei nº 14.026, de 2020).
Resolução Conama 396/2008	Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.
Decreto nº 7.217/2010	Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências.
Resolução Conama 430/2011	Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama.
Lei Complementar 140/2011	Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os estados, o Distrito Federal e os municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981.
Portaria Interministerial n.º 60/2015	Estabelece procedimentos administrativos que disciplinam a atuação dos órgãos e entidades da administração pública federal em processos de licenciamento ambiental de competência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama.
Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020	Atualiza o Marco Legal do Saneamento Básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no país, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados.

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Para análise dos dados, as informações extraídas dos documentos legais selecionados foram comparadas com as previsões do PL que tramita no Senado Federal (PL 2159/2021), usando como base os tópicos abordados durante a revisão dos documentos.

4 BREVE REVISÃO HISTÓRICA DAS LEGISLAÇÕES

Os primeiros textos legais prevendo licenciamento ambiental e AIA em território nacional surgiram nos anos 1970, quando alguns estados começaram a mencionar e aplicar AIA em sua legislação e processos de licenciamento (SÁNCHEZ, 2013). Também nesse período, o Banco Mundial começou a exigir a AIA para financiamento de grandes empreendimentos hidrelétricos (FONSECA; RESENDE, 2016). No entanto, o primeiro Marco Legal do Licenciamento Ambiental, em nível nacional, aconteceu em 1981, quando foi promulgada a Lei 6.938/1981 que instituiu a PNMA, criou o Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) e instituiu o licenciamento ambiental e a AIA nas leis federais.

A Lei 6.938/1981 foi colocada em prática a partir de 1983, quando o Decreto 88.351/1983 passou a regulamentar o licenciamento ambiental e as responsabilidades dos membros participantes da PNMA, no processo de licenciar e gerar normas. Esse decreto estabeleceu a responsabilidade primária dos estados de conduzir os processos de licenciamento e do governo federal de atuar de forma complementar.

As regulamentações específicas de AIA e licenciamento começaram a ser criadas em 1986, ano em que o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) aprovou a primeira Resolução com diretrizes para a avaliação de impacto ambiental (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). A Resolução do Conama 01/1986 trouxe a primeira lista de atividades modificadoras do meio ambiente que dependem de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (Rima). Nessa Resolução foram incluídas obras hidráulicas, como barragens para saneamento, além de troncos coletores e emissários de esgotos sanitários. No mesmo ano, a Resolução do Conama 20/1986 definiu as classificações das águas doces, salobras e marinhas para estabelecer parâmetro para os valores a serem observados no licenciamento ambiental de empreendimentos que façam uso dessas águas.

As resoluções de enquadramento de corpos hídricos foram inseridas em outros momentos no quadro resolutivo do Conama. Em 2005, a Resolução 357/2005 revogou a Resolução 20/1986 apresentando nova classificação para corpos de água e condições de lançamento de efluentes. Em 2008, a Resolução 396/2008 estabeleceu o enquadramento também das águas subterrâneas e, em 2011, a Resolução 430/2011 complementou e atualizou as condições e padrões de lançamento da Resolução 357/2005.

Esse conjunto de resoluções sobre enquadramento de corpos de água e diretrizes formou um arcabouço de critérios que atualmente compõem o sistema de controle de poluição dos recursos hídricos e direcionam a elaboração de projetos de SAA e SES, devendo ser observados no licenciamento desses projetos. Os parâmetros adotados nessas resoluções são considerados rígidos em comparação aos de outros países, mas ainda pendentes de melhorias, como a consideração dos limites de descarga de efluentes baseados nas atividades industriais, que hoje se baseiam em padrões fixos (VEIGA; MAGRINI, 2013).

Em 1988, a legislação ambiental ganhou maior notoriedade com a inclusão do Capítulo VI, voltado ao meio ambiente, na Constituição Federal. Nesse capítulo foi incluído o art. 225, no qual também é mencionado o EIA exigido para a instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente. O artigo, que também garante o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e bem essencial à sadia qualidade de vida, sofreu forte influência do momento internacional (TAMBELLINI, 2012) e buscou atender à Declaração de Estocolmo de 1972, carta que expõe as preocupações e as diretrizes para preservação ambiental em um contexto universal (SCHIAVO; BUSSINGUER, 2020). A Constituição atribuiu também as competências legislativas, repartindo responsabilidades sobre o meio ambiente entre a União, estados e municípios, mas carecendo de especificação.

Em 1997, foi a vez das águas ganharem atenção legislativa com a promulgação da Lei nº 9.433/97 que criou a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH). A PNRH é um marco para o planejamento ambiental dos recursos hídricos que, até os anos 1980, não possuía planejamento integrado dos setores utilizadores desse recurso (TUCCI, 2005). Essa política tem como um dos gestores o Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH) e como instrumento de controle e planejamento a outorga (ABESSA; AMBROZEVICIUS, 2020). A outorga é normalmente exigida de forma vinculada ao processo de licenciamento para atividades utilizadoras de recursos hídricos, como SAA e SES, e, assim como a licença ambiental, tem função de garantir a preservação ambiental.

Em 2007, foi promulgada a Lei nº 11.445/2007, referente à Política Federal de Saneamento Básico (PFSB). A regulamentação da PFSB feita pelo Decreto nº 7.217/2010 cria uma relação entre essa política, a PNMA e a PNRH ao determinar que o Conama e o CNRH estabeleçam normas para o licenciamento de serviços de saneamento. Dessa forma, as políticas acabam se complementando e criam um ordenamento político integrado entre seus órgãos participantes. No entanto, as políticas ainda carecem de coordenação entre si, inclusive as que são de responsabilidade do mesmo órgão, como é o caso da PNMA e PNRH (GRANGEIRO, 2020).

A Lei que instituiu a PFSB também instruiu os órgãos licenciadores a considerar etapas de eficiência com metas progressivas para alcançar os padrões ambientais estabelecidos na legislação. Ademais, determinou que sejam estabelecidos procedimentos simplificados de licenciamento para unidades de tratamento de esgotos sanitários. A Resolução Conama 377/2006 estabeleceu critérios para esse licenciamento, definindo os valores máximos de vazão ou população atendida para os quais deve ser aplicado licenciamento simplificado. Para unidades de transporte, esses valores máximos são 1000 L/s e para unidade de tratamento até 400 L/s ou 250.000 habitantes atendidos.

A simplificação dos processos de AIA é um recurso amplamente utilizado no mundo, previsto em termos processuais da aplicação do instrumento, que visa adequar os procedimentos de análise ao nível de impacto esperado (GASPAR; SANTOS; SOUZA, 2020). No entanto, deve ser aplicado com cautela, tendo em vista que a sua utilização de forma irrestrita, pode resultar em processos ultrassimplificados que encurtem prazos e etapas processuais, mas com resultados ambientais potencialmente negativos (ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, 2021).

Em 2011, a Lei Complementar 140/2011 finalmente especificou as competências dos entes federativos estabelecidas em 1988 para o licenciamento ambiental, levando a um aumento na participação de municípios no licenciamento (NASCIMENTO; ABREU; FONSECA, 2020). A partir dessa Lei ficou estabelecida, regularmente, a competência dos estados de licenciar SAA e SES, podendo essa função ser delegada aos municípios, quando o impacto for de abrangência local.

A legislação mais recente sobre o tema foi a Portaria Interministerial nº 60, de 2015, que regulamentou a participação dos atores intervenientes no processo. De acordo com a Portaria, podem ser chamados para participar das etapas de elaboração de termo de referência, de parecer sobre as informações apresentadas nos estudos ambientais e de acompanhamento do cumprimento das condicionantes e medidas exigidas nas licenças ambientais. Cada um desses atores são responsáveis por (BRASIL, 2015):

- I. no caso da Funai⁵, a avaliação dos impactos provocados pela atividade ou pelo empreendimento em terras indígenas e a apreciação da adequação das propostas de medidas de controle e de mitigação decorrentes desses impactos;
- II. no caso da FCP⁶, a avaliação dos impactos provocados pela atividade ou pelo empreendimento em terra quilombola e a apreciação da adequação das propostas de medidas de controle e de mitigação decorrentes desses impactos;
- III. no caso do Iphan⁷, a avaliação dos impactos provocados pela atividade ou pelo empreendimento nos bens culturais acautelados de que trata esta Portaria e a apreciação da adequação das propostas de medidas de controle e de mitigação decorrentes desses impactos; e
- IV. no caso do Ministério da Saúde, a avaliação e a recomendação acerca dos impactos sobre os fatores de risco para a ocorrência de casos de malária, na hipótese de a atividade ou o empreendimento localizar-se em áreas de risco ou endêmicas para malária.

Em 2020, no campo do saneamento, a recente aprovação da Lei 14.026/ 2020, atualizou o Marco Regulatório do Saneamento, permitindo que empresas privadas prestem serviço na área (BRASIL, 2020), apresentando um contexto novo e ainda pouco explorado. Nessa Lei foi mais uma vez determinado que os SES passem por procedimentos de licenciamento simplificado, ratificando o disposto na Resolução do Conama 377/2006.

Quadro 2 | Comparação entre a legislação aplicável para licenciamento ambiental hoje e o previsto com a Lei Geral de Licenciamento Ambiental para os projetos de SAA e SES.

	<i>Legislação vigente até o momento</i>	<i>Com a proposta do PL 2159/2021</i>
Obrigatoriedade de licenciamento para SAA e SES	<p>Obrigatório (BRASIL, 1986) (BRASIL, 1997)</p> <p>SES – “a) obras de coletores troncos; b) interceptores; c) elevatórias; d) estações de tratamento; e) emissários; e f) disposição final” (BRASIL, 1988).</p> <p>SAA – “Obras de captação cuja vazão seja acima de 20% da vazão mínima da fonte de abastecimento no ponto de captação e que modifiquem as condições físicas e/ou bióticas dos corpos de água” (BRASIL, 1988).</p>	Não exigível ⁸
Previsão de simplificação para SAA e SES	<p>SES – O licenciamento simplificado se aplica a unidades de transporte e tratamento até 1000l/s e 400l/s ou 250.000 habitantes respectivamente. (BRASIL, 2006).</p> <p>SAA – É prevista a simplificação do licenciamento de efluentes gerados no tratamento de água. Fica a cargo dos órgãos licenciadores definirem os critérios (BRASIL, 2007).</p>	No Art. 10º é assegurado o licenciamento ambiental simplificado para todas as atividades de saneamento básico, quando exigível licenciamento. Casos excepcionais devem ser justificados.
Responsabilidade de licenciamento para SAA e SES	A responsabilidade é estadual e delegável para municípios, quando de impacto local, exceto nos casos previstos na Lei Complementar 140/2011, quando podem ser de responsabilidade da União. (BRASIL, 2011).	A Lei 140/2011 continua sendo válida para determinação das competências.
Ritos de licenciamento	Os estados têm liberdade para definir os ritos de licenciamento ambiental e emitir diferentes tipos de licença (BRASIL, 2011; BRASIL, 1988).	Os tipos de licença foram definidos e são: LP, LI e LO para licenciamento ordinário na modalidade trifásica, duas licenças aglutinadas em uma para licenciamento bifásico e LAU para licenciamento simplificado em fase única. Também podem ser emitidas LAC e licença de operação corretiva. Podem ser definidas outras licenças específicas por ato normativo respeitando a Lei 140/2011.
Atores intervenientes	<p>Prevê a participação pública por meio de audiência pública (BRASIL, 1997) (BRASIL, 1986).</p> <p>Diferentes entes do poder público podem ser chamados para participar do processo a depender da área de afetação de cada projeto (BRASIL, 2015): Fundação Nacional do Índio; Fundação Nacional de Saúde; Fundação Cultural Palmares; Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional; ICMBio⁹ ou órgão responsável pelo gerenciamento de unidade de conservação (BRASIL, 2010)</p>	<p>Define as formas de participação pública em: “I – consulta pública; II – tomada de subsídios técnicos; III – reunião participativa; IV – audiência pública”.</p> <p>A participação dos entes do poder público se mantém, apesar de não serem mencionados explicitamente quais são os entes. Também foram incluídas limitações na participação, entre elas: a distância de influência fica predeterminada, não mais sendo definida no processo de AIA; os casos em que esses entes devem atuar foram redefinidos e são mais restritivos; o não cumprimento do prazo de manifestação dos órgãos não obsta o andamento do processo de licenciamento ambiental.</p>

	<i>Legislação vigente até o momento</i>	<i>Com a proposta do PL 2159/2021</i>
Estudos ambientais para SAA e SES	Obrigatoriedade de licenciamento para SAA e SES	
	Previsão de simplificação para SAA e SES	
	Responsabilidade de licenciamento para SAA e SES	EIA e Rima são exceções. Os documentos técnicos exigíveis no processo devem ser determinados pela autoridade licenciadora.
	Ritos de licenciamento	
	Atores intervenientes	
	Estudos ambientais para SAA e SES	
Outros instrumentos legais aplicáveis para SAA e SES	Outros instrumentos legais aplicáveis para SAA e SES	
	SES - Outorga de direito de uso de recursos hídricos para o lançamento do efluente tratado (BRASIL, 1997). SAA – Outorga de direito de uso para captação (BRASIL, 1997).	As outorgas continuam sendo obrigatórias fora do processo de licenciamento ambiental, mas apenas a outorga para lançamento do efluente tratado de ETE é especificada no PL.

Fonte: Elaborado pelas autoras.

O Projeto de Lei federal prevê alterações significativas sobre o tópico de exigência de licenciamento que foi anteriormente delegado aos estados, inclusive em trechos do PL que menciona no art. 4º:

§ 1º Os entes federativos devem definir as tipologias de atividades ou de empreendimentos sujeitos a licenciamento ambiental, respeitadas as atribuições previstas na Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, atualizadas sempre que necessário e observado o disposto nos Arts. 8º e 9º desta Lei.

A Lei Complementar 140 e os seus regulamentos seguem o que foi disposto na Constituição Federal e não incluem os SAA e SES como de responsabilidade Federal nem dos municípios. Desse modo, cabe aos estados a competência residual de determinar os ritos do licenciamento dessas tipologias, inclusive critérios de exigência de Estudos Ambientais e de dispensa de licença, de forma a levantar a dúvida se essa exclusão dos SAA e SES do rol de licenciamento ambiental não estaria extrapolando os poderes regulamentares federais e sobrepondo os poderes decisórios estaduais, ferindo a legalidade do texto. A dispensa em abstrato de licenciamento ambiental de projetos potencialmente lesivos ao meio ambiente é considerada inconstitucional pelo STF, em atenção ao princípio da proibição da proteção deficiente (ANTPR, 2021).

Ademais, a Constituição Federal preconiza no art. 225 a competência da União para editar normas gerais sobre proteção ao meio ambiente, devendo estas serem consonantes com os princípios da prevenção e precaução. No entanto, ao declarar a inexigibilidade de licenciamento dos SAA e SES, o Estado assume que tais atividades não seriam, em via de regra, potenciais causadores de impacto ambiental, o que pode não corresponder à realidade (ANA, 2019; HELLER; PÁDUA, 2016).

Para cumprir os princípios de prevenção e precaução, previstos em lei, faz-se necessário que sejam determinados critérios para as circunstâncias de inexigibilidade de licenciamento, afastando a arbitrariedade e o risco de gerar danos irreversíveis. Esses critérios são atualmente definidos pelos estados e indicados com respaldos técnicos pelas resoluções do Conama. Mesmo para o caso de empreendimentos, como o SAA e SES, fundamentais para a sociedade, essa essencialidade não deve se sobrepor à necessidade de se avaliar os impactos ambientais associados e nem promover celeridade aos processos de licenciamento sob o mesmo argumento, visto o potencial de causar impactos

ambientais. Os próprios processos de AIA preveem a adoção de procedimentos céleres e compatíveis com a importância de determinados projetos (BOND *et al.*, 2014; ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, 2021), mas sem imputar ao meio ambiente impactos significativos por falta de apropriado licenciamento ambiental subsidiado por AIA.

Além da alteração da exigência de licenciamento para os SAA e SES, a participação pública é o critério avaliado que poderá ser mais impactado, em especial devido às predefinições de área de influência, que determinam quando uma autoridade deve ser chamada a se manifestar. A distância prevista para empreendimentos não especificados, como SAA e SES, e não sujeitos ao EIA é de apenas 2 km na Amazônia e 1 km em outros biomas. Quando houver exigência de EIA, a distância aumenta para 3 km e 1 km, respectivamente, de acordo com o Anexo único do PL.

O conceito de área de influência é um tema complexo e abordado insuficientemente na Resolução Conama 01/1986, que a define, nos EIA, como a área da bacia hidrográfica onde o projeto está localizado, o que na prática nem é sempre adotado (SANTOS; FONSECA, 2016). Atualmente, a definição de área de influência é realizada durante o processo de AIA e apresenta diversas dificuldades, principalmente a falta de clareza, padronização e escassez de critérios para definir essa importante área onde os impactos irão se manifestar (BORIONI; GALLARDO; SÁNCHEZ, 2017; FONSECA; BITAR, 2012; ROCHA; WILKEN, 2020).

A predefinição da área de influência adotada no PL pode ser vista como uma tentativa de solucionar esses problemas. No entanto, acaba sendo arbitrária e prejudicial no caso de projetos que tendem a causar impactos ambientais em áreas mais amplas. Essa arbitrariedade deve atingir os projetos de SAA e SES, que estão associados a impactos sobre corpos hídricos que tendem a extrapolar o espaço delimitado no PL.

Também em relação à participação pública, a literatura vem apontando para o risco da diminuição da participação dos povos indígenas e quilombolas no licenciamento (FERRANTE; FEARNSTIDE, 2019; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2021; SIQUEIRA-GAY *et al.*, 2020). Além disso, ressalta-se a exclusão de terras que ainda não foram demarcadas e não terão direito a mitigação e compensação dos impactos socioambientais (ATHAYDE *et al.*, 2022).

As demais características do licenciamento dos SAA e SES, como a competência para licenciar, os ritos e licenças exigíveis e os estudos ambientais solicitados, sofreriam poucas alterações com o novo regimento proposto, tendo em vista que as definições procedimentais ficariam a cargo, principalmente, dos estados, como previsto atualmente. A simplificação ficaria assegurada na Lei, como também está prevista em dispositivos existentes. Casos específicos que fujam à regra devem ser justificados. Essa constatação aponta mais uma vez a incoerência da Lei em querer eliminar o licenciamento de dois tipos de projetos que já possuem um regimento com dispositivos para simplificar e facilitar o seu desenvolvimento. Cabe ainda destacar que esses regimentos preveem medidas proporcionais ao porte e potencial degradador dos projetos, a exemplo da Resolução Conama 377/2006, que dispõe especificamente de procedimentos simplificados para projetos de esgotamento sanitário.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O licenciamento ambiental de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e Esgotamento Sanitário (SES), com base na análise das legislações implementadas, desde a PNMA de 1981, enquadra-se em um amplo quadro de embasamento legal e administrativo. Esse quadro é constituído de diretrizes que foram sendo construídas a partir de um aumento da complexidade dos aparelhos regulatórios e dos critérios de avaliação e ferramentas de controle ambiental.

Uma contribuição importante a se destacar para esse arcabouço é a criação de normas objetivas, em especial as Resoluções do Conama 357/2005, 20/1986, 396/2008 e 430/2011 que estabeleceram

critérios de enquadramento de corpos de água e subsidiam tecnicamente o direcionamento do licenciamento ambiental de SAA e SES.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) também apresenta resoluções e instrumentos que subsidiam a tomada de decisão de SAA e SES, como a outorga que também é uma ferramenta de planejamento ambiental e atua em complementação ao licenciamento ambiental.

Essas preocupações tornam-se ainda mais relevantes diante da necessidade de aumentar o número de projetos de SAA e SES para cobrir a defasagem de atendimento à população na cobertura do saneamento ambiental no Brasil.

A atual proposta de Lei Geral do Licenciamento (PL 2159/2021) enseja contradições ao quadro legal do licenciamento ao excluir o licenciamento de projetos de SAA e SES. O Projeto de Lei ignora as resoluções e leis apresentadas neste trabalho que preveem a simplificação de projetos de saneamento. Ignora também que os estados têm competência para definir os próprios procedimentos de licenciamento simplificado e adotar artifícios adequados ao potencial de impacto de cada projeto.

Os pontos que serão alterados com o PL na forma como está proposto referem-se a:

- Não exigência de licenciamento para os SAA e SES como regra; atualmente esses sistemas são alvo de licenciamento e os critérios de não exigibilidade são definidos pelos estados;
- Delimitação da área de influência que reduzirá a participação pública de entes chamados a se manifestar no licenciamento e o recebimento de compensação ambiental por comunidades e unidades de conservação possivelmente afetadas; atualmente essa delimitação é realizada durante o processo de AIA;
- A simplificação do licenciamento ambiental se torna regra para os projetos de saneamento; hoje existem critérios apontados pelo Conama para indicar quando esses projetos devem ser alvo de simplificação, mas fica a cargo dos estados ratificarem ou definirem as próprias regras.

A exclusão do licenciamento ambiental dos SAA e SAE pode induzir à judicialização dos processos de licenciamento e litígios entre estados e proponentes, como discutido em nota técnica pela Associação Nacional dos Procuradores da República (ANPR, 2021). Em última instância, pode resultar em questionamentos sobre a sua constitucionalidade, tendo como fundamento os princípios ambientais legais da prevenção e precaução e a sobreposição de competências regulamentares entre os entes federativos.

Há que se destacar inclusive que pode haver consequências contrárias ao esperado com as mudanças dessa lei, em consonância ao previsto no Marco Legal do Saneamento, como dar celeridade à aprovação da ampliação dos projetos no setor. Podem ser aventados, como exemplo, eventuais atrasos nas construções desses sistemas tendo em vista que os estados têm competência para legislar sobre a matéria e preveem o licenciamento dessas tipologias, divergindo do que está na proposta de lei; e prejuízos ao meio ambiente que podem também conduzir a judicializações dos processos decisórios ante a ação do Ministério Público.

Como recomendação para trabalhos futuros, indica-se a necessidade de manter os trabalhos acadêmicos atualizados quanto a alterações que possam ser realizadas no Projeto de Lei agora em trâmite no Senado e a análise da Lei após sua aprovação. Também se recomenda o estudo da relação desse PL com outras leis que estão sendo aprovadas nesse período de afrouxamento da legislação ambiental, como o Novo Marco do Saneamento, Lei nº 14.026/2020, especialmente devido à atualidade do tema e relação de ambas as leis com os recursos hídricos e o saneamento.

NOTAS

- 1 | Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/legislacao/>
- 2 | Foi utilizado o texto original aprovado pela Câmara dos Deputados sem emendas adicionadas pelo Senado.
- 3 | Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/>
- 4 | Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=257161>.
- 5 | Fundação Nacional do Índio
- 6 | Fundação Cultural Palmares – Representa afrodescendentes vivendo em quilombos.
- 7 | Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional.
- 8 | Apesar do texto do artigo deixar explícito a não exigência de licenciamento para os projetos de estações e sistemas de tratamento de água e esgotamento sanitário, existem contradições no Art. 8º Inciso III, pois a atividade é incluída como potencialmente poluidora em listas de empreendimentos passíveis de licenciamento de estados e com os regramentos anteriores, como a Lei Complementar 140/2011, que permite aos estados legislarem sobre esse tema.
- 9 | O ICMBio, órgão responsável pela proteção das áreas de conservação, possui uma peculiaridade em relação aos demais órgãos intervenientes por ser um dos órgãos governamentais executores do PNMA e sua participação no licenciamento, quando necessário, tem poder de veto. Além disso, seu envolvimento no licenciamento apresentado no PNMA, enquanto os demais órgãos são tratados na Portaria Interministerial nº 60, de 24 de março de 2015.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – 133626/2020-2) e a segunda autora à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp – 19/18988-9) e o CNPQ (CNPQ – 303542/2020) pela concessão das bolsas que permitiram a condução deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ABESSA, D. M. S.; AMBROZEVICIUS, A. P. **Government initiative and policies on water conservation and wastewater treatment in Brazil**, p. 215-231, 2020.
- ANA, A. N. D. Á. Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil. **Agência Nacional de Águas**, Brasília, p. 75, 2019.
- ANPR. Nota Técnica Associação Nacional dos Procuradores da República nº 002/2021 - UC. **Nota técnica sobre o Projeto de Lei nº 2.159/2021**, Brasília, 2021.
- ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 1-7, 2022.
- BOND, A. *et al.* Impact assessment: eroding benefits through streamlining? **Environmental Impact Assessment Review**, n. 45, p. 46-53, 2014.
- BORIONI, R.; GALLARDO, A. L. C. F.; SÁNCHEZ, L. E. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 35, n. 3, 2017.
- BRAGAGNOLO, C. E. A. Streamlining or sidestepping? Political pressure to revise environmental licensing and EIA in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 65, p. 86-90, 2017.
- BRASIL. **Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983**. Regulamenta a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a Política Nacional do Meio Ambiente

e sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e dá outras providências, Brasília, 1983. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-88351-1-junho-1983-438446-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 20 jul. de 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986**, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 20, de 18 de junho de 1986**, Brasília, 1986.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**, de 5 de outubro de 1988, Brasília, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 2 jul. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 5, de 15 de junho de 1988**, 1988.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, Brasília, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 237, de 19 de dezembro de 1997**, 1997.

BRASIL. Projeto de Lei n. 3.729, de 8 de junho de 2004, Brasília, 2004. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=257161>. Acesso em: 31 out. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**, Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 377, de 9 de outubro de 2006**, 2006.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Brasília, 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 20 jul. de 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 396, de 3 de abril de 2008**, Brasília, 2008.

BRASIL. **Decreto nº 7.272, de 25 de agosto de 2010**. Regulamenta a Lei nº 11.346, de 15 de setembro de 2006, que cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – Sisan com vistas a assegurar o direito humano à alimentação adequada, institui a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional, Brasília, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama. **Resolução Conama nº 428, de 20 de dezembro de 2010**, Brasília, 2010.

BRASIL. **Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011**, Brasília, 2011.

BRASIL. **Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011**. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama, Brasília, 2011.

BRASIL. **Portaria Interministerial nº 60, de 24 de março de 2015**, Brasília, 2015.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o Marco Legal do Saneamento Básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

(ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, Brasília, 2020.

BRASIL. Ministério das Cidades. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Relatório Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab**. Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, DF, março 2020. Disponível em: http://www.urbanismo.mppr.mp.br/arquivos/File/plansab_texto_aprovado.pdf. Acesso em: 1 out. 2019.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Enquete do PL 3729/2004**, 2022. Disponível em: <https://forms.camara.leg.br/ex/enquetes/257161/resultado>. Acesso em: 1 fev. 2022.

ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, A. Simplified environmental impact assessment processes: review and implementation proposals. **Environmental Impact Assessment Review**, 2021.

FERRANTE, L.; FEARNside, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261-263, 2019.

FONSECA, A.; RESENDE, L. Boas práticas de transparência, informatização e comunicação social no licenciamento ambiental brasileiro: uma análise comparada dos websites dos órgãos licenciadores estaduais. **Engenharia Sanitária e Ambiental (On-line)**, n. 16, p. 295-306, 2016.

FONSECA, A.; RODRIGUES, S. E. The attractive concept of simplicity in environmental impact assessment: perceptions of outcomes in southeastern Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 67, p. 101-107, Novembro 2017.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-97, 2017.

FONSECA, W.; BITAR, O. Y. Critérios para delimitação de áreas de influência em estudos de impacto ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL E II CONFERÊNCIA DA REDE DA LÍNGUA PORTUGUESA DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS. **Anais [...]**, 2012.

GASPAR, C.; SANTOS, S. M. D.; SOUZA, M. M. P. D. Boas práticas em estudos ambientais para processos simplificados de avaliação de impacto ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 53, p. 227-249, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v53i0.62244>.

GRANGEIRO, E. L. D. A. Integração de políticas públicas no Brasil: o caso dos setores de recursos hídricos, urbano e saneamento. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 22, n. 48, p. 417-434, 2020.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. D. **Abastecimento de água para consumo humano**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, 2016.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. Câmara aprova texto principal de projeto que praticamente acaba com Licenciamento Ambiental [WWW Document], 2021. Disponível em: <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/camara-aprova-texto-principal-de-projeto-que-praticamente-acaba-com-licenciamento-ambiental>. Acesso em: 1 fev. 2022.

LEITE, M. D. S. *et al.* O Novo Marco do Saneamento (Lei Federal nº. 14.026 de 2020) e os possíveis impactos nos pequenos municípios brasileiros. **Research, Society and Developmen**, v. 10, n. 9, 2021. ISSN ISSN 2525-3409.

NASCIMENTO, T.; ABREU, E. L.; FONSECA, A. Descentralização do Licenciamento e da Avaliação de Impacto Ambiental no Brasil: regulação e estudos empíricos. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 23, 2020. ISSN ISSN 1809-4422.

RAJÃO, A. R. *et al.* The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. **Biological Conservation**, 2022.

ROCHA, K. C.; WILKEN, A. A. P. Áreas de Influência em Estudo de Impacto Ambiental em Minas Gerais. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 14, n. 1, p. 134-146, 2020.

RUARO, R.; FERRANTE, L.; FEARNSTIDE, P. M. Brazil's doomed environmental licensing. **Science**, v. 372, n. 6.546, p. 1049-1050, 2021.

SÁNCHEZ, L. E. Development of Environmental Impact Assessment in Brazil. **UVP Report**, v. 27, p. 193-200, 2013.

SÁNCHEZ, L. E.; FONSECA, A.; MONTAÑO, M. **Nota Técnica – Proposta de Lei Geral do Licenciamento Ambiental: análise crítica e propositiva da terceira versão do projeto à luz das boas práticas internacionais e da literatura científica**. School of Environment, Resources and Sustainability/University of Waterloo, Waterloo (Canadá), 2019. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/atividade-legislativa/comissoes/grupos-de-trabalho/56a-legislatura/licenciamento-ambiental/documentos/manifestacoes-recebidas/2019-08-02-abai-nota-tecnica-3a-versao>. Acesso em: 20 jul. de 2021.

SANTOS, E. M.; FONSECA, A. Áreas de influência em estudos de impacto de grandes projetos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO. **Anais [...]**, v. 3, p. 142-153, 2016.

SCHIAVO, V. R.; BUSSINGUER, E. C. D. A. El licenciamento ambiental como política pública y el poder de las empresas. **Opinión Jurídica**, v. 19, n. 38, p. 83-98, 2020.

SIQUEIRA-GAY, J. *et al.* Proposed legislation to mine Brazil's Indigenous lands will threaten Amazon forests and their valuable ecosystem services. **One Earth**, v. 3, n. 3, p. 356-362, 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Componentes do SNIS**, 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/componentes/menu-snis-componente-agua-e-esgotos>. Acesso em: 15 out. 2021.

TAMBELLINI, A. T. Environmental Licensing in Brazil-an emerging country and power. **Ciencia & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1399-1403, 2012.

TRATA, B. Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento no Brasil. **Ex ante Consultoria Econômica**, 2018.

TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento institucional dos recursos hídricos no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina (Rega)**, v. 2, n. 2, p. 81-93, 2005.

VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. A Cross-Sectional Analysis of Brazil's Water Pollution Control Regulation: suggestions based on the usa regulation. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v. 8, n. 4, p. 537-548, 2013.

WHO. WHO Water, Sanitation and Hygiene strategy 2018-2025. **World Health Organization (WHO/CED/PHE/WSH/18.03)**, Geneva, 2018.

The experience of the municipalities of Minas Gerais State (Brazil) that implemented local environmental licensing

A experiência dos municípios de Minas Gerais que assumiram a competência originária do licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local

Mônica de Souza Alves ¹

Alexandre Túlio Amaral Nascimento ²

Alberto de Freitas Castro Fonseca ³

¹ Master's degree in Environmental Science, and Socioeconomic and Environmental Sustainability, Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG), Frutal, MG, Brazil
E-mail: monicalves.jornalista@gmail.com

² PhD in Ecology, Conservation and Wildlife Management, Researcher, Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Frutal, Departamento de Engenharia Aplicada e Tecnologias Ambientais – João Monlevade, MG, Brazil
E-mail: alexandre.nascimento@uemg.br

³ PhD in Sustainable Development, Researcher, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brazil
E-mail: alberto@ufop.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41539

Received: 12/01/2022
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

The objective of this study was to explore the experience of the municipalities of the state of Minas Gerais that implemented local environmental licensing. For this purpose, representatives of the state administration were interviewed, and an electronic questionnaire was sent to analysts of 121 municipalities that took up environmental licensing, from which 39 responses were obtained. The key drivers of local environmental licensing were concerns over licensing procedural delays by the state government and the need for administrative efficiency. Knowledge of local conditions and the proximity between the local government, communities and developers were identified as facilitators of licensing. Shortage of staff, precarious hiring processes, and lack of infrastructure were identified as the main barriers to local environmental licensing. The municipalities that have implemented local environmental licensing perceive planning, administrative capacity, competent technical and legal teams, and capacity-building as essential elements of an effective local environmental licensing system. The study concludes with suggestions of future research avenues.

Keywords: Decentralization. Municipal Administration. Local Environmental Management. Municipal Environmental Licensing.

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi conhecer a experiência dos municípios que assumiram o licenciamento ambiental no âmbito do estado de Minas Gerais até dezembro de 2020. Para esse fim, representantes do estado foram entrevistados e um questionário eletrônico foi encaminhado aos 121 municípios enquadrados, obtendo-se 39 respostas. A morosidade da emissão de licenças pelo estado e a busca por agilidade foi o que mais motivou os municípios a assumirem o LA. O conhecimento da realidade local e a proximidade entre poder público, comunidade e empreendedores foram apontados como facilitadores. Equipes reduzidas, contratações precárias e falta de infraestrutura foram as principais dificuldades apontadas. Os municípios que já licenciam recomendam que aqueles que ainda vão assumir essa responsabilidade o façam com planejamento e que se estruturam com equipe técnica e jurídica competente e em constante capacitação. Sugerem-se novos estudos para acompanhar esse processo de descentralização do LA.

Palavras-chave: Descentralização. Gestão Municipal. Gestão Ambiental Local. Licenciamento Ambiental Municipal.

1 INTRODUCTION

Environmental licensing (EL) – one of the main instruments of the Brazilian National Environmental Policy (PNMA) (Law 6,938/1981) – is an administrative procedure used by public authorities (in Brazil, the federal government, the state governments or the municipal governments) to support environmental decision-making and protect the environment. It implies the use of preventive controls over the design, implementation, operation and expansion of activities and enterprises that use natural resources or can cause adverse environmental impacts. While issuing environmental licenses, authorities certify projects' feasibility and environmental suitability throughout their life cycles.

The integrated environmental management of the Brazilian federative entities was strengthened with the enactment of the Federal Constitution (1988), which divided the responsibilities over the protection of the environment and pollution control among the federal government, the state governments and the municipal governments (CF, Art. 23, Items VI and VII, 1988). Furthermore, the Complementary Law 140, December 8, 2011 (LC 140) has regulated Art. 23 from the Brazilian constitution defining authority and jurisdictional reach of federative entities concerning environmental licensing. In addition, LC 140 clarified legal issues and reinforced the participation of municipalities in Brazil's environmental management, including their roles in environmental licensing (BRASIL, 2011; BRITO, 2014; SOUZA; ZUBEN, 2012).

While state governments still issue most environmental licenses in Brazil, "municipal environmental licensing has been growing steadily" (ABREU; FONSECA, 2017, p. 168), especially after LC 140. The decentralization of licensing is considered a strategic action for redistributing political power from the central to the peripheral levels (GOMES; DOWELL, 2000; PIETRO, 2004).

Six years after the publication of LC 140, Minas Gerais state defined the rules and criteria for municipal EL through the publication of the Normative Deliberation (DN) of the State Council for Environmental Policy (Copam) No. 213 of February 22 2017, amended by DN Copam N° 219 of February 2, 2018. Following the guidelines from LC 140 – determining that state environmental councils define the projects likely to have 'local impacts' - Copam brought in DN 213, in its Single Annex, the list of projects and activities likely to have local impacts, therefore, be licensed by municipal governments. DN 213 also established several institutional and administrative conditions for municipalities considering taking such responsibility. Among these are: (i) Have a qualified environmental agency, with qualified technicians, or adhere to a regional consortium, (ii) Have established its Municipal Environmental Council, and (iii) formally notify the state government of its intention to implement local EL.

Through DN 213 and the Circular Letter Supram Semad No. 30 of March 9, 2017, the state government invited all 853 municipalities of Minas Gerais to take up its environmental licensing competence. It was not a mandatory determination but an 'option' for the municipalities, which, having met the requirements, could choose the types of projects listed in DN 213 that they want license at the local level. In the absence of formal notification, the state government will continue to exercise their licensing authority on a supplementary basis. For most Minas Gerais municipalities, the state government's supplementary role in licensing has been maintained - as provided for in Item II of Article 2 of LC 140 (BRASIL, 2011). To provide administrative and capacity-building support for the municipalities interested in implementing local environmental licensing, the government of Minas Gerais created the Municipal Management Support Board (Dagem).

Before 2017, when DN 213 was enacted, only 7 (0.82%) of the 853 municipalities of Minas were issuing environmental licenses, mainly through cooperation agreements and delegations of competence. In December 2020, 121 (14.18%) of the state municipalities were issuing environmental licenses in MG. There has been significant growth in the decentralization of environmental licensing in Minas Gerais. To a great extent, this phenomenon resulted from LC 140, which provided legal and technical incentives for decentralization (NASCIMENTO *et al.*, 2020).

The objective of this study was to explore the experience of the municipalities of the state of Minas Gerais that took up local environmental licensing. While relatively numerous, most studies on this topic have been restricted to dissertations, theses and articles published in conference proceedings, with few publications in peer-reviewed journals (NASCIMENTO; FONSECA, 2017). Furthermore, when addressed in the international literature, decentralization tends to be treated as a marginal and tacit issue (NASCIMENTO *et al.*, 2020). Therefore, besides contributing to the academic literature, this study provides critical information for the remaining 85% of the state's municipalities that have not implemented local environmental licensing yet.

2 METHODOLOGY

Data collection and analysis followed a four-step procedure: (i) literature reviews; (ii) content analysis of the environmental legislation; (iii) semi-structured interviews with representatives of the Minas Gerais State Secretariat for the Environment and Sustainable Development (Semad) and its Municipal Management Support Board (Dagem); (iv) application of electronic questionnaires, which were sent to representatives of municipal environmental agencies in charge of EL.

The two initial steps took place through literature reviews of the academic and grey literature, including environmental norms and laws. First, the academic articles were searched in the Scopus and Web of Science databases. The search is based on three keywords; "Environmental Licensing", "Municipalização" (the Brazilian word for decentralisation to municipal level), and "Decentralisation", both in Portuguese and English. Data from publications not included in the search but referenced in the selected publications were also used. The main legal and regulatory frameworks referring to Environmental Licensing for its creation and decentralisation were analysed; Federal Law 6,938 from August 31, 1981, Conama Resolution 237 from December 19, 1997, Federal Complementary Law 140 from August 8, December 2011, Normative Resolution Copam MG No. 213 from February 22, 2017, DN Copam MG No. 217 from December 6, 2017, DN Copam No. 2019 from February 2, 2018).

Still, in the initial phase of the research design, a meeting was held with Semad and Dagem representatives to ask for feedback and contributions to the study. In addition, semi-structured interviews with 10 initial questions were carried out with state government representatives. The main goal of these interviews was to understand what key issues should be considered in designing the electronic questionnaire sent to the municipalities. The study's methodological procedures obtained ethical clearance at the State University of Minas Gerais (CAAE/UEMG: 32724720.9.0000.5525).

The online questionnaire had 32 questions (28 closed-ended) divided into four parts. The first sought to understand the demographic profile of the participants. The second part explored critical elements of the EL process in each municipality, including driving factors, administrative capacity, and characteristics of the staff who were directly involved in the local EL. The third part sought to characterize the EL procedures in each municipality, their most frequent requirements, application fees, and implementation issues. Finally, the last part explored the municipalities' perceptions of challenges, difficulties, and positive aspects of local EL.

The questionnaire was administered through the Google Forms platform. Data collection took place between April 15 and December 31, 2020. The sampling effort involved the 121 municipalities in Minas that, until December 31, 2020, were eligible to implement their original competence of environmental licensing, control and inspection - according to data made available by Semad-MG. The municipalities were contacted through e-mails sent to the person responsible for the local environmental agency. The e-mail introduced the survey and invited participants to fill out the electronic questionnaire. This e-mail was resent up to three times to the non-responding municipalities. Follow-up contacts were also carried out by phone and WhatsApp.

2.1 STUDY AREA

Table 1 presents the 121 municipalities that implemented environmental licensing (individually or by the consortium) in Minas Gerais until December 2020, to which the electronic questionnaire was sent. Besides their competence, municipalities that signed an agreement with the state licensing projects without a local impact are discriminated against. The 39 municipalities (32.23%) that responded to the sample questionnaire are highlighted in grey.

Table 1 | List of the 121 municipalities implementing environmental licensing in Minas Gerais by December 2020. Those highlighted represent the 39 respondents (final sample). The date in parentheses indicates the beginning of the local EL system.

INDIVIDUAL IMPLEMENTATION	IMPLEMENTATION BY CONSORTIUM
Água Comprida (02/04/2019)	CONSORTIUM CIMVA – EAST
Além Paraíba (10/06/2018)	Alpercata (10/03/2020)
Alto Caparaó (12/12/2018)	Antônio Dias (21/12/2018)
Araporã (11/08/2017)	Belo Oriente (21/12/2018)
Araújos (26/12/2017)	Bom Jesus do Galho (22/10/2020)
Barbacena (03/10/2017)	Braúnas ((03/07/2019)
Belo Horizonte (18/01/1985)*	Bugre (21/12/2018)
Belo Vale (11/07/2017)	Caratinga (13/01/2020)
Betim (07/07/2013)*	Coronel Fabriciano (11/02/2020)
Bom Despacho (23/04/2018)	Córrego Novo (21/12/2018)
Brumadinho (01/10/2012)*	Dom Cavati (21/12/2018)
Capitólio (12/03/2020)	Entre Folhas (21/12/2018)
Carlos Chagas (12/06/2019)	Iapu (21/12/2018)
Carmo do Cajuru (15/09/2017)	Imbé de Minas (24/03/2020)
Cataguases (24/10/2019)	Ipaba (21/12/2018)
Conceição do Mato Dentro (03/10/2018)	Ipatinga (08/01/2019)

<i>INDIVIDUAL IMPLEMENTATION</i>	<i>IMPLEMENTATION BY CONSORTIUM</i>
Congonhas (24/06/2003)*	Joanésia (10/03/2020)
Contagem (28/04/2020)	Mesquita (15/10/2020)
Divinópolis (03/02/2020)	Naque (23/09/2019)
Dores do Indaiá (03/02/2020)	Periquito (21/12/2018)
Extrema (28/02/2018)*	Piedade de Caratinga (13/01/2020)
Felixlândia (01/12/2017)	Pingo-d'Água (21/12/2018)
Frutal (05/06/2017)	São João do Oriente (21/12/2018)
Governador Valadares (29/10/2018)	Sem-Peixe (03/07/2019)
Ibirité (27/10/2016)*	Ubaporanga (05/03/2020)
Indianópolis (06/05/2019)	Virginópolis (16/03/2020)
Itabira (13/11/2017)	<i>CONSORTIUM CISPAR</i>
Itabirito (10/07/2017)	Carmo do Paranaíba (02/07/2019)
Itajubá (22/09/2018)	Cruzeiro da Fortaleza (02/07/2019)
Itaúna (03/09/2018)	Guimarânia (02/07/2019)
Juatuba (01/10/2019)	Rio Paranaíba (02/07/2019)
Juiz de Fora (21/12/2002)*	Serra do Salitre (02/07/2019)
Lagoa Santa (01/02/2018)	Tiros (02/07/2019)
Limeira do Oeste (16/05/2018)	Varjão de Minas (02/07/2019)
Malacacheta (22/09/2017)	<i>CONSORTIUM CODANORTE</i>
Manhuaçu (05/08/2019)	Augusto de Lima (07/08/2020)
Mariana (15/08/2017)	Bocaiúva (28/11/2018)
Matozinhos (01/08/2019)	Botumirim (28/11/2018)
Monte Alegre de Minas (01/07/2019)	Brasília de Minas (31/05/2019)
Montes Claros (08/12/2017)	Buenópolis (28/11/2018)
Muriaé (09/10/2017)	Capitão Enéas (20/08/2019)
Pains (04/01/2020)*	Catuti (28/11/2018)
Pará de Minas (02/10/2017)	Claro dos Poços (28/11/2018)
Patrocínio (02/05/2017)	Cônego Marinho (20/08/2019)
Pompéu (15/12/2017)	Coração de Jesus (15/05/2020)
Ponte Nova (16/03/2020)*	Francisco Sá (28/11/2018)
Prata (05/02/2018)	Fruta de Leite (07/08/2020)
Ribeirão das Neves (01/12/2017)	Grão Mogol (28/11/2018)
Rio Casca (04/11/2019)	Itacambira (28/11/2018)
Sacramento (22/08/2017)	Itacarambi (08/01/2019)
Santa Luzia (17/07/2017)	Jaíba (31/01/2019)
São Gotardo (11/07/2019)	Joaquim Felício (19/06/2020)
São José da Lapa (14/02/2019)	Manga (30/09/2019)

INDIVIDUAL IMPLEMENTATION	IMPLEMENTATION BY CONSORTIUM
São Sebastião do Paraíso (01/07/2019)	Mirabela (28/11/2018)
Sete Lagoas (02/01/2020)	Montalvânia (26/04/2019)
Teófilo Otoni (13/02/2019)	Olhos-d'Água (27/03/2019)
Três Marias (11/07/2017)	Patis (23/01/2019)
Tupaciguara (15/09/2017)	Pedras de Maria da Cruz (20/08/2019)
Ubá (29/09/2020)*	Ponto Chique (29/08/2019)
Uberaba (25/11/2012)*	São Francisco (07/08/2020)
Viçosa (10/05/2018)	São João da Ponte (28/11/2018)
	São João do Pacuí (28/11/2018)
	Varzelândia (28/11/2018)

Source: Created by the authors. *Municipalities that also agree with the state government to license projects that do not have a local impact. Source: Prepared by the authors based on data provided by Semad/2020.

The sample of municipalities that participated in the survey covered several regions of the state of Minas Gerais (Figure 1).

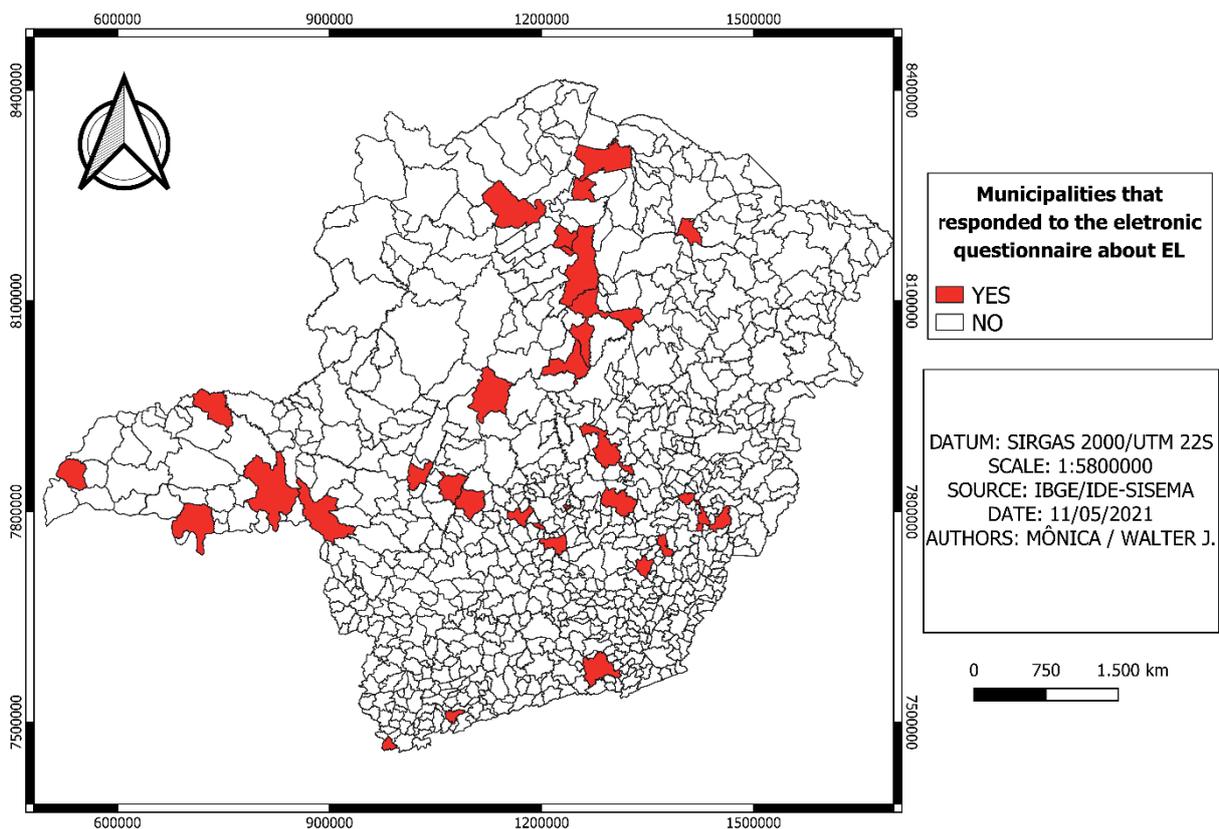


Figure 1 | Location of the municipalities that responded to the electronic questionnaire. Yes (red) 39 municipalities and no (blank) 814 municipalities.

Source: Created by the authors.

2.2 DATA ANALYSIS

The answers to the questionnaires were analyzed using descriptive and inferential statistics. The four open-ended questions were subjected to content analysis based on the theoretical model proposed by Bardin (1977), covering the following steps: (a) pre-analysis of data, (b) thematic tabulation, (c) grouping into categories, and (d) interpretation of results.

The Chi-square test with a significance level of 5% ($p < 0.05$) was used to verify whether the form of adherence to the LA, individually or by a consortium, influenced the EL application fees and the number of projects subject to local EL. In addition, Fisher's exact test was used to verify whether the form of implementation is related to specific municipal laws for EL. The R program carried out these analyses (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

3 RESULTS & DISCUSSION

3.1 GENERAL ASPECTS OF THE DECENTRALIZATION OF ENVIRONMENTAL LICENSING IN MINAS GERAIS

Before the publication of DN Copam N° 213 of 2017, only Belo Horizonte (1985), Betim (2013), Brumadinho (2012), Contagem (2003), Juiz de Fora (2002), Ibirité (2016) and Uberaba (2012) issued environmental licenses through an agreement with the state government. These agreements were established in the Normative Deliberations Copam No. 29 (October 9, 1998) and No. 102 (October 30, 2006), which later became State Decree No. 46,937 from January 21, 2016.

After DN 213 came into force, on February 22, 2017, there was an evident growth in municipal environmental licensing in Minas Gerais (Figure 2) – except for 2020, when there was a 34% reduction compared to the previous two years, a fact that could be related to the Covid-19 pandemic or the municipal elections. However, in 2021, the number of municipalities adhering to EL doubled compared to 2020.

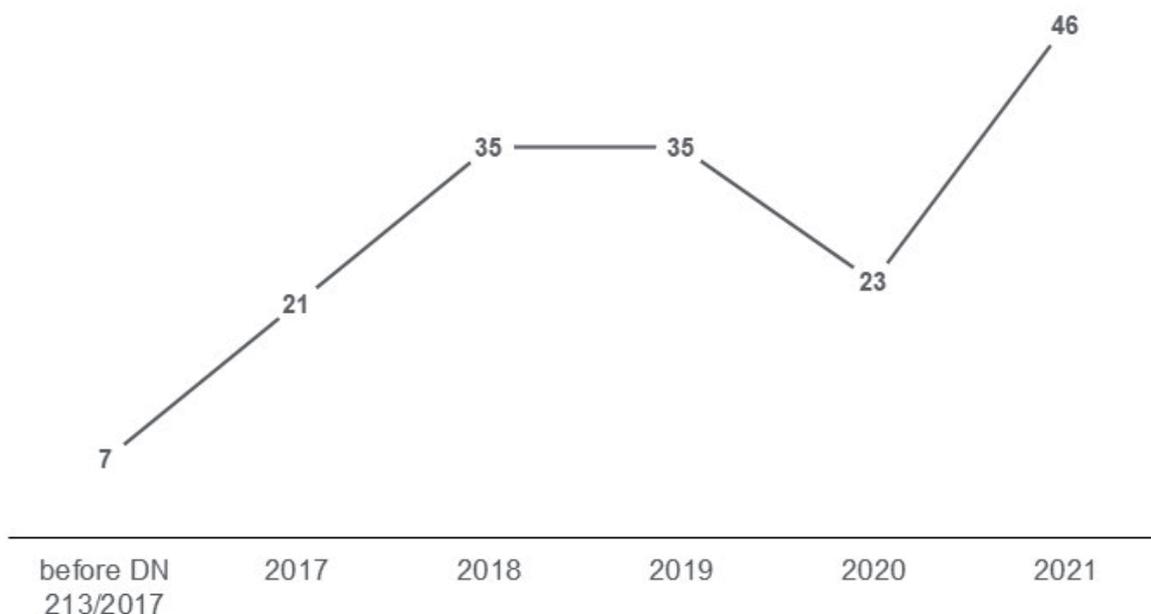


Figure 2 | Number of municipalities in Minas Gerais state that implemented environmental licensing since 2017, when DN Copam 213 came into force.

Source: Created by the authors based on data provided by Semad. As of December 13, 2021, 167 municipalities were eligible for environmental licensing in Minas Gerais (SEMAD, 2021).

3.2 FORMS OF IMPLEMENTATION AND MOTIVATIONS TO ASSUME ENVIRONMENTAL LICENSING

While considering the implementation of local EL, municipalities can choose the individual or consortia forms. Of the 39 responding municipalities, 56.4% implemented EL individually and 43.6% in the consortium modality (Figure 3 a). Since implementing environmental licensing is optional, the study tried to identify the main actors that influenced the uptake decision (Figure 3 b) – the mayor, environment secretary, technical team, joint decision, municipal consortia, among others.

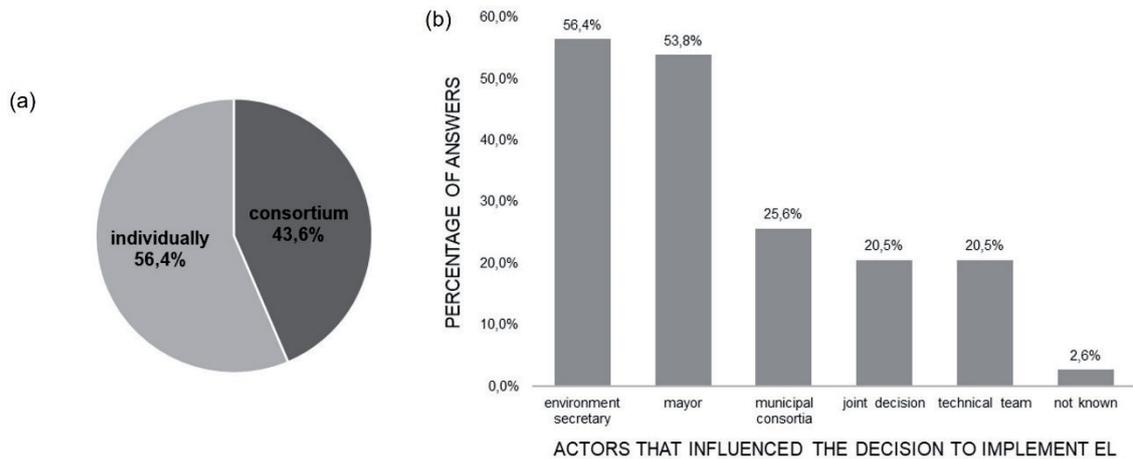


Figure 3 | Percentage of municipalities that implemented environmental licensing individually or by a consortium (a) and which actors influenced the decision to implement EL (b).

Source: Created by the authors.

Respondents were also asked to point out the main factors that influenced the municipality to implement EL. Ten (10) multiple choices were suggested. Among the data obtained (Table 2), it can be noted that 100% of the respondents indicated the option “agility”, corroborating what Fonseca *et al.* (2017) found, i.e., that licensing slowness (and its adverse impacts on profitability) is often perceived as one of Brazil’s key EL challenges. Accordingly, the reduction of bureaucracy (red tape) was pointed out by 61.50% of the respondents as a key driver of local EL, a finding that has been identified in other studies (e.g., ABREU; FONSECA, 2017). It was also observed that municipalities considered the proximity of the projects to be licensed to the local administration an essential factor. This finding is aligned with the study of Strengers (2004), for whom proximity would result in more effective actions to protect the environment and mitigate environmental impacts. Control of local environmental impacts was also a key driver (69.20%). Abreu and Fonseca (2017) reflect that territorial proximity facilitates the control of environmental impacts generated by licensed activities and projects.

Table 2 | List of the main factors that influenced municipalities’ motivation to implement environmental licensing in percentage data (N=39).

Factors	% the municipalities
Quicker administrative procedures	100,00%
Closer proximity to developers	69,20%
Stronger control over local impacts	69,20%
Administrative autonomy	61,50%
Reduction of bureaucracy	61,50%
Decision-making autonomy	56,40%

Factors	% the municipalities
New source of revenues (e.g., from application fees)	51,30%
Frustration with the state government's licensing procedures	48,70%
Pressure from local developers	30,80%
Pressure from communities and local citizens	15,40%

Source: Created by the authors.

3.3 ACADEMIC PROFILE OF THE LOCAL ACTORS AND THE ADMINISTRATIVE STRUCTURE OF LOCAL EL

All 39 respondents claimed to have higher education degrees (Figure 4). Some mentioned academic programs are environmental and sanitation engineering, agronomic, civil, forestry and metallurgical engineering, biology, food technology, social communication, law, nursing, environmental management.

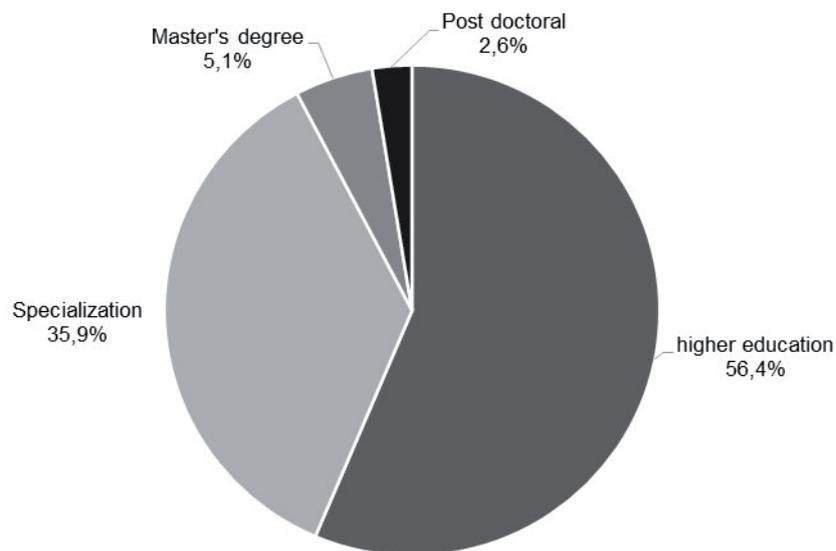


Figure 4 | Academic degrees of the survey participants.

Source: Created by the authors.

As for the professional experience, 53.8% of the respondents had their first professional experience in the environmental field. When asked how long they have been working in the environmental field, 42.1% said between 5 and 10 years; 36.8%, for more than 10 years, and 21.1% for less than five years. However, one should notice that these data reflect the qualification of professionals directly involved in the local EL.

Concerning the legal nature and attributions of the institutional body responsible for the EL in the municipal administration, 33 of the 39 respondents said that the responsible licensing body is a municipal environmental secretariat. In 3 municipalities, the institutions responsible for the EL were environment departments of other non-environmental secretariats. The fact that 84.6% of the surveyed municipalities have environmental secretariats is a positive aspect because, according to IBGE (2017) and other authors, environmental agencies at the secretariat level are potentially stronger and more effective since their budget and decision-making power are significant.

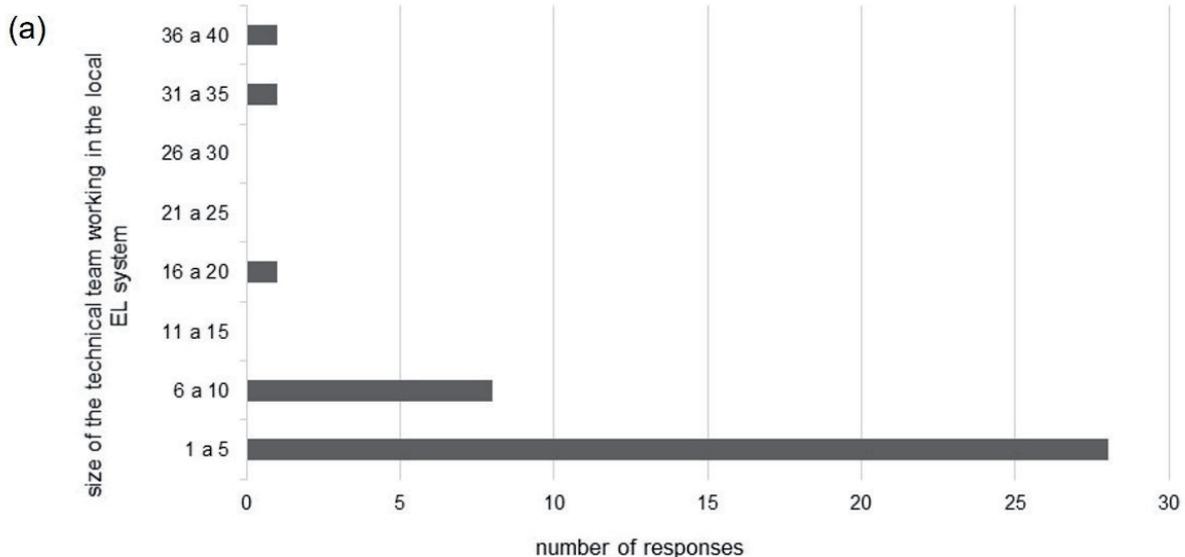
The survey also attempted to identify which other activities and competencies are under the responsibility of the local environmental institutions in charge of EL. Findings are presented in Table 3.

Table 3 | List of competencies of local environmental agencies

<i>Competencies of the local environmental institutions</i>	<i>% of the 39 responses</i>
Provide technical and administrative support to the local environmental council	87,20%
Oversee, along with other federative entities, compliance with laws and regulations in connection with land use, natural resources access and use	79,50%
Foster environmental education	74,40%
Create and implement environmental regulations and guidelines to protect the environment	69,20%
Coordinate the local environmental management system	64,10%
Manage the local environmental fund	56,40%
Carry out evaluations of the local environment, promote conservation programs and sustainable development	51,30%
Others	17,90%

Source: Created by the authors.

The size of the technical team working in the local EL system is shown in Figure 5a, and the form of hiring these workers is shown in Figure 5b. Of the 15 municipalities that implement EL by a consortium (see Table 1), only six mentioned consortia as a "modality of hiring EL professionals" (Figure 5 b). However, it is crucial to notice that each consortium has its scope of operation and management. Therefore, further studies are needed to understand the format, organization and functioning of the consortia established for local EL in Minas Gerais.



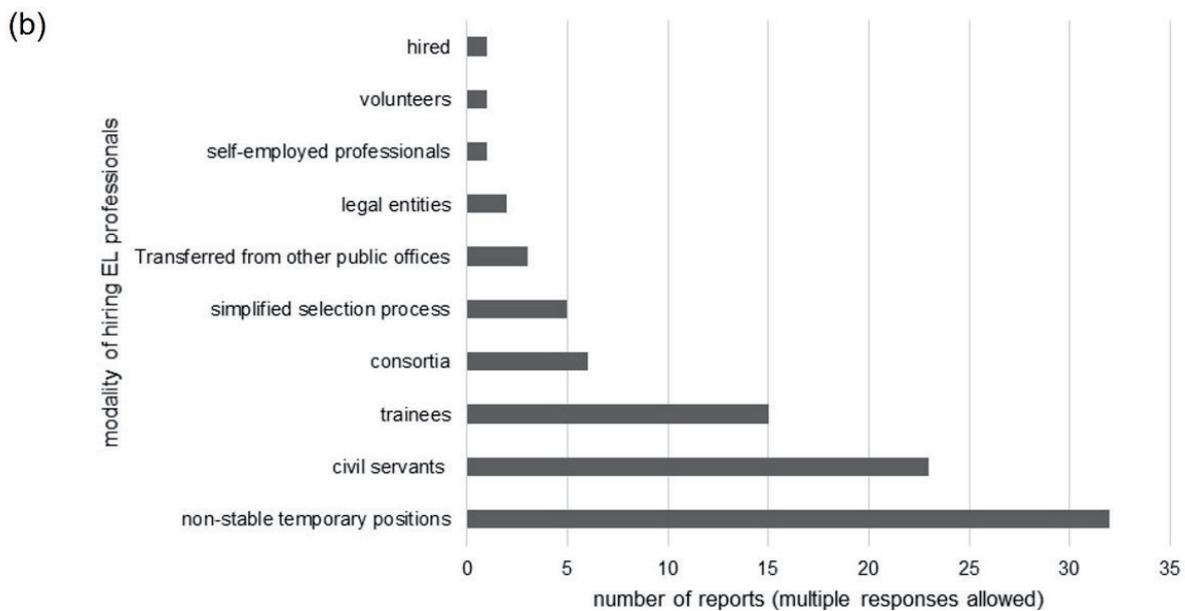


Figure 5 | Number of professionals working in the local EL (a) and their hiring method (b).

Source: Created by the authors.

It was observed that municipalities tend to have small technical teams, with a maximum of five professionals (71.8%) and a high rate of hiring professionals for non-stable, temporary positions (82.1%) (Figure 5). Respondents perceive small teams as the biggest challenge of the local EL (Table 7). These data reinforce the academic literature that points out that staff shortage often hinders the effectiveness of local EL (FONSECA *et al.*, 2017; LEME, 2010; SCARDUA; BURSZTYN, 2003; VERONEZ, 2018). However, the size of the team alone does not fully explain the potential quality of the local EL system; it is necessary to verify the context of each municipality, which in turn is related to their size and socioeconomic profile. According to Leme (2010), many environmental technicians at the municipal level have temporary commissioned positions, which is precarious and incompatible with the stability that is often needed in public environmental policies. For Agnes *et al.* (2009), having professionals in commission positions makes the local administration vulnerable to political pressures and high employee turnover rates, compromising the quality of services.

It could be seen that the number of technicians in the local environmental agencies was even lower before the municipalities decided to implement the EL system (Figure 6 a). Furthermore, few civil servants were hired after the local EL. Only one municipality indicated hiring 12 to 15 civil servants and another of 16 to 19 (Figure 6 b). Both municipalities have more than 300 thousand inhabitants and implemented the EL systems individually, agreeing with the state administration to license large projects (in Minas Gerais, classified as classes 5 and 6).

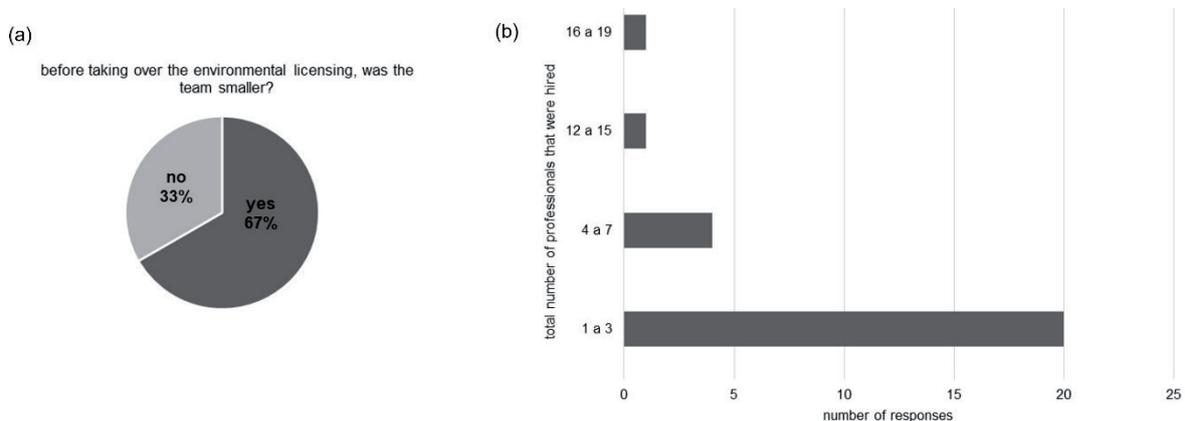


Figure 6 – Percentage of municipalities that hired more technicians to implement the environmental licensing system (a) and a total number of hired professionals (b).

Source: Created by the authors.

Of the 39 surveyed municipalities, 76.9% created specific laws for EL. According to Oliveira *et al.* (2019, p. 422), this finding can be a positive one for municipal management - "municipalities that have their licensing legislation can develop activities more precisely and effectively, respecting their characteristics without overriding the standards already established by the State and Union". In addition to having specific municipal laws, other local environmental management instruments were identified (Table 4).

Table 4 | Legal instruments used by municipalities for environmental management and protection

<i>Policy tools used by local governments</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>
Local Environmental Council	97,4% (38)
Municipal Environmental Fund	87,2% (34)
Municipal Sanitation Plan	61,5% (24)
Land-use Plan	61,5% (24)
Local system of inspections and audits	51,3% (20)
Municipal Environmental Policy	43,6% (17)
Municipal Plan for Solid Wastes	28,2% (11)
Local environmental information system	28,2% (11)
Ecological and economic zoning	20,5% (8)

Source: Created by the authors.

According to the Brazilian legislation, environmental councils are a mandatory condition for implementing local EL. However, one of the respondents claimed that its municipality did not have such a council. This is probably due to the respondent's lack of attention (Table 4). On the other hand, less than half of the responding municipalities (43.6%) have a Municipal Environmental Policy that guides their environmental management.

It was found that 87.2% of the 39 municipalities that responded to the questionnaire have a Municipal Environmental Fund (whose acronym in Portuguese is FMMA) (Table 4), responsible for capturing and managing the financial resources allocated to the local. This is a positive finding, considering that in 2015 the IBGE included the existence of the FMMA as an indicator of sound governance structure. For Ávila and Malheiros (2012, p. 43), the FMMA "constitutes an incentive for the implementation of a local environmental structure and brings to the environmental arena the possibility of establishing action and strategies to address environmental issues at the local level in a more autonomous way".

It was found that the FMMAs receive contributions mostly from: fines (79.5%), environmental compensation (59%), ecological taxation (33.3%), transfers from the municipality's budget (17.9%), donations (17.9%) and others (7.8%). Only 10.3% of respondents said that there is no other source of revenue for FMMA besides the EL-related revenue. An open-ended question asked the respondents to complement this analysis: "Describe how and where the financial revenues from environmental licensing are applied". The answers were grouped according to their similarities and arranged in the following descending order: (i) maintenance of the Municipal Environment Department; (ii) maintenance of the inter-municipal consortium; (iii) structuring of the environmental licensing system; (iv) maintenance of protected areas and municipal ecological parks; (v) acquisition of equipment; (vi) reimbursement of the local public budget; (vii) implementation of the Municipal Solid Waste Policy and (viii) environmental education.

3.4 STRUCTURE AND PROCEDURES OF THE MUNICIPAL ENVIRONMENTAL LICENSING SYSTEM

When notifying the state government of its intention to take up EL, municipalities can choose which types of projects (classes 1 to 4) they will license, according to DN Copam N° 217/2017. This study found that all municipalities opted for smaller projects listed under classes 1 and 2; 82% under class 3, and 74% under class 4. Only two municipalities were found to have agreements with the state government to license projects that may have more regional impacts, listed as classes 5 and 6, as shown in Figure 7.

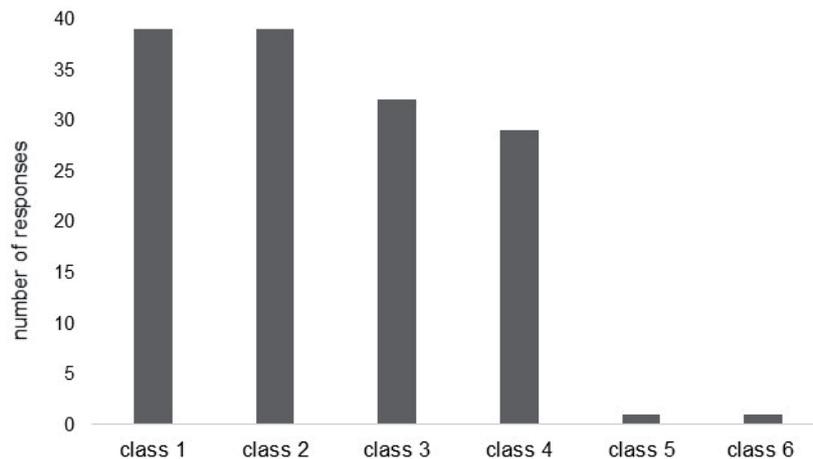


Figure 7 | Classes of environmental licensing assumed by the sampled municipalities.

Source: Created by the authors.

Of the responding municipalities, 57.9% said they license more activities than those listed in DN 213; 39.5% stick to those suggested by the state and 2.6% did not know what to respond. The following list of undertakings and activities were frequently mentioned as being subject to EL at the local level: auto repair shops, car washes, laundries, construction material deposit, bars and restaurants with music and live shows, collection and transport of non-hazardous waste, printers, sawmills, lumber mills, carpentry, sawmills and waste sorting and transshipment area (none of them is listed in DN 213). Therefore, municipalities are expected to create local regulations to include these projects in the EL system.

As for EL procedural demand, almost 70% of respondents stated that between 1 and 10 EL processes are filed per month (Figure 8 a). The municipalities also reported the most frequent types of licensing procedures (Figure 8 b).

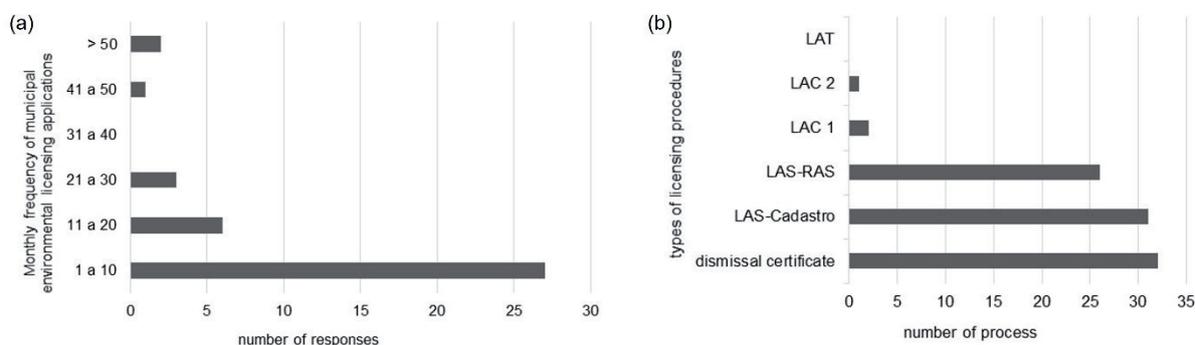


Figure 8 | Monthly frequency of municipal environmental licensing applications (a) and most frequent types of licensing procedures (b).

Source: Created by the authors. According to Art 8 of DN Copam 217/2017, the licensing procedures are LAS-Cadastro: Simplified Environmental License with Registration. LAS-RAS: Simplified Environmental License with Simplified Environmental Report. LAC: Concurrent Environmental License. LAT: Three-Phase Environmental Licensing. LAC 1: preliminary, installation and operating licensing (LP + LI + LO) in a single phase. LAC 2: two phases (LP + LI) + LO or LP + (LI + LO).

The data obtained in the questionnaires corroborate Nascimento and Fonseca (2017). They conclude that environmental licensing at the local level tends to address small-scale activities or ventures with low environmental impacts. In most cases, comprehensive impact assessments (known in Brazil as EIA/Rima) are not required. Only municipalities with agreements with the state government to license Classes 5 and 6 require EIA reports. Thus, it was found that the environmental studies most requested by municipalities in Minas Gerais during the EL process are: Simplified Environmental Report (RAS) (89.7%), Environmental Control Report (RCA) (64.1%), Degraded Area Recovery (Prad) (28.2%) and Environmental Performance Assessment Report (Rada) (17.9%).

Concerning the procedures adopted by the municipalities after the issuance of environmental licenses, all respondents (100%) claimed to follow up on environmental conditions, 59.5% said they request entrepreneurs to file frequent monitoring reports, and 45.9% said that they carry out inspections of licensed enterprises. It should be noted that license conditions can be understood as “commitments and guarantees that the entrepreneur must assume based on the licensed project and the mitigating programs and measures provided for in environmental studies” (BRANDT; AVELAR, 2017, p. 38).

Another aspect addressed in the research refers to the digitalization of the EL system, remembering that Minas Gerais implemented its digital and electronic EL system in 2019 through the ‘EcoSistemas Portal’. The purpose was to investigate whether the municipalities are following this path. Data analysis (Table 5) identified that 48.7% of the municipalities physically carry out all the licensing stages, and only 15.4% have a fully digital procedure. Despite this, the EL in the municipalities follows a trend of digitalization. For most of them, at least one of the licensing stages is already online. In addition, almost all municipalities use digital tools and technologies in the EL system (Table 5).

Table 5 | Percentage of the municipalities that adopt digital procedures and tools.

<i>Digital environmental licensing procedures</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>
No digitalization – only paperwork	48,7% (19)
Digitalization of the whole process	15,4% (6)
Digitalization of Terms of Reference and scope decisions	28,2% (11)
Digitalization of project characteristics forms	23,1% (9)
Digitalization of systems for application fees	23,1% (9)
Digitalization of application forms	20,5% (8)
Digitalization of document filing and register	10,3% (4)
Digital environmental license issuing	7,7% (3)
<i>Digital tools and technologies</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>
GPS (Global Positioning System)	89,7% (35)
GIS portal and web-maps	87,2% (34)
Photographs	87,2% (34)
Remote sensing	82,1% (32)
Dados do SICAR (Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural)	71,8% (28)
Metadata from Brazil's Statistical Agency	61,5% (24)
Mining GIS system (known in Brazil as SIGMERE-ANM)	53,8% (21)
Drones	23,1% (9)
Sound decibel meter	2,6% (1)
Portable water quality testing equipment	2,6% (1)

Source: Created by the authors.

The research also sought to understand the Municipal Environmental Councils' role in the municipality's licensing processes. The results are described in Table 6.

Table 6 | Roles of the Municipal Environmental Councils in the EL processes.

<i>Roles of the municipal environmental councils in the EL process</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>
Vote for approval or rejection of environmental licensing applications	89,7% (35)
Evaluate license application review reports	69% (27)
Represent the interests of civil society	61% (24)
Propose local environmental policies	46,2% (18)
Deliberate the use and application of local funds	43,6% (17)
Propose environmental bills to the local legislative body	25,6% (10)
Write review reports	12,8% (5)
Carry out site inspections	12,8% (5)
Others	5,1% (2)

Source: Created by the authors.

In addition to the participation of civil society in the local councils, transparency in the licensing process is a legal prerequisite for EL in Brazil. Ferreira (2015) pointed out that the lack of transparency of the more complex procedures of EL is often criticized in Brazil's EL systems. In this sense, we sought to identify the means used by the municipalities to publicize the EL processes: 71.8% (28) responded that the information about the EL processes is available on the websites of the municipalities; 33.3% (13) that information is disclosed in council meetings, which are open to the population; 25.6% (10) that information is published in local newspapers; 20.5% (8) mentioned the Official Gazette of Minas Gerais, and 5.1% (2) local radios. None of the municipalities mentioned using social networks, internet video channels, or local TVs to publicize EL-related information, except for one respondent who indicated the use of Instagram, among other potential responses.

3.5 INTERCITY EL PUBLIC CONSORTIA

The possibility for municipalities to organize themselves into consortia is provided in Art. 241 of the Federal Constitution, regulated by Law 11,107/2005. In the environmental field, LC 140 considered the public consortium one of its cooperation instruments, allowing the implementation and integration of actions. For this, the consortia must have qualified technicians and some professionals that are compatible with the workload of the local EL system (BRASIL, 2011; CORRALO; BOANOVA, 2017).

The state of Minas Gerais regulated in DN 213, in its Art. 5, paragraph 2, the possibility of implementing EL through inter-municipal consortia. About half of the 121 municipalities implementing EL until December 2020 did so by the consortium. There are 60 municipalities divided into three consortia. The Environmental Consortium of the North of Minas (Codanorte), based in Montes Claros, bringing together 28 municipalities; the Vale do Aço Intermunicipal Multipurpose Consortium (Cimva-Leste), in Ipatinga, has 25 municipalities and the Intermunicipal Public Consortium for Sustainable Development (Cispar), in Patos de Minas, aggregates 7 municipalities (Table 1).

This study found that, for the Government of Minas Gerais, consortia are considered the most viable way for municipalities with less than 20 thousand inhabitants to implement EL – “It works as a technical, legal and administrative support for municipalities that individually cannot absorb this demand” (Interviewee 1). In this sense, Farias (2017) and Rezende (2013) consider that due to the

lack of financial and personnel resources reaching most municipalities, inter-municipal consortia are a solution for the decentralization of public environmental policies. In the same direction, Leme (2010, p. 47) analyzes that by joining together in consortia, small municipalities are strengthened and gain "the strength of dialogue with other entities [...], in addition to solving regional problems".

According to Semad's data (2020), of the 60 municipalities that had implemented EL through consortia by December 2020, 46 had a population of fewer than 20,000 inhabitants – Cimva-Leste (21), Codanorte (20) and Cispar (5). These numbers indicate that 76% of the municipalities that had implemented EL through consortia are small, with less than 20,000 inhabitants. Among the 61 municipalities that implemented EL individually, only 22.95% have a population of less than 20 thousand inhabitants. It was also observed that none of the 60 municipalities implementing EL through consortium signed an agreement with the state government to issue environmental licenses for larger projects listed under classes 5 and 6.

It was also found that, regardless of how municipalities implement EL, most municipalities have specific laws for licensing (Fisher's exact test, $p = 0.14$), with 88% for those who joined a consortium and 68% for those who did so by individual membership.

Among the 39 municipalities studied here, 46.6% responded that all revenues from the EL system go to the Municipal Environmental Fund (FMMA); 23.1% that part of them and 33.3% that the revenues are not directed to the fund. It was possible to identify that the form of adherence to the EL procedure is likely to influence the allocation of revenues to the FMMA ($\chi^2 = 23.289$; $p < 0.001$). When a membership is made with a consortium, 53% of the respondents indicate revenue is not directed to the FMMA, and 47% indicate a share goes to the fund. None of the consortium municipalities has all the revenue allocated to this fund (Figure 9b).

On the other hand, when EL is implemented individually, 76% of respondents indicate that all the revenue goes to the FMMA, 10% indicate that part of the revenue and only 14% indicate that none of the revenue goes to the fund (Figure 9a), which is related to the percentage of municipalities that do not have an FMMA (12.8%).

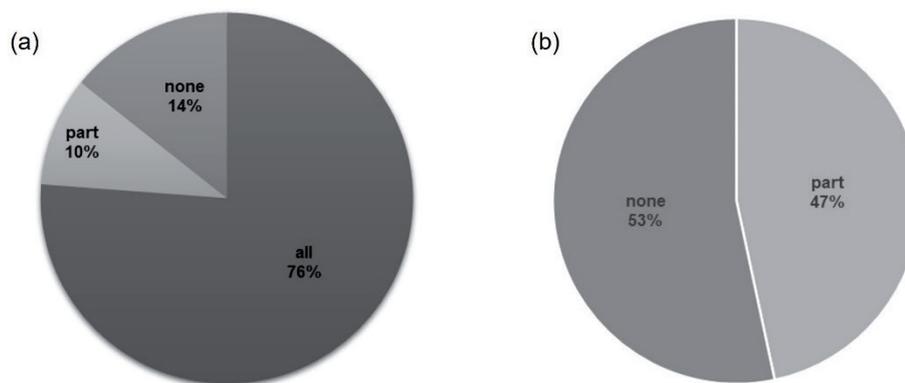


Figure 9 | Comparison between the destination or not of the EL-related revenue to the local environmental fund (FMMA) in municipalities with individual EL (a) or among those who adhere to consortia (b).

Source: Created by the authors.

The EL membership modality was not related to the inclusion by the municipality of activities and undertakings not listed in DN 213 ($\chi^2 = 2.901282$; $p = 0.08851$). Of the consortium municipalities, 25% do not license activities out of the scope of the DN 213, and 75% do. Among the municipalities implementing EL individually, 52.38% do not include a license for activities other than those listed in the state regulation, while 47.62% do so.

3.6 DIFFICULTIES, STRENGTHS AND PERSPECTIVES OF THE LOCAL EL SYSTEM

When questioned, "What are the difficulties encountered in the process of implementing the local EL?" the most marked responses were: shortage of technical staff (71.8%), low salaries of the technical staff (46.2%) and lack of infrastructure (43.6%) (Table 7). Since all respondents said they monitor the license conditions, it is noteworthy that 14 (35.9%) of them have difficulty in this monitoring, which may be related to the shortage of staff. The data obtained corroborate the academic literature, pointing out these difficulties in the decentralization of EL in Brazil (ABREU; FONSECA, 2017; AGNES *et al.*, 2009; NASCIMENTO; FONSECA, 2017; SCARDUA; BURSIZITYN, 2003). Azevedo *et al.* (2007, p. 51) also pointed out these deficiencies and consider that the success of decentralization processes lies in "institutional sustainability" (the financial and administrative capacity of municipalities).

Concerning the positive aspects of the decentralization of EL (Table 7), two aspects were pointed out by 87.2% of the respondents: knowledge of the local environmental conditions and the proximity between government, community and developers. These points had also been found by Nascimento and Fonseca (2017) as positive aspects of local EL systems, in dialogue with Schmitt and Scardua (2015, p. 1126), who consider "that local knowledge makes it possible to know how to manage natural resources better".

Table 7 | Implementation difficulties faced by local governments and positive aspects of the local EL system

<i>Implementation difficulties</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>	<i>Positive aspects</i>	<i>% of the 39 municipalities</i>
Shortage of staff	71,8% (28)	Knowledge of local environmental conditions	87,2% (34)
Low salaries of those working in the EL system	46,2% (18)	Proximity of local governments, communities and developers	87,2% (34)
Lack of adequate infrastructure	43,6% (17)	Dedication and effort of environmental staff	64,1% (25)
Difficulty to follow up on license conditions	35,9% (14)	Participation of local citizens in environmental issues	61,5% (24)
Lack of state support to the decentralization	28,2% (11)	Environmental awareness of the local population	59% (21)
Political interference in the licensing decision-making	20,5% (8)	Subsidies for local public policies	53,8% (21)
Developer's interference in the licensing decision-making	15,5% (6)	Increased government revenue	53,8% (21)
Lack of procedural standardization	12,8% (5)	Easier information access	33,3% (13)
Slow and cumbersome licensing procedures	7,7% (3)	No positive aspects	2,6% (1)
No difficulty	7,7% (3)		

Source: Created by the authors.

It can be seen that the difficulties "political interference in licensing decision-making" (20.5%) and "developer's interference in licensing decision-making" (15.5%) contradict the positive aspects of the "proximity of government, communities and developers" (87.2%) and "approaching the population to the challenges of environmental and territorial management" (61.5%). The frequencies observed arguably indicate that the positive aspects of the proximity of developers outweigh the potential negative impacts of hidden interests.

When asked, "What recommendation would you give to a municipality that is considering the implementation of environmental licensing?", 27 of the 39 respondents provided responses which were

grouped into the following suggestions and recommendations, in descending order of occurrence: (i) Having a competent technical and legal team in constant training and capacity-building, as well as the necessary infrastructure for the EL system – present in almost all responses; (ii) Be aware of the local EL system’s responsibilities and difficulties, as well as patience and persistence with the process; (iii) direct recommendation for municipalities to implement EL, highlighting that there are more advantages than disadvantages; (iv) Create specific municipal laws for EL; (v) Plan and implement the local EL gradually and in a staged manner, attentive to the potential lists and classes of projects that the municipality can work with; (vi) Monitor the EL demand and its implementation and (vii) Learn from municipalities that are already implementing EL.

4 CONCLUSIONS AND FINAL REMARKS

This study sought to explore the experience of the municipalities of the state of Minas Gerais that took up local environmental licensing. The results indicate that after the DN 213/2017 regulation, there was a significant growth of local EL in Minas Gerais, even though less than 15% of the municipalities had taken over this responsibility by the end of 2020. It is noticed that inter-municipal consortia have been a path adopted mainly by small municipalities in Minas Gerais. The data obtained reinforce the importance of this strategy. New studies are needed to understand further the scope, format, organization and functioning of each consortium established for EL in Minas Gerais.

The most significant difference that could be detected between the municipalities that implement EL via consortia compared to those that do so individually was related to the allocation of revenues collected in the licensing procedures. Municipalities that act individually use more frequently the Municipal Environment Fund (FMMA). Almost all consortium municipalities stated that they were not using the FMMA to implement the local EL system. However, more specific studies are needed to analyze and monitor how municipalities manage and apply these funds, considering their potential relevance for projects, actions and socio-environmental improvements in the municipal territories.

While 84% of the municipalities have municipal environmental secretariats, they also face difficulties such as lack of organizational infrastructure – small technical teams and low salaries. Perhaps this is why the consortium modality has been sought after, and the decentralization process has been slower in Minas Gerais state than in other Brazilian states.

On the other hand, decentralized EL plays an essential role in the environmental management of municipal territories, with greater participation of local actors, through municipal councils, in decision-making. Added to these good points is the observation that the agility and reduction of red tape are the main motivations for implementing EL at the local level. Future studies should verify respondents’ perceptions and investigate whether local EL systems are, in fact, faster and more efficient than those carried out by state and federal governments.

Overall, this study found that while the decentralization of EL in Minas Gerais to the municipal level has been growing, implementation has been complex, challenging, and heterogeneous. Therefore, scholars should continue to investigate the effectiveness of EL in Minas Gerais’ municipalities.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the interviewees and the respondents who participated in this study. They also thank doctors Carlos Alberto Valera and Victor Eduardo Lima Ranieri for their contributions to the dissertation that led to this study. Finally, the authors are also grateful for the comments and suggestions of the anonymous peer-reviewers.

REFERENCES

- ABREU, E. L.; FONSECA, A. Análise comparada da descentralização do licenciamento ambiental em municípios dos estados de Minas Gerais e Piauí. **Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, p. 167–180, 2017.
- AGNES, C. C. *et al.* Uma Discussão sobre a Descentralização da Gestão Ambiental. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 14, n. 8, p. 53-73, 2009.
- ÁVILA, R. D.; MALHEIROS, T. F. O sistema municipal de meio ambiente no Brasil: avanços e desafios. **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 33-47, 2012.
- AZEVEDO, A.; PASQUIS, R.; BURSZTYN, M. A reforma do Estado, a emergência da descentralização e as políticas ambientais. **Revista do Serviço Público**, v. 58, n. 1, p. 37- 55, 2007.
- BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. Lisboa: Ed. 70, 1997.
- BELO HORIZONTE (Minas Gerais). **Deliberação Normativa Copam N° 213, de 22 de fevereiro de 2017**. Estabelece as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será atribuição dos Municípios. 2017.
- BELO HORIZONTE (Minas Gerais). **Deliberação Normativa Copam N° 217, de 06 de dezembro de 2017**. Estabelece critérios para classificação das modalidades de licenciamento ambiental no estado de Minas Gerais e dá outras providências. 2017.
- BRANDT, W.; AVELAR, S. **Definições nos processos de licenciamento ambiental e consequências na efetividade de seus resultados**. 150 p, 2017.
- BRASÍLIA, DF. **Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. 1981.
- BRASÍLIA, DF. **Lei N° 11.107, de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. 2005.
- BRASÍLIA, DF. **Lei Complementar N° 140, de 8 de dezembro de 2011**. Fixa normas para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora. 2011.
- BRAZIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. 5 de outubro de 1988.
- BRITO, F. P. M. Licenciamento ambiental municipal e a LC N° 140/2011. **Revista de Direito**, v. 6, n. 1, p. 105-141, 2014.
- CORRALO, G. S.; BOANOVA, A. M. S. Consórcios intermunicipais para licenciamento ambiental: um instrumento de garantia do direito fundamental à boa administração pública. **Revista de Direito Administrativo e Gestão Pública**, v. 3, n. 2, p. 58–75. 2017.
- FARIAS, T. Consórcios Públicos Ambientais são caminhos adequados para os municípios. **Revista Consultor Jurídico**, p. 1-5, 2017.
- FERREIRA, L. R. M. **Boas Práticas de Transparência, Informatização e Comunicação Social da Avaliação de Impacto e do Licenciamento Ambiental nos Websites dos Órgãos Licenciadores Estaduais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2015.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-97, 2017.

GOMES, G. M.; DOWELL, M. C. M. Descentralização política, federalismo fiscal e criação de municípios: o que é mau para o econômico nem sempre é bom para o social. **Ipea – Texto para Discussão** N° 706. Brasília, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Perfil dos municípios brasileiros**. Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2015.

LEME, T. N. Os municípios e a Política Nacional do Meio Ambiente. **Planejamento e Políticas Públicas**, v. 35, p. 25-71, 2010.

NASCIMENTO, T.; FONSECA, A. A descentralização do licenciamento ambiental na percepção de partes interessadas de 84 municípios brasileiros. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43 (Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental), p. 152-170, 2017.

NASCIMENTO, T.; ABREU, E. L.; FONSECA, A. Descentralização do licenciamento e da avaliação de impacto ambiental no Brasil: regulação e estudos empíricos. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 22 p., 2020.

OLIVEIRA, D. O. *et al.* Impedimentos e motivação da descentralização do Licenciamento Ambiental em Minas Gerais. **Espaço & Geografia**, v. 22, n. 2, p. 407-436, 2019.

PIETRO, M. S. Z. **Direito Administrativo**. São Paulo: Atlas, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020.

REZENDE, F. A crise do federalismo brasileiro: evidências, causas e consequências. In: REZENDE, F. (Org.). **O Federalismo Brasileiro em seu Labirinto: crise e necessidades de reformas**. FGV Editora: Rio de Janeiro, 2013.

SCARDUA, F. P.; BURSZTYN, M. A. A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**, v. 18, n. 1-2, p. 291-314, 2003.

SCHMITT, J.; SCARDUA, F. A descentralização das competências ambientais e a fiscalização do desmatamento na Amazônia. **Revista de Administração Pública**, v. 49, n. 5, p. 1121-1142, 2015.

SOUZA, J. F. V.; ZUBEN, E. O Licenciamento Ambiental e a Lei Complementar N°. 140/2011. **Cadernos de Direito**, Piracicaba, v. 12, n. 23, p. 11-44, 2012.

STRENGERS, Y. Environmental culture change in local government: a practised perspective from the International Council for Local Environmental Initiatives – Australia/New Zealand. **Local Environment**, v. 9, n. 6, p. 621–628, 2004.

VERONEZ, F. A. **Efetividade da avaliação de impacto ambiental de projetos no estado do Espírito Santo**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil, 2018.

A experiência dos municípios de Minas Gerais que assumiram a competência originária do licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local

The experience of the municipalities of Minas Gerais State (Brazil) that implemented local environmental licensing

Mônica de Souza Alves ¹

Alexandre Túlio Amaral Nascimento ²

Alberto de Freitas Castro Fonseca ³

¹ Mestrado em Sustentabilidade Socioeconômica e em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG), Frutal, MG, Brasil
E-mail: monicaalves.jornalista@gmail.com

² Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Pesquisador, Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Frutal, Departamento de Engenharia Aplicada e Tecnologias Ambientais – João Monlevade, MG, Brasil
E-mail: alexandre.nascimento@uemg.br

³ Doutorado em Desenvolvimento Sustentável, Pesquisador, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brasil
E-mail: alberto@ufop.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41539

Received: 12/01/2022
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi conhecer a experiência dos municípios que assumiram o licenciamento ambiental no âmbito do estado de Minas Gerais até dezembro de 2020. Para esse fim, representantes do estado foram entrevistados e um questionário eletrônico foi encaminhado aos 121 municípios enquadrados, obtendo-se 39 respostas. A morosidade da emissão de licenças pelo estado e a busca por agilidade foi o que mais motivou os municípios a assumirem o LA. O conhecimento da realidade local e a proximidade entre poder público, comunidade e empreendedores foram apontados como facilitadores. Equipes reduzidas, contratações precárias e falta de infraestrutura foram as principais dificuldades apontadas. Os municípios que já licenciam recomendam que aqueles que ainda vão assumir essa responsabilidade o façam com planejamento e que se estruturam com equipe técnica e jurídica competente e em constante capacitação. Sugerem-se novos estudos para acompanhar esse processo de descentralização do LA.

Palavras-chave: Descentralização. Gestão Municipal. Gestão Ambiental Local. Licenciamento Ambiental Municipal.

ABSTRACT

The objective of this study was to explore the experience of the municipalities of the state of Minas Gerais that implemented local environmental licensing. For this purpose, representatives of the state administration were interviewed, and an electronic questionnaire was sent to analysts of 121 municipalities that took up environmental licensing, from which 39 responses were obtained. The key drivers of local environmental licensing were concerns over licensing procedural delays by the state government and the need for administrative efficiency. Knowledge of local conditions and the proximity between the local government, communities and developers were identified as facilitators of licensing. Shortage of staff, precarious hiring processes, and lack of infrastructure were identified as the main barriers to local environmental licensing. The municipalities that have implemented local environmental licensing perceive planning, administrative capacity, competent technical and legal teams, and capacity-building as essential elements of an effective local environmental licensing system. The study concludes with suggestions of future research avenues.

Keywords: Decentralization. Municipal Administration. Local Environmental Management. Municipal Environmental Licensing.

1 INTRODUÇÃO

O Licenciamento Ambiental (LA) – um dos principais instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) (Lei 6.938/1981) – é um procedimento administrativo do poder público (União, estado ou município) que visa subsidiar a tomada de decisões e proteger o meio ambiente, mediante o controle prévio da implantação, operação e ampliação das atividades e empreendimentos que utilizem recursos naturais ou causem impactos ambientais. Esse processo busca a concessão de licenças que atestem a viabilidade e a adequação ambiental dos empreendimentos, em suas diferentes fases, devendo inclusive ser emitidas antes do início de sua operação e funcionamento.

A gestão ambiental compartilhada entre os entes federativos prevista pela PNMA se fortaleceu com a promulgação da Constituição Federal (1988), que dividiu entre União, estados, Distrito Federal e municípios a responsabilidade de proteger o meio ambiente e combater a poluição (CF, Art. 23, Incisos VI e VII, 1988). Completando esse arcabouço legal, a Lei Complementar 140, de 8 de dezembro de 2011 (LC 140), regulamentou o Art. 23 da CF e definiu as competências dos entes federativos perante o licenciamento ambiental. A LC 140 esclareceu lacunas jurídicas e reforçou a efetiva participação dos municípios na gestão ambiental compartilhada do território brasileiro (BRASIL, 2011; BRITO, 2014; SOUZA; ZUBEN, 2012).

Embora a maioria das licenças ambientais no Brasil ainda seja emitida pelos estados, “o licenciamento ambiental municipal tem crescido” (ABREU; FONSECA, 2017, p. 168), principalmente após a promulgação da LC 140. Esse processo dos municípios assumirem a competência originária do LA por meio da transferência dos estados para os municípios é denominado de descentralização – considerada uma ação estratégica para a redistribuição do poder político do nível central para os níveis periféricos (GOMES; DOWELL, 2000; PIETRO, 2004).

Seis anos após a publicação da LC 140, Minas Gerais definiu as diretrizes da municipalização do LA no âmbito do estado, tendo como marco a publicação da Deliberação Normativa (DN) do Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam) N° 213, de 22 de fevereiro de 2017, alterada pela DN Copam N° 219, de 2 de fevereiro de 2018. Seguindo as diretrizes da LC 140 – que determina que cabe aos conselhos ambientais dos estados definirem o que é de impacto local –, o Copam trouxe na DN 213, em seu Anexo Único, quais as tipologias de atividades e empreendimentos de impacto local que seriam de competência dos municípios licenciarem. A DN 213 também estabeleceu critérios e condições para que os municípios assumam o licenciamento de empreendimentos e atividades de impacto local, entre os quais destacam-se a necessidade de: (i) Possuir órgão ambiental capacitado, com técnicos

próprios ou em consórcio, devidamente habilitados e em número compatível com a demanda das funções administrativas de licenciamento e fiscalização ambiental de competência do município, (ii) Ter estabelecido seu Conselho Municipal de Meio Ambiente e (iii) Manifestar-se formalmente perante o estado sobre a capacidade de assumir sua competência originária do LA.

A DN 213 fundamentou o convite do estado para que os 853 municípios mineiros, através do Ofício Circular Supram Semad N° 30, de 09 de março de 2017, assumissem a competência do LA de impacto local. Não se tratou de uma determinação, mas uma decisão facultativa do município, que tendo atendido às exigências, poderia escolher todas as tipologias listadas na DN 213, somente aquelas de seu interesse ou nenhuma delas. Na ausência de manifestação formal, o estado permanecerá exercendo a competência de licenciamento em caráter supletivo. Assim, para a maioria dos municípios mineiros, mantém-se a atuação supletiva do estado no licenciamento que poderia ser de competência municipal, conforme previsto no Inciso II do Artigo 2° da LC 140 (BRASIL, 2011). Para apoiar os municípios nesse processo de transição, o governo de Minas criou a Diretoria de Apoio à Gestão Municipal (Dagem).

Antes da publicação da DN 213, apenas 7 (0,82%) dos 853 municípios mineiros emitiam licenças ambientais por meio de convênio de cooperação técnica por delegação de competência, estabelecido entre o estado e as prefeituras. Entre a publicação da DN 213, em fevereiro de 2017, e o encerramento da coleta de dados deste estudo, em dezembro de 2020, somaram-se 121 (14,18%) municípios emitindo licenças ambientais em MG. Houve, portanto, crescimento expressivo na municipalização, uma tendência no Brasil após a publicação da LC 140 (NASCIMENTO *et al.*, 2020).

O objetivo desta pesquisa foi conhecer a experiência dos municípios que assumiram o licenciamento ambiental no âmbito do estado de Minas Gerais até dezembro de 2020. Apesar de relativamente numerosos, a maioria dos estudos desta temática está restrita a dissertações, teses e artigos publicados em anais de eventos científicos, havendo poucas publicações em periódicos de impacto (NASCIMENTO; FONSECA, 2017). Ademais, a descentralização, quando abordada na literatura internacional, tende a ser tratada como uma questão marginal e latente (NASCIMENTO *et al.*, 2020). Além de contribuir com a literatura científica, este estudo visa subsidiar a tomada de decisão e a adequação do universo dos mais de 85% dos municípios mineiros que ainda não assumiram a competência originária do LA.

2 METODOLOGIA

Esta pesquisa se deu em quatro etapas: (i) revisão da literatura; (ii) análise de conteúdo da legislação do estado de Minas Gerais; (iii) entrevista semiestruturada com representantes da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (Semad) e sua Diretoria de Apoio à Gestão Municipal (Dagem); (iv) questionários eletrônicos com os representantes dos órgãos ambientais municipais responsáveis pelo LA.

As duas etapas iniciais se deram por meio de revisão bibliográfica da literatura científica e das normas e leis ambientais, utilizando-se as bases de dados bibliográficos *Scopus* e *Web of Science*. Na seleção das publicações, aplicou-se os descritivos em português: “Licenciamento Ambiental” and “Municipalização” e “Licenciamento Ambiental” and “Descentralização”, e em inglês: *Environmental Licensing*” and “*Environmental Licensing*” and “*Decentralization*”. Na busca em inglês não foi utilizada a terminologia “*Municipalition*”, por não ser usual nesse contexto, mas foi acrescentado o termo “*Brazil*”. Foram rastreados títulos e resumos, e selecionados os trabalhos que remetiam ao tema do Licenciamento Ambiental dentro da concepção da descentralização. Também foram utilizados para incorporação ao estudo, dados de publicações que não constaram da busca, mas que foram referenciadas nas publicações selecionadas.

Como procedimento complementar, foram analisados os principais marcos regulatórios que remetem ao Licenciamento Ambiental na concepção da sua criação e descentralização (Lei Federal 6.938, de 31

de agosto de 1981; Resolução Conama 237, de 19 de dezembro de 1997; Lei Complementar Federal 140, de 8 de dezembro de 2011; Deliberação Normativa Copam MG N° 213, de 22 de fevereiro de 2017; DN Copam MG N° 217, de 6 de dezembro de 2017; e DN Copam N° 2019, de 2 de fevereiro de 2018).

Ainda na fase inicial de delineamento da pesquisa, foi realizada uma reunião com representantes da Semad e sua Dagem, quando o estudo foi apresentado e pôde receber aportes. Nessa mesma ocasião, foi realizada a entrevista semiestruturada com dez perguntas direcionadas ao estado, a qual visou subsidiar o preparo e delineamento do questionário amostral da pesquisa com os municípios. Os procedimentos foram aprovados quanto à ética na pesquisa (Caae/Uemg: 32724720.9.0000.5525).

O questionário amostral foi estruturado em 32 questões (28 fechadas) divididas em quatro blocos. O primeiro buscou conhecer o perfil do responsável pela pasta ambiental e a posição desse órgão na prefeitura (secretaria, departamento, diretoria, autarquia, etc.). O segundo bloco focou em conhecer o processo de descentralização do LA em cada município, o que os motivou a assumirem essa competência, qual a estrutura do órgão licenciador e o perfil da equipe técnica responsável. O bloco três buscou identificar os procedimentos do LA em cada município, as demandas mais frequentes, as taxas cobradas e a forma como os recursos arrecadados são aplicados. Por fim, o último bloco se propôs a levantar os principais desafios, as dificuldades e os aspectos positivos vivenciados pelos municípios na descentralização do LA.

O questionário foi aplicado pela plataforma *Google Forms*. A coleta de dados transcorreu entre 15 de abril e 31 de dezembro de 2020. O esforço amostral envolveu os 121 municípios mineiros que até 31 de dezembro de 2020 estavam aptos a exercer a competência originária do licenciamento, controle e fiscalização ambiental – conforme dados disponibilizados pela Semad-MG. Os municípios foram contatados mediante um e-mail enviado ao responsável pelo órgão ambiental, apresentando a pesquisa e convidando a colaborar respondendo ao *link* do questionário. Esse e-mail foi reenviado até três vezes aos municípios não respondentes. Também foram mantidos contatos via telefone e *WhatsApp*.

2.1 TERRITÓRIO DA PESQUISA

A Tabela 1 apresenta os 121 municípios que assumiram o licenciamento ambiental em Minas Gerais até dezembro de 2020, para os quais o questionário amostral foi enviado, de acordo com o modo pelo qual aderiram à descentralização (individual ou por consórcio). Aqueles municípios que, além da competência originária, firmaram convênio com o estado para licenciar empreendimentos que não são considerados de impacto local são discriminados. Os 39 municípios (32,23%) que responderam ao questionário amostral estão em cinza.

Tabela 1 | Relação dos 121 municípios que assumiram o licenciamento ambiental em Minas Gerais até dezembro de 2020 de acordo com o modo de adesão. Em bege os 39 respondentes ao questionário amostral desta pesquisa. A data entre parênteses indica o início da atribuição originária do licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local pelo município.

INDIVIDUAL IMPLEMENTATION	CONSORCIADOS
Água Comprida (02/04/2019)	CIMVA – LESTE
Além Paraíba (10/06/2018)	Alpercata (10/03/2020)
Alto Caparaó (12/12/2018)	Antônio Dias (21/12/2018)
Araporã (11/08/2017)	Belo Oriente (21/12/2018)
Araújos (26/12/2017)	Bom Jesus do Galho (22/10/2020)
Barbacena (03/10/2017)	Braúnas ((03/07/2019)
Belo Horizonte (18/01/1985)*	Bugre (21/12/2018)

INDIVIDUAL IMPLEMENTATION	CONSORCIADOS
Belo Vale (11/07/2017)	Caratinga (13/01/2020)
Betim (07/07/2013)*	Coronel Fabriciano (11/02/2020)
Bom Despacho (23/04/2018)	Córrego Novo (21/12/2018)
Brumadinho (01/10/2012)*	Dom Cavati (21/12/2018)
Capitólio (12/03/2020)	Entre Folhas (21/12/2018)
Carlos Chagas (12/06/2019)	Iapu (21/12/2018)
Carmo do Cajuru (15/09/2017)	Imbé de Minas (24/03/2020)
Cataguases (24/10/2019)	Ipaba (21/12/2018)
Conceição do Mato Dentro (03/10/2018)	Ipatinga (08/01/2019)
Congonhas (24/06/2003)*	Joanésia (10/03/2020)
Contagem (28/04/2020)	Mesquita (15/10/2020)
Divinópolis (03/02/2020)	Naque (23/09/2019)
Dores do Indaiá (03/02/2020)	Periquito (21/12/2018)
Extrema (28/02/2018)*	Piedade de Caratinga (13/01/2020)
Felixlândia (01/12/2017)	Pingo-d'Água (21/12/2018)
Frutal (05/06/2017)	São João do Oriente (21/12/2018)
Governador Valadares (29/10/2018)	Sem-Peixe (03/07/2019)
Ibirité (27/10/2016)*	Ubaporanga (05/03/2020)
Indianópolis (06/05/2019)	Virginópolis (16/03/2020)
Itabira (13/11/2017)	<i>CISPAR</i>
Itabirito (10/07/2017)	Carmo do Paranaíba (02/07/2019)
Itajubá (22/09/2018)	Cruzeiro da Fortaleza (02/07/2019)
Itaúna (03/09/2018)	Guimarânia (02/07/2019)
Juatuba (01/10/2019)	Rio Paranaíba (02/07/2019)
Juiz de Fora (21/12/2002)*	Serra do Salitre (02/07/2019)
Lagoa Santa (01/02/2018)	Tiros (02/07/2019)
Limeira do Oeste (16/05/2018)	Varjão de Minas (02/07/2019)
Malacacheta (22/09/2017)	<i>CODANORTE</i>
Manhuaçu (05/08/2019)	Augusto de Lima (07/08/2020)
Mariana (15/08/2017)	Bocaiúva (28/11/2018)
Matozinhos (01/08/2019)	Botumirim (28/11/2018)
Monte Alegre de Minas (01/07/2019)	Brasília de Minas (31/05/2019)
Montes Claros (08/12/2017)	Buenópolis (28/11/2018)
Muriae (09/10/2017)	Capitão Enéas (20/08/2019)
Pains (04/01/2020)*	Catuti (28/11/2018)
Pará de Minas (02/10/2017)	Claro dos Poções (28/11/2018)
Patrocínio (02/05/2017)	Cônego Marinho (20/08/2019)
Pompéu (15/12/2017)	Coração de Jesus (15/05/2020)
Ponte Nova (16/03/2020)*	Francisco Sá (28/11/2018)
Prata (05/02/2018)	Fruta de Leite (07/08/2020)

INDIVIDUAL IMPLEMENTATION	CONSORCIADOS
Ribeirão das Neves (01/12/2017)	Grão Mogol (28/11/2018)
Rio Casca (04/11/2019)	Itacambira (28/11/2018)
Sacramento (22/08/2017)	Itacarambi (08/01/2019)
Santa Luzia (17/07/2017)	Jaíba (31/01/2019)
São Gotardo (11/07/2019)	Joaquim Felício (19/06/2020)
São José da Lapa (14/02/2019)	Manga (30/09/2019)
São Sebastião do Paraíso (01/07/2019)	Mirabela (28/11/2018)
Sete Lagoas (02/01/2020)	Montalvânia (26/04/2019)
Teófilo Otoni (13/02/2019)	Olhos-d'Água (27/03/2019)
Três Marias (11/07/2017)	Patis (23/01/2019)
Tupaciguara (15/09/2017)	Pedras de Maria da Cruz (20/08/2019)
Ubá (29/09/2020)*	Ponto Chique (29/08/2019)
Uberaba (25/11/2012)*	São Francisco (07/08/2020)
Viçosa (10/05/2018)	São João da Ponte (28/11/2018)
	São João do Pacuí (28/11/2018)
	Varzelândia (28/11/2018)

*Municípios que também possuem convênio com o estado para licenciar empreendimentos que não são de impacto local.

Fonte: Elaborada pelos autores com base nos dados disponibilizados pela Semad/2020.

Os municípios amostrados pela pesquisa contemplaram diversas regiões do estado de Minas Gerais (Figura 1).

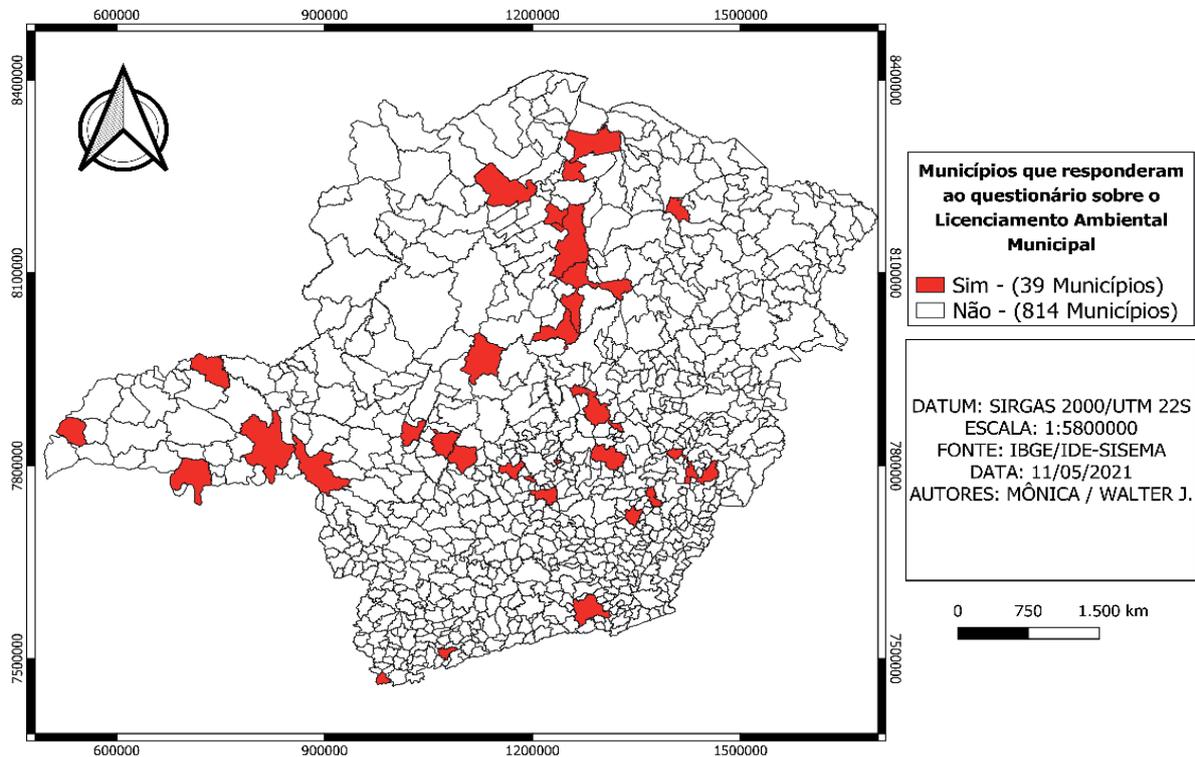


Figura 1 | Municípios que responderam ao questionário amostral da pesquisa.

Fonte: Elaborada pelos autores.

2.2 ANÁLISE DOS DADOS

As respostas dos questionários foram analisadas por estatística descritiva e inferencial e apresentadas na forma de tabelas, quadros e gráficos de distribuição de frequências. As quatro questões abertas foram submetidas ao método de análise de conteúdo, seguindo o modelo teórico proposto por Bardin (1977), abrangendo os seguintes passos: (a) pré-análise dos dados; (b) tabulação temática; (c) agrupamento em categorias; e (d) interpretação dos resultados.

O teste de Chi-quadrado com nível de significância de 5% ($p < 0,05$) foi empregado para verificar se a forma de adesão ao LA, se individual ou por consórcio, influenciou a destinação das taxas cobradas e o licenciamento de atividades além das previstas na DN 213. Utilizou-se o teste exato de Fisher para verificar se a forma de adesão se relaciona com a existência de leis municipais específicas para o LA. Essas análises foram realizadas com o programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 DADOS GERAIS DA DESCENTRALIZAÇÃO DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL EM MINAS GERAIS

Antes da publicação da DN Copam N° 213, de 2017, somente Belo Horizonte (1985), Betim (2013), Brumadinho (2012), Contagem (2003), Juiz de Fora (2002), Ibirité (2016) e Uberaba (2012) emitiam licenças ambientais por meio de convênio com o estado para delegação de competência, estabelecidos a princípio com base nas Deliberações Normativas Copam N° 29 (09 de outubro de 1998) e N° 102 (30 de outubro de 2006), e atualmente pelo Decreto Estadual N° 46.937, de 21 de janeiro de 2016.

Após a DN 213 ter entrado em vigor, em 22 de fevereiro de 2017, percebe-se um ritmo crescente de municípios mineiros assumindo a competência originária do LA (Figura 2), exceto em 2020, quando houve uma redução de 34% em relação aos dois anos anteriores. Isso pode estar relacionado ao início da pandemia da Covid-19 e às eleições municipais daquele ano. Em 2021, a quantidade de municípios aderindo ao LA dobrou em relação a 2020.

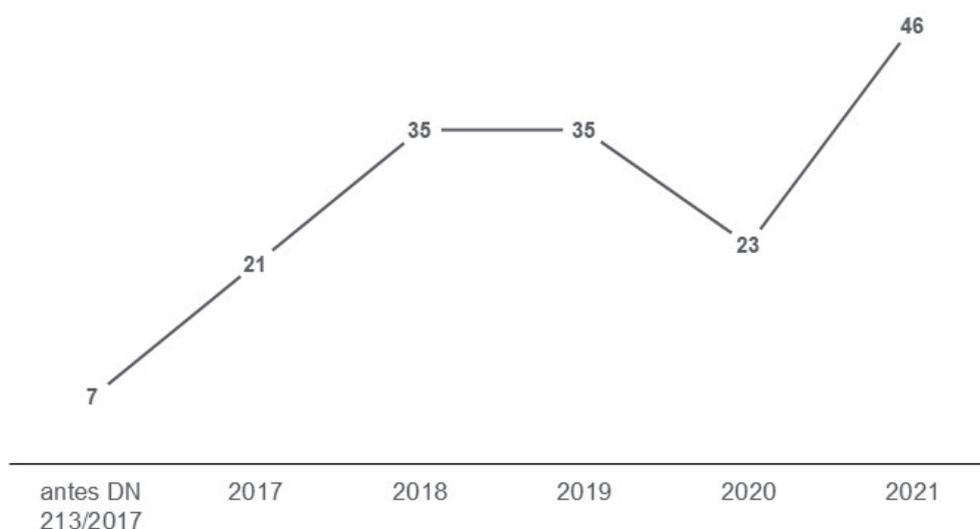


Figura 2 | Número de municípios que assumiram o licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local por ano a partir de 2017, quando em 22 de fevereiro entrou em vigor a DN Copam N° 213.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de dados disponibilizados pela Semad. Até 13 de dezembro de 2021, um total de 167 municípios estavam aptos ao licenciamento ambiental em Minas Gerais (SEMAD, 2021).

3.2 MODALIDADE DE ADESÃO E MOTIVAÇÕES DOS MUNICÍPIOS PARA ASSUMIR O LICENCIAMENTO AMBIENTAL

No momento de assumir o LA, os municípios podem optar pela forma individual ou por meio de consórcios públicos. Dos municípios respondentes, 56,4% assumiram de forma individual e 43,6% na modalidade consorciada (Figura 3 a). Dado que a decisão de assumir o licenciamento ambiental é facultativa, buscou-se conhecer os atores que influenciaram essa decisão (Figura 3 b) – prefeito, Secretaria de Meio Ambiente, equipe técnica, decisão conjunta, consórcios municipais ou não sei.

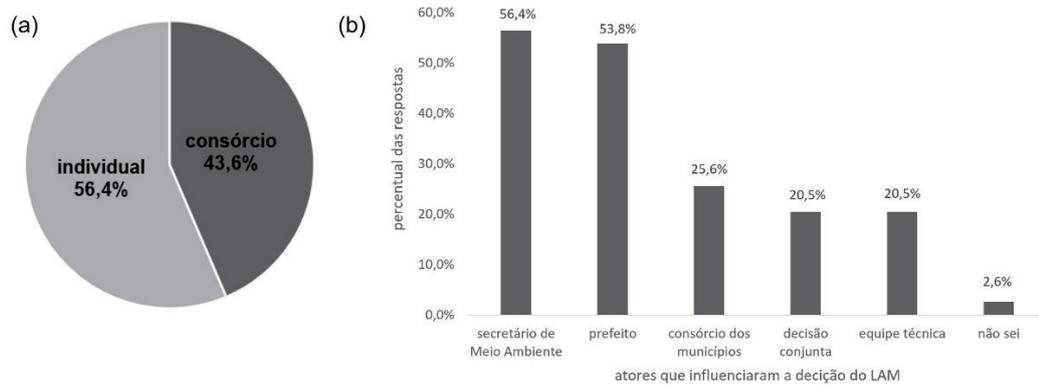


Figura 3 | Percentual de municípios que aderiram ao licenciamento ambiental de forma individual ou por consórcio (a) e quais atores influenciaram essa decisão (b), de acordo com as respostas obtidas.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Os respondentes também foram solicitados a apontar quais os principais fatores que influenciaram a decisão do município em assumir o LA. Foram sugeridas 10 alternativas, sendo possível múltipla marcação. Entre os dados obtidos (Tabela 2), destaca-se que 100% dos respondentes assinalaram a opção “agilidade”, corroborando o estudo de Fonseca *et al.* (2017) que apontam a morosidade dos processos como um dos desafios do LA no Brasil. Correlacionado, a desburocratização foi assinalada por 61,50% dos respondentes, o que também já é debatido (ABREU; FONSECA, 2017). Observou-se ainda que os municípios consideraram importante a proximidade dos empreendimentos a serem licenciados, alinhando-se com Strengers (2004), para quem a proximidade resultaria em ações mais efetivas de proteção ao meio ambiente e mitigação dos impactos ambientais. Assumir o controle dos impactos ambientais locais também impulsionou os municípios para a adesão ao LA (69,20%). Abreu e Fonseca (2017) refletem que a proximidade territorial facilita o controle dos impactos ambientais gerados pelas atividades e empreendimentos licenciados.

Tabela 2 | Relação dos principais fatores que motivaram os municípios a assumirem o licenciamento ambiental em dados percentuais (N = 39).

Aspectos que motivaram a descentralização	% de municípios
Agilidade	100,00%
Proximidade dos empreendimentos a serem licenciados	69,20%
Controle dos impactos ambientais locais	69,20%
Autonomia administrativa	61,50%
Desburocratização	61,50%
Autonomia nas tomadas de decisões	56,40%
Ganho de arrecadação municipal	51,30%

Aspectos que motivaram a descentralização	% de municípios
Insatisfação com o papel do estado	48,70%
Cobrança da classe empreendedora	30,80%
Cobrança da população em geral	15,40%

Fonte: Elaborada pelos autores.

3.3 PERFIL DOS ATORES E ESTRUTURA DOS ÓRGÃOS AMBIENTAIS MUNICIPAIS LICENCIADORES

Todos os 39 respondentes afirmaram ter formação de nível superior (Figura 4). Entre as formações citadas estão as engenharias ambiental, sanitária, agrônômica, civil, florestal e metalúrgica; biologia; tecnologia em alimentos; comunicação social; direito; enfermagem; gestão ambiental; e zootecnia.

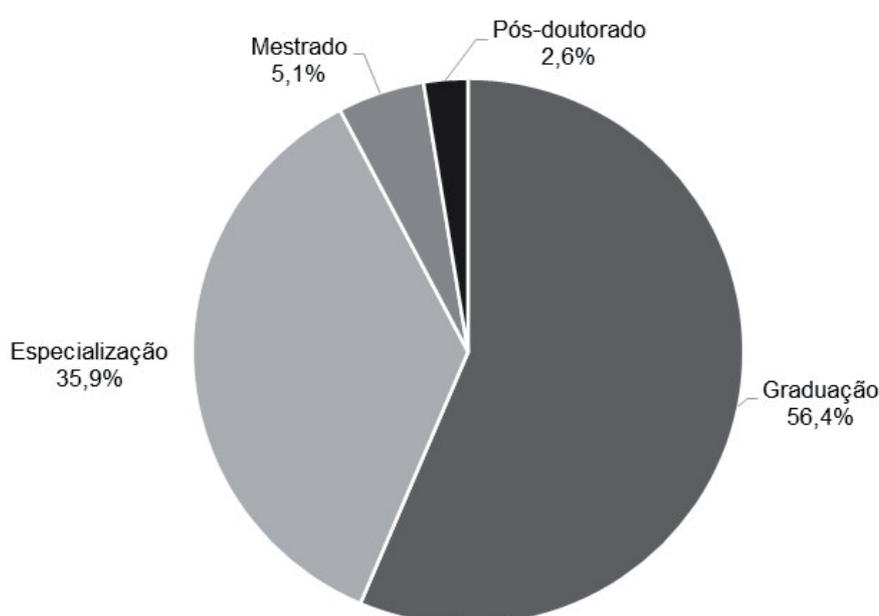


Figura 4 | Nível de formação dos titulares dos órgãos licenciadores dos municípios que responderam à pesquisa.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Quanto à experiência profissional, 53,8% dos respondentes viviam a primeira experiência profissional na área ambiental e 46,2% afirmaram que contam com vivências profissionais anteriores nessa área. Estes, quando questionados há quanto tempo trabalham na área ambiental, disseram: 42,1% entre 5 e 10 anos; 36,8% mais de 10 anos e 21,1% há menos de cinco anos. Todavia, esses dados são limitados para aferir sobre a qualificação dos profissionais que respondem pelo Licenciamento Ambiental Municipal (LAM), considerando-se que seria bem-vinda a formação na área de administração pública, para além da área ambiental.

No que se refere à natureza jurídica e às atribuições do órgão responsável pelo LA dentro do organograma da prefeitura, 33 dos 39 respondentes contam com Secretarias Municipais de Meio Ambiente. Em três municípios, os responsáveis pelo LA são Departamentos de Meio Ambiente, em dois, Diretoria de Meio Ambiente, e em um, Subsecretaria de Meio Ambiente. O fato de 84,6% dos municípios amostrados contarem com Secretarias de Meio Ambiente é visto como um aspecto positivo. Haja vista que de acordo com o IBGE (2017) o ideal seria a existência de órgãos ambientais em nível de Secretarias para melhor gestão ambiental municipal, uma vez que estas têm orçamento próprio e maior poder de decisão.

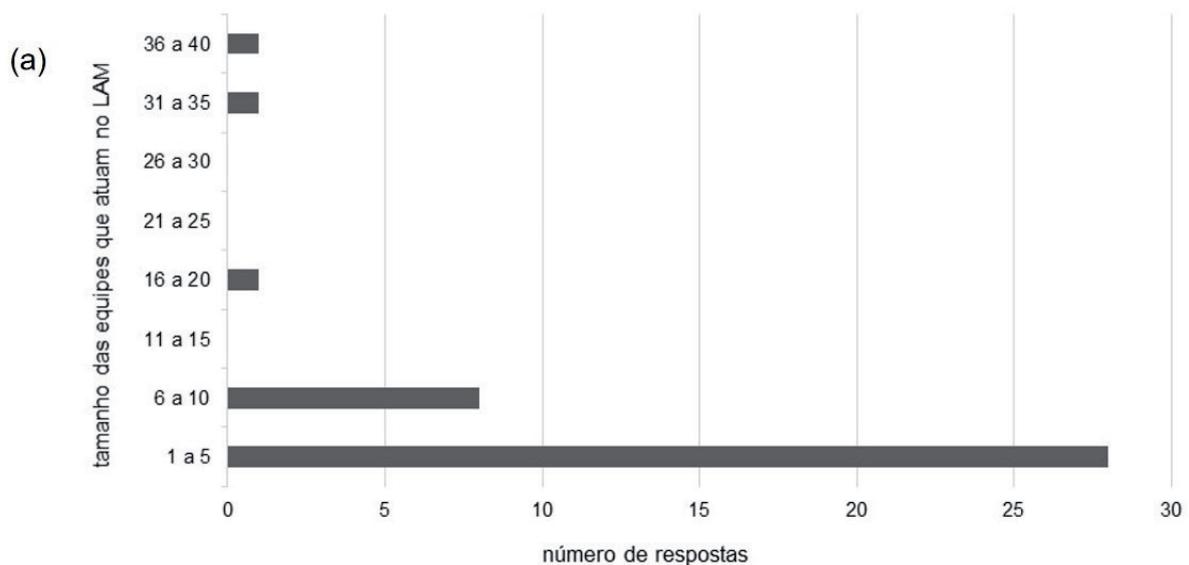
Além do licenciamento ambiental, procurou-se levantar quais outras atividades são de responsabilidade desses órgãos. As alternativas de respostas eram fechadas, sendo possível assinalar todas as que estivessem de acordo com a realidade do município (Tabela 3).

Tabela 3 | Relação das atribuições dos órgãos ambientais dos municípios por porcentagem das respostas obtidas.

Atribuições do Órgão Ambiental	% de respostas
Prestar suporte técnico e administrativo ao Conselho Municipal de Meio Ambiente.	87,20%
Zelar pela observância das normas de conservação, controle e uso sustentável dos recursos ambientais, em articulação com os órgãos federais, estaduais e municipais.	79,50%
Promover ações que visem à educação ambiental da população.	74,40%
Normatizar e promover a aplicação da legislação e das normas específicas de meio ambiente e recursos naturais, bem como coordenar e supervisionar as ações voltadas para a proteção ambiental.	69,20%
Coordenar o Sistema Municipal de Meio Ambiente.	64,10%
Gerir o(s) Conselho(s) e Fundo(s) Municipal(is) da sua competência ou a ela relacionado(s).	56,40%
Identificar os recursos naturais do município essenciais ao equilíbrio do meio ambiente, compatibilizando as medidas conservacionistas com a exploração racional, conforme diretrizes do desenvolvimento sustentável.	51,30%
Outros	17,90%

Fonte: Elaborada pelos autores.

O tamanho da equipe técnica que atua no LA nos municípios respondentes é apresentado pela Figura 5 a, e a forma de contratação desses trabalhadores pela Figura 5 b. Dos 15 municípios respondentes que são consorciados para o LAM que atenderam à pesquisa (Tabela 1), apenas seis mencionaram os consórcios como "modalidade de contratação dos profissionais do LAM" (Figura 5 b). Entretanto, é preciso se atentar que cada consórcio tem escopo próprio de seu funcionamento e ordenamento. Nesse sentido, são necessários novos estudos que avancem na compreensão do formato, organização e funcionamento dos consórcios estabelecidos para o LAM em MG.



(b)

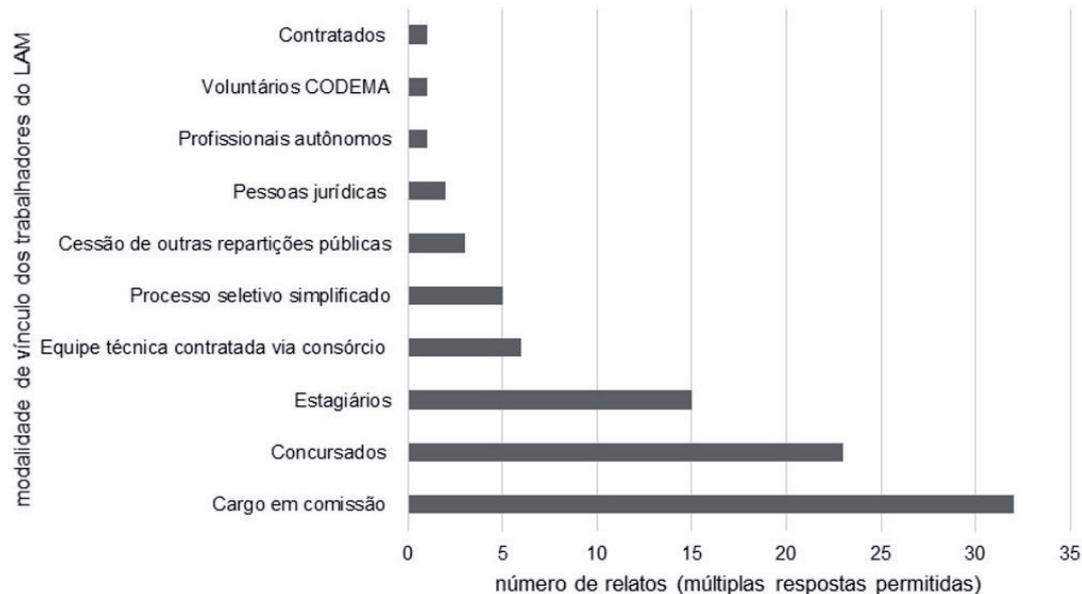


Figura 5 | Número de trabalhadores que atuam no LAM (a) e sua forma de contratação (b).

Fonte: Elaborada pelos autores.

Observou-se que comumente os municípios têm equipes técnicas reduzidas, com no máximo cinco profissionais (71,8%), e um índice elevado de contratação como cargo em comissão (82,1%) (Figura 5). Pôde-se perceber que as equipes reduzidas são de fato percebidas como o maior desafio para o LAM pelos respondentes (Tabela 7). Esses dados reforçam a literatura científica que aponta equipes técnicas reduzidas como um dos aspectos que dificultam a efetividade da municipalização do LA (FONSECA *et al.*, 2017; LEME, 2010; SCARDUA; BURSZTYN, 2003; VERONEZ, 2018). Entretanto, o tamanho da equipe isoladamente não permite qualificá-la como suficiente ou não para o LAM, sendo necessário verificar a demanda dos municípios, que, por sua vez, relaciona-se com seu tamanho e perfil socioeconômico. Segundo Leme (2010), um número significativo dos técnicos ambientais no âmbito municipal mantém essa relação de trabalho por cargos comissionados, que é precária e incompatível com a continuidade necessária para implantação das políticas públicas ambientais. Para Agnes *et al.* (2009), ter profissionais em cargos de comissão leva à maior suscetibilidade a pressões políticas e rotatividade de servidores, comprometendo a qualidade dos serviços.

(a) Antes de assumir o LAM a equipe era menor?



(b)

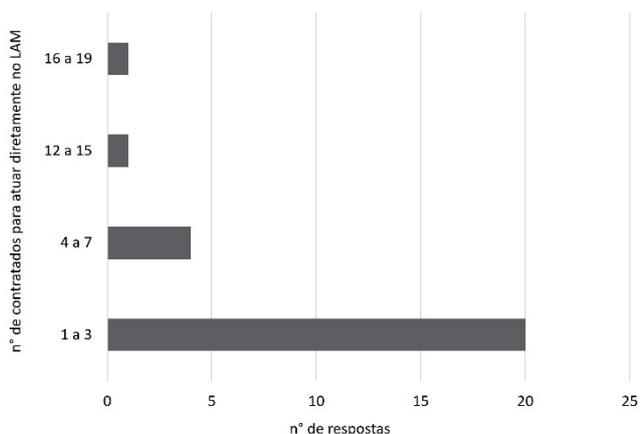


Figura 6 | Porcentagem de municípios que contrataram mais técnicos quando assumiram o licenciamento ambiental (a) e número de trabalhadores contratados (b).

Fonte: Elaborada pelos autores.

Dos 39 respondentes, 76,9% contam com leis municipais que regem o LA. Segundo Oliveira *et al.* (2019, p. 422), esse dado pode ser entendido como favorável à gestão municipal – “os municípios que possuem legislação própria para o licenciamento conseguem desenvolver suas atividades de forma mais precisa e eficaz, respeitando suas características sem, contudo, sobrepor aos padrões já estabelecidos pelo estado e União”. Além de lei municipal específica para o LA, foram identificados outros instrumentos de gestão ambiental local (Tabela 4).

Tabela 4 | Instrumentos legais utilizados pelos municípios para gestão ambiental.

<i>Instrumentos legais</i>	<i>% e n° de municípios</i>
Conselho Municipal de Meio Ambiente	97,4% (38)
Fundo Municipal do Meio Ambiente	87,2% (34)
Plano Municipal de Saneamento Básico	61,5% (24)
Plano Diretor Municipal	61,5% (24)
Sistema Municipal de Fiscalização Ambiental	51,3% (20)
Política Municipal de Meio Ambiente	43,6% (17)
Plano Municipal de Gestão de Resíduos Sólidos	28,2% (11)
Sistema Municipal de Informações sobre o Meio Ambiente	28,2% (11)
Zoneamento Ecológico-Econômico	20,5% (8)

Fonte: Elaborada pelos autores.

Por ser uma exigência do estado para que o município assuma o LA, todos os respondentes deveriam contar com um Conselho Municipal de Meio Ambiente. Acredita-se que, provavelmente por falta de atenção, um município não marcou essa opção de resposta (Tabela 4). Por outro lado, menos da metade dos municípios respondentes (43,6%) tem uma Política Municipal de Meio Ambiente norteadora de sua gestão ambiental.

Levantou-se que 87,2% dos 39 municípios que responderam ao questionário contam com um Fundo Municipal de Meio Ambiente (FMMA) (Tabela 4), responsável pela captação e pelo gerenciamento dos recursos financeiros alocados para o meio ambiente no município. Um dado positivo, considerando-se que no ano de 2015 o IBGE incluiu como indicador da estrutura de governança dos municípios a existência do FMMA. Para Ávila e Malheiros (2012, p. 43), o FMMA “constitui-se em um incentivo para a implementação de uma estrutura ambiental local e traz à área ambiental a possibilidade de estabelecer estratégias de ação para tratar a questão ambiental em nível local de maneira autônoma”.

Levantou-se que os FMMA recebem aportes de: multas (79,5%), compensações ambientais (59%), ICMS ecológico (33,3%), repasses do município (17,9%), doações (17,9%) e outros (7,8%). Apenas 10,3% dos respondentes disseram que não há nenhuma outra fonte de arrecadação para o FMMA além do LA. Para complementar essa análise, uma questão aberta solicitava ao respondente: “Descreva como e onde são aplicados os recursos financeiros advindos do licenciamento ambiental”. As respostas foram agrupadas de acordo com as suas semelhanças e dispostas na seguinte ordem decrescente: (i) manutenção da Secretaria Municipal de Meio Ambiente; (ii) manutenção do consórcio intermunicipal; (iii) estruturação do sistema de licenciamento ambiental; (iv) manutenção das unidades de conservação e parques ecológicos municipais; (v) aquisição de equipamentos; (vi) retorno para o caixa único da prefeitura; (vii) implantação da Política Municipal de Resíduos Sólidos e (viii) educação ambiental.

3.4 ESTRUTURA E PROCEDIMENTOS DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL (LAM)

Ao se habilitar para a competência originária do LA, os municípios têm a opção de escolher quais classes (de 1 a 4) irão licenciar, de acordo com a DN Copam N° 217/2017. Esta pesquisa levantou que todos os municípios respondentes assumiram as classes 1 e 2; 82% assumiram também a classe 3

e 74% a classe 4. Somente dois municípios que possuem convênios com o estado para licenciarem empreendimentos que não são de impacto local, assinalaram as classes 5 e 6, uma para cada dessas classes, conforme mostra a Figura 7.

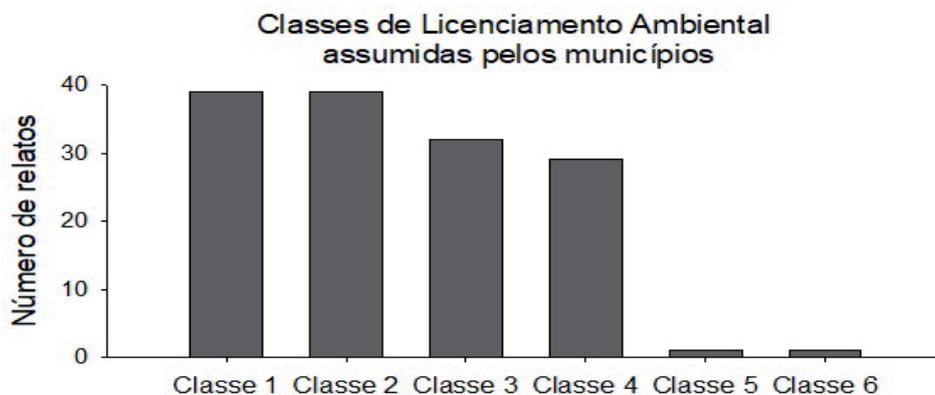


Figura 7 | Classes de licenciamento ambiental assumidas pelos municípios amostrados.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Dos municípios respondentes, 57,9% afirmaram licenciar mais atividades que as que constam na DN 213, 39,5% se atêm às sugeridas pelo estado e 2,6% não souberam responder. Foram citados os seguintes empreendimentos e atividades que foram acrescentadas pelos municípios: oficinas automotivas, lava-jatos, lavanderias, depósito de material de construção, bar e restaurantes com músicas e show ao vivo, coleta e transporte de resíduos não perigosos, gráficas, serrarias, madeireiras, marcenarias, serralherias e área de triagem e transbordo de resíduos (nenhuma delas consta na DN 213). Espera-se que os municípios criem normativas locais para inclusão desses tipos de empreendimentos na exigência do LAM.

Quanto à demanda, quase 70% dos respondentes afirmaram que são protocolados entre 1 e 10 processos de LA por mês (Figura 8 a). Os municípios informaram também quais as modalidades de licenciamento mais frequentes (Figura 8 b).

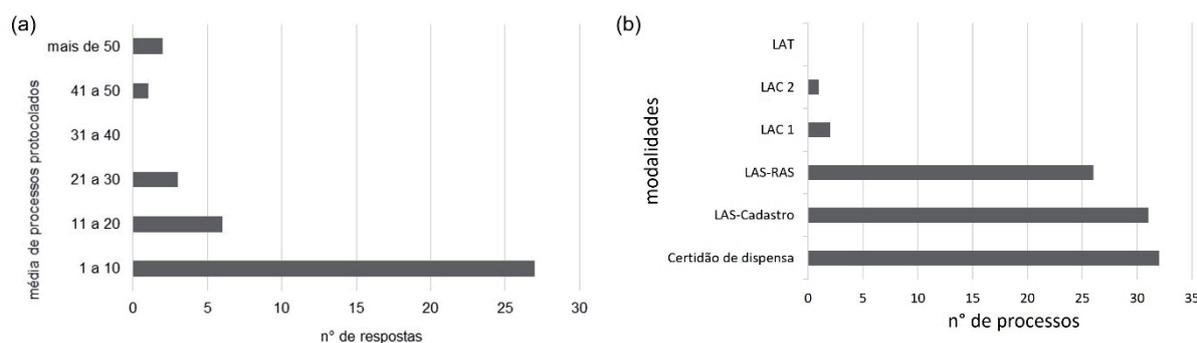


Figura 8 | Frequência mensal de protocolos de Licenciamento Ambiental Municipal (LAM) (a) e modalidades mais frequentes (b).

Fonte: Elaborada pelos autores. Conforme Art 8 da DN Copam 217/2017: LAS-Cadastro: Licença Ambiental Simplificada com Cadastro. LAS-RAS: Licença Ambiental Simplificada com Relatório Ambiental Simplificado. LAC: Licença Ambiental Concomitante. LAT: Licença Ambiental Trifásica. LAC 1: Licenças prévias, de instalação e de operação (LP + LI + LO) em uma única fase. LAC 2: duas fases (LP + LI) + LO ou LP + (LI + LO).

Os dados obtidos corroboram o estudo de Nascimento e Fonseca (2017), que concluem que as emissões de licenças ambientais de âmbito local geralmente são de atividades ou empreendimentos de pequeno porte e de baixo impacto ambiental e que, por isso, a maioria dos casos dispensa a Avaliação de Impacto

Ambiental (AIA). Apenas os municípios que mantêm convênios com o estado para licenciar as Classes 5 e 6 exigem AIA em seus licenciamentos. Nesse sentido, detectou-se que os estudos ambientais mais solicitados pelos municípios mineiros que praticam o LA são: Relatório Ambiental Simplificado – RAS (89,7%), Relatório de Controle Ambiental – RCA (64,1%), Plano de Recuperação de Área Degradada – Prad (28,2%) e Relatório de Avaliação de Desempenho Ambiental – Rada (17,9%).

No que se refere aos procedimentos adotados pelos municípios após a emissão das licenças ambientais, todos os respondentes (100%) afirmaram fazer o acompanhamento das condicionantes ambientais, 59,5% disseram cobrar dos empreendedores a apresentação de relatórios e 45,9% que realizam vistorias nos empreendimentos licenciados. Cabe pontuar que condicionantes ambientais podem ser entendidas como “compromissos e garantias que o empreendedor deve assumir com base em seu projeto e nos programas e medidas mitigadoras previstos nos estudos ambientais” (BRANDT; AVELAR, 2017, p. 38).

Outro aspecto abordado na pesquisa se refere à informatização do LA, cabendo lembrar que Minas Gerais implantou em 2019 seu sistema digital e eletrônico de LA por meio do Portal EcoSistemas. O propósito foi investigar se os municípios estão seguindo nesse caminho. A análise dos dados (Tabela 5) identificou que 48,7% dos municípios amostrados fazem todas as etapas do licenciamento de forma física e apenas 15,4% contam com o procedimento totalmente informatizado. Apesar disso, entende-se que o LA nos municípios segue uma tendência de informatização, visto que para a maioria ao menos uma das etapas do licenciamento já é *on-line*. Além disso, quase todos os municípios amostrados utilizam ferramentas tecnológicas e digitais no LA (Tabela 5).

Tabela 5 | Porcentagem dos municípios amostrados de acordo com os procedimentos informatizados do licenciamento ambiental e com as ferramentas tecnológicas utilizadas.

<i>Procedimentos digitais do licenciamento ambiental</i>	<i>% e n° de municípios</i>
Nenhuma das etapas	48,7% (19)
Todas as etapas	15,4% (6)
Emissão do Formulário de Orientação Básica (FOB)	28,2% (11)
Emissão do Formulário de Caracterização do Empreendimento (FCE)	23,1% (9)
Emissão de taxas	23,1% (9)
Protocolo de pedido de licenciamento	20,5% (8)
Envio de documentação	10,3% (4)
Emissão da certidão do licenciamento ambiental municipal	7,7% (3)
<i>Ferramentas tecnológicas e digitais utilizadas</i>	<i>% e n° de municípios</i>
Sistema de Posicionamento Global (GPS)	89,7% (35)
Infraestrutura de Dados Espaciais do Sist. Est. de Meio Amb. (IDE-Sisema)	87,2% (34)
Máquina fotográfica	87,2% (34)
Imagens de satélite	82,1% (32)
Dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar)	71,8% (28)
Metadados espaciais do IBGE	61,5% (24)
Sistema de Informações Geográficas de Mineração (Sigmere-ANM)	53,8% (21)
Drones e Vans	23,1% (9)
Decibélimetro (medidor de som)	2,6% (1)
Sonda Multiparamétrica (medidor de qualidade da água)	2,6% (1)

Fonte: Elaborada pelos autores.

A pesquisa buscou também acessar qual o papel dos Conselhos Municipais de Meio Ambiente nos processos de licenciamento do município. Os resultados estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 | Formas de participação dos Conselhos Municipais de Meio Ambiente nos processos de LA dos municípios amostrados.

<i>Papel dos Conselhos Municipais no licenciamento ambiental</i>	<i>% e n° de municípios</i>
Votação para aprovação ou negação dos licenciamentos ambientais	89,7% (35)
Análise de pareceres técnicos	69% (27)
Representatividade dos interesses da sociedade civil perante os processos do LA	61% (24)
Proposição de políticas públicas municipais*	46,2% (18)
Definição sobre o uso e direcionamentos dos recursos arrecadados com o LA	43,6% (17)
Formulação de políticas públicas ambientais junto a Câmara de Vereadores*	25,6% (10)
Elaboração de pareceres técnicos	12,8% (5)
Vistorias	12,8% (5)
Outros	5,1% (2)

*Limitadas ao LA.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Além da participação da sociedade civil compondo os conselhos, a transparência do processo de licenciamento é pré-requisito legal. Ferreira (2015) apontou que a falta de transparência dos procedimentos mais complexos do LA é motivo de questionamento. Nesse sentido, buscou-se conhecer quais os meios utilizados pelos municípios para publicização dos processos de LA: 71,8% (28) responderam que as informações são disponibilizadas nos *sites* das prefeituras; 33,3% (13) que são divulgados nas reuniões dos conselhos, que são abertas à população; 25,6% (10) que são publicados em jornais locais; 20,5% (8) apontaram o Diário Oficial de Minas Gerais; e 5,1% (2) as rádios locais. Os municípios amostrados não costumam utilizar as redes sociais, canais de vídeos na internet ou TVs locais para divulgação do LA, exceto um respondente que assinalou, entre as outras potenciais respostas, o uso do Instagram.

3.5 CONSÓRCIOS PÚBLICOS INTERMUNICIPAIS DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL

A possibilidade de os municípios se organizarem em consórcios está prevista no Art. 241 da Constituição Federal, regulamentado pela Lei 11.107/2005. No contexto ambiental, a LC 140 considerou o consórcio público como um de seus instrumentos de cooperação, permitindo implantar e integrar ações. Para isso, os consórcios devem ter técnicos habilitados e em número compatível com a demanda das ações administrativas delegadas (BRASIL, 2011; CORRALO; BOANOVA, 2017).

O estado de Minas Gerais regulamentou na DN 213, em seu Art. 5, parágrafo 2º, a possibilidade da adesão ao LA por meio dos consórcios intermunicipais. Praticamente a metade dos 121 municípios que assumiram a competência originária do LA até dezembro de 2020 o fizeram de forma consorciada. São 60 municípios divididos em três consórcios. O Consórcio Ambiental do Norte de Minas (Codanorte), com sede em Montes Claros, reúne 28 municípios para o exercício do LA. O Consórcio Intermunicipal Multifinalitário do Vale do Aço (Cimva-Leste), em Ipatinga, conta com 25 municípios, e o Consórcio Público Intermunicipal de Desenvolvimento Sustentável (Cispar), em Patos de Minas, agrega sete municípios (Tabela 1).

Este estudo apurou que para o governo de Minas o consórcio é o caminho mais viável para os municípios com menos de 20 mil habitantes assumirem o LA – “Ele funciona como um suporte técnico, jurídico e administrativo para municípios que individualmente não conseguem absorver esta demanda” (Entrevistado 1). Nesse sentido, Farias (2017) e Rezende (2013) consideram que, devido à falta de recursos financeiros e de pessoal atingirem a maioria dos municípios, os consórcios intermunicipais são uma solução para a descentralização das políticas públicas de meio ambiente. Nessa mesma direção,

Leme (2010, p. 47) analisa que, ao se unirem em consórcios, os municípios pequenos se fortalecem e ganham “força de diálogo com os outros entes [...], além de equacionar problemas regionais”.

Segundo dados da Semad (2020), dos 60 municípios que tinham assumido o LA por meio de consórcios até dezembro de 2020, 46 apresentam população inferior a 20 mil habitantes – Cimva-Leste (21), Codanorte (20) e Cispar (5). Esses números indicam que 76% dos municípios que haviam aderido ao LA por meio dos consórcios são de pequeno porte, com população inferior a 20 mil habitantes. Diferente da modalidade individual, na qual entre os 61 municípios que aderiram ao licenciamento apenas 22,95% têm população inferior a 20 mil habitantes. Observou-se também que nenhum dos 60 municípios que assumiram o LA na modalidade consorciada assinou convênio com o estado para emitir licenças ambientais das classes 5 e 6.

Constatou-se que, independentemente da forma como assumiram o LA, a maioria dos municípios apresenta leis específicas para o licenciamento (Teste exato de Fisher, $p = 0,14$), com 88% para os que realizaram a adesão por consórcio e 68% para os que o fizeram por adesão individual.

Entre os municípios amostrados, 46,6% responderam que todas as taxas do LA vão para o Fundo Municipal de Meio Ambiente (FMMA); 23,1% que parte delas, e 33,3% que as taxas não são destinadas ao fundo. Foi possível detectar que a forma de adesão ao LA influencia a destinação das taxas ao FMMA ($\chi^2 = 23,289$; $p < 0,001$). Quando a adesão é por meio de consórcio, 53% dos respondentes indicam que nenhuma taxa arrecadada vai para o FMMA e 47% indicam que uma parte vai para o fundo, sendo que nenhum dos municípios consorciados tem todas as taxas destinadas a esse fundo (Figura 9 b).

Por outro lado, quando a adesão ao LA é individual, 76% dos respondentes indicam que todas as taxas vão para o FMMA, 10% indicam que parte das taxas, e somente 14% indicaram que nenhuma das taxas vão para o fundo (Figura 9 a), o que está relacionado à porcentagem de municípios que não contam com um FMMA (12,8%).

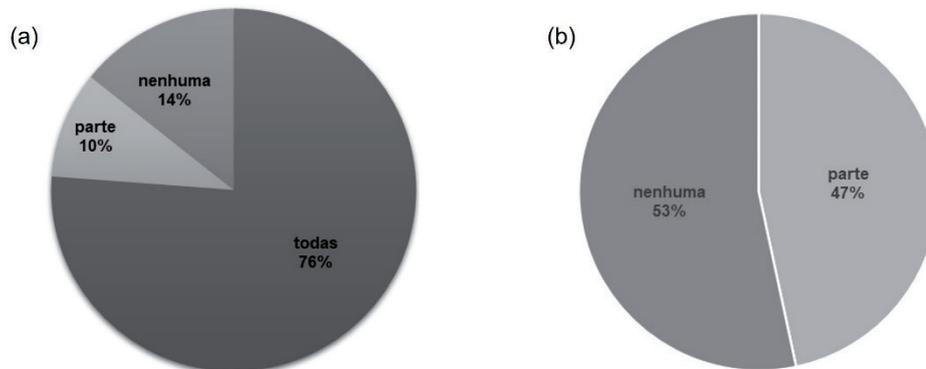


Figura 9 | Comparação entre o destino ou não para o FMMA das taxas cobradas no processo de LA de acordo com a modalidade de adesão dos municípios: individual (a) ou por consórcio (b).

Fonte: Elaborada pelos autores.

A modalidade de adesão não teve relação com a inclusão pelo município de atividades e de empreendimentos não listados na DN 213 ($\chi^2 = 2,901282$; $p = 0,08851$). Dos municípios consorciados, 25% não licenciam atividades fora da DN 213 e 75% licenciam. Entre os municípios que atuam de forma individual, 52,38% não licenciam atividades além das previstas, enquanto 47,62% licenciam.

3.6 DIFICULDADES, PONTOS POSITIVOS E PERSPECTIVAS DO LAM

Ao questionar-lhes “Quais as dificuldades encontradas no processo de implantação do LAM?” as respostas mais assinaladas foram: equipe técnica reduzida (71,8%), baixos salários (46,2%) e falta

de infraestrutura (43,6%) (Tabela 7). Uma vez que todos os respondentes disseram monitorar as condicionantes, destaca-se que 14 (35,9%) deles têm dificuldade nesse monitoramento, o que pode estar relacionado à equipe reduzida. Os dados obtidos corroboram a literatura científica, que aponta essas dificuldades como complicadores para a descentralização do LA (ABREU; FONSECA, 2017; AGNES *et al.*, 2009; NASCIMENTO; FONSECA, 2017; SCARDUA; BURSZITYN, 2003). Azevedo *et al.* (2007, p. 51) também apontaram essas deficiências e consideram que o êxito dos processos de descentralização está na “sustentabilidade institucional” (capacidade financeira e administrativa dos municípios).

Quanto à percepção dos pontos positivos da descentralização do LA (Tabela 7), dois aspectos foram apontados por 87,2% dos respondentes: o conhecimento da realidade local e a proximidade entre poder público, comunidade e empreendedores. Esses pontos são citados por Nascimento e Fonseca (2017) como aspectos positivos do LAM, dialogando com Schmitt e Scardua (2015, p. 1.126) que consideram “que o conhecimento local possibilita saber como gerenciar melhor os recursos naturais”.

Tabela 7 | Dificuldades enfrentadas e pontos positivos do licenciamento ambiental municipal segundo os 39 municípios amostrados no estudo.

<i>Dificuldades</i>	<i>% e n° de municípios</i>	<i>Pontos positivos</i>	<i>% e n° de municípios</i>
Equipe técnica reduzida	71,8% (28)	Conhecimento da realidade local	87,2% (34)
Baixos salários dos técnicos e servidores	46,2% (18)	Proximidade entre poder público, comunidade e empreendedores	87,2% (34)
Falta de infraestrutura ou estrutura inadequada	43,6% (17)	Empenho e comprometimento da equipe técnica	64,1% (25)
Dificuldade de monitoramento das condicionantes	35,9% (14)	Aproximação da população dos desafios da gestão ambiental e territorial	61,5% (24)
Falta de apoio do estado no processo de descentralização	28,2% (11)	Conscientização ambiental da população	59% (21)
Interferência dos políticos nos processos de licenciamento	20,5% (8)	Subsídio e aperfeiçoamento das políticas públicas municipais	53,8% (21)
Interferência de empresários-empresendedores nos processos de licenciamento	15,5% (6)	Geração de receita	53,8% (21)
Falta de padronização nos processos	12,8% (5)	Acesso de informações privilegiadas sobre o território	33,3% (13)
Demora e excesso de burocracia na análise dos processos	7,7% (3)	Não existem aspectos positivos	2,6% (1)
Não existem dificuldades na implantação do LA	7,7% (3)		

Fonte: Elaborada pelos autores.

Percebe-se que as dificuldades “interferência dos políticos nos processos de licenciamento” (20,5%) e “interferência de empresários-empresendedores nos processos de licenciamento” (15,5%) contradizem os aspectos apontados como positivos da “proximidade entre poder público, comunidade e empreendedores” (87,2%) e “aproximação da população dos desafios da gestão ambiental e territorial” (61,5%). As frequências observadas, todavia, indicam que os aspectos positivos da proximidade entre os empreendimentos e o LA nos municípios sobrepõem-se aos potenciais impactos negativos de interesses escusos.

Ao serem questionados “Que recomendação você daria a um município que está se preparando para assumir a responsabilidade do Licenciamento Ambiental?”, 27 dos 39 respondentes apresentaram alguma resposta. Estas foram agrupadas nas seguintes sugestões e recomendações, em ordem

decrecente de ocorrência: (i) Possuir equipe técnica e jurídica competente, preparada e em constante capacitação, bem como a infraestrutura necessária para o LAM – presente em quase todas as respostas; (ii) Ter ciência da responsabilidade e das dificuldades do LAM, bem como paciência e persistência com o processo; (iii) Recomendação direta para que os municípios assumam o LA, destacando que há mais vantagens que desvantagens; (iv) Formular leis municipais específicas para o LA; (v) Planejar e assumir o LAM aos poucos e em etapas, de acordo com as classes e tipologias possíveis; (vi) Monitorar a demanda do LAM e sua arrecadação e (vii) Aprender com os municípios que já licenciam.

4 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo procurou conhecer a experiência dos municípios mineiros perante o Licenciamento Ambiental Municipal (LAM), visando fomentar o aperfeiçoamento desse importante instrumento de tomada de decisões e de gestão ambiental e territorial.

Os resultados apontam que após a DN 213/2017 houve crescimento expressivo do LAM em Minas Gerais, ainda que menos de 15% dos municípios tenham assumido essa responsabilidade até o final de 2020. Percebe-se que os consórcios intermunicipais têm sido um caminho adotado pelos municípios mineiros, principalmente os de menor porte. Os dados obtidos reforçam a importância dessa estratégia. Novas pesquisas que busquem conhecer sobre o escopo, o formato, a organização e o funcionamento de cada um dos consórcios estabelecidos para o LAM em MG devem ser empreendidas.

A diferença mais expressiva que pôde ser detectada entre os municípios que aderiram ao LA via consórcios em relação àqueles que o fizeram individualmente foi em relação à destinação dos recursos advindos do licenciamento. Os municípios que atuam de forma individual utilizam e movimentam mais o Fundo Municipal de Meio Ambiente (FMMA) para a gestão dos recursos. Já os municípios consorciados, em sua quase totalidade, não fazem uso do FMMA para gestão dos recursos advindos do licenciamento. Recomendam-se estudos específicos para analisar e monitorar como os municípios estão gerindo e aplicando esses recursos, considerando-se seu potencial e relevância para projetos, ações e melhorias socioambientais nos territórios.

Apesar de 84% dos municípios amostrados contarem com Secretarias Municipais de Meio Ambiente, as principais dificuldades apontadas estão diretamente relacionadas à falta de infraestrutura organizacional – principalmente à equipe técnica reduzida e aos baixos salários. Talvez por isso a modalidade de consórcio tem sido tão procurada e o processo de descentralização tem sido mais lento em MG que em outros estados brasileiros.

Por outro lado, observa-se um protagonismo dos municípios descentralizados na gestão ambiental de seus territórios, com maior participação dos atores locais, por meio dos Conselhos municipais, na tomada de decisão. A esses pontos favoráveis soma-se a observação de que a agilidade e desburocratização dos processos são as principais motivações à adesão ao LA pelos municípios e descentralização pelo estado. Pesquisas futuras devem verificar e mensurar o quanto os processos tramitados nos municípios são de fato mais céleres e ágeis que aqueles tramitados no estado.

Os municípios que já licenciam recomendam, principalmente, que aqueles que ainda não assumiram essa responsabilidade o façam com ciência, planejamento, paciência e persistência, mas, que acima de tudo, estruturarem-se com uma equipe técnica e jurídica competente e em constante capacitação.

Minas Gerais pode ser considerado um dos estados em que a descentralização do LA se mostra mais complexa e desafiadora, dada a sua amplitude territorial e a quantidade de municípios (853), o que é refletido em heterogeneidade social, econômica e ambiental. Por isso, espera-se que mais estudos desta natureza sejam empreendidos, de modo a acompanhar e a aprimorar a ainda incipiente descentralização do licenciamento ambiental em MG.

AGRADECIMENTOS

Aos respondentes do questionário amostral e a todos que colaboraram com esta pesquisa. Aos doutores Carlos Alberto Valera e Victor Eduardo Lima Ranieri as contribuições na banca de avaliação da dissertação da qual este estudo fez parte. Aos editores e revisores anônimos pelos comentários e sugestões.

REFERÊNCIAS

ABREU, E. L.; FONSECA, A. Análise comparada da descentralização do licenciamento ambiental em municípios dos estados de Minas Gerais e Piauí. **Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, p. 167–180, 2017.

AGNES, C. C. *et al.* Uma Discussão sobre a Descentralização da Gestão Ambiental. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 14, n. 8, p. 53-73, 2009.

ÁVILA, R. D.; MALHEIROS, T. F. O sistema municipal de meio ambiente no Brasil: avanços e desafios. **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 33-47, 2012.

AZEVEDO, A.; PASQUIS, R.; BURSZTYN, M. A reforma do Estado, a emergência da descentralização e as políticas ambientais. **Revista do Serviço Público**, v. 58, n. 1, p. 37- 55, 2007.

BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. Lisboa: Ed. 70, 1997.

BELO HORIZONTE (Minas Gerais). **Deliberação Normativa Copam N° 213, de 22 de fevereiro de 2017**. Estabelece as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será atribuição dos Municípios. 2017.

BELO HORIZONTE (Minas Gerais). **Deliberação Normativa Copam N° 217, de 06 de dezembro de 2017**. Estabelece critérios para classificação das modalidades de licenciamento ambiental no estado de Minas Gerais e dá outras providências. 2017.

BRANDT, W.; AVELAR, S. **Definições nos processos de licenciamento ambiental e consequências na efetividade de seus resultados**. 150 p., 2017.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil**, 5 de outubro de 1988.

BRASÍLIA, DF. **Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. 1981.

BRASÍLIA, DF. **Lei N° 11.107, de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. 2005.

BRASÍLIA, DF. **Lei Complementar N° 140, de 8 de dezembro de 2011**. Fixa normas para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora. 2011.

BRITO, F. P. M. Licenciamento ambiental municipal e a LC N° 140/2011. **Revista de Direito**, v. 6, n. 1, p. 105-141, 2014.

CORRALO, G. S.; BOANOVA, A. M. S. Consórcios intermunicipais para licenciamento ambiental: um instrumento de garantia do direito fundamental à boa administração pública. **Revista de Direito Administrativo e Gestão Pública**, v. 3, n. 2, p. 58–75. 2017.

FARIAS, T. Consórcios Públicos Ambientais são caminhos adequados para os municípios. **Revista Consultor Jurídico**, p. 1-5, 2017.

FERREIRA, L. R. M. **Boas Práticas de Transparência, Informatização e Comunicação Social da Avaliação de Impacto e do Licenciamento Ambiental nos Websites dos Órgãos Licenciadores Estaduais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2015.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90-97, 2017.

GOMES, G. M.; DOWELL, M. C. M. Descentralização política, federalismo fiscal e criação de municípios: o que é mau para o econômico nem sempre é bom para o social. **Ipea – Texto para Discussão N° 706**. Brasília, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Perfil dos municípios brasileiros**. Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2015.

LEME, T. N. Os municípios e a Política Nacional do Meio Ambiente. **Planejamento e Políticas Públicas**, v. 35, p. 25-71, 2010.

NASCIMENTO, T.; FONSECA, A. A descentralização do licenciamento ambiental na percepção de partes interessadas de 84 municípios brasileiros. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43 (Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental), p. 152-170, 2017.

NASCIMENTO, T.; ABREU, E. L.; FONSECA, A. Descentralização do licenciamento e da avaliação de impacto ambiental no Brasil: regulação e estudos empíricos. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 22 p., 2020.

OLIVEIRA, D. O. *et al.* Impedimentos e motivação da descentralização do Licenciamento Ambiental em Minas Gerais. **Espaço & Geografia**, v. 22, n. 2, p. 407-436, 2019.

PIETRO, M. S. Z. **Direito Administrativo**. São Paulo: Atlas, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020.

REZENDE, F. A crise do federalismo brasileiro: evidências, causas e consequências. *In*: Rezende, F. (Org.). **O Federalismo Brasileiro em seu Labirinto: crise e necessidades de reformas**. FGV Editora: Rio de Janeiro, 2013.

SCARDUA, F. P.; BURSZTYN, M. A. A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**, v. 18, n. 1-2, p. 291-314, 2003.

SCHMITT, J.; SCARDUA, F. A descentralização das competências ambientais e a fiscalização do desmatamento na Amazônia. **Revista de Administração Pública**, v. 49, n. 5, p. 1121-1142, 2015.

SOUZA, J. F. V.; ZUBEN, E. O Licenciamento Ambiental e a Lei Complementar N°. 140/2011. **Cadernos de Direito**, Piracicaba, v. 12, n. 23, p. 11-44, 2012.

STRENGERS, Y. Environmental culture change in local government: a practised perspective from the International Council for Local Environmental Initiatives – Australia/New Zealand. **Local Environment**, v. 9, n. 6, p. 621–628, 2004.

VERONEZ, F. A. **Efetividade da avaliação de impacto ambiental de projetos no estado do Espírito Santo**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil, 2018.

The regulation of Strategic Environmental Assessment in Brazil

A regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil

Rosane de Souza Oliveira ¹

Anne Caroline Malvestio ²

¹ Master's Degree in Environmental Quality, Environmental Engineer, Federal University of
Uberlândia, Uberlândia, MG, Brazil
E-mail: rosanesouza.oliveira@gmail.com

² PhD in Environmental Engineering Sciences, Professor at Federal University of Uberlândia,
Uberlândia, MG, Brazil
E-mail: anne.malvestio@ufu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40630

Received: 03/11/2021
Accepted: 12/04/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

The practice of Strategic Environmental Assessment (SEA) has been expanding worldwide, aiming to include environmental issues within strategic planning. However, there is no precise regulation of SEA application in Brazil, and this practice is not systematic. In this context, this paper aimed to evaluate proposals for regulating SEA in Brazil regarding the elements of a SEA system. Documented proposals were identified through literature reviews, and the identified 14 documents' content was analysed according to best practice criteria. Gaps were identified in all proposals, and none of the proposals met all the criteria applied in this research. The definition of objectives and SEA field of application was the criteria best reached (present in more than 70% of the documents). However, most of the proposals were limited only to these points, missing other essential elements of a SEA system. These results indicate a low institutional maturity concerning SEA in Brazil.

Keywords: SEA system. Policies, Plans and Programs. Environmental legislation.

RESUMO

O uso da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) tem expandido, buscando promover a inserção de questões ambientais no planejamento estratégico. No Brasil, o sistema de AAE não está devidamente regulamentado, e a prática da avaliação não é sistemática. Nesse contexto, este trabalho se propõe a avaliar as propostas de regulamentação da AAE no Brasil à luz dos elementos que compõem um sistema de AAE. O levantamento dos casos se deu por meio de revisão bibliográfica, seguida pela análise do conteúdo das 14 propostas identificadas. Os resultados evidenciam que todas as propostas avaliadas apresentam lacunas, sendo que nenhuma contempla os nove critérios observados nesta pesquisa. A definição de objetivos e do campo de aplicação da AAE foram os critérios melhor atendidos. Porém, a maior parte das propostas se limitou a isso, não contemplando os demais elementos de um sistema de AAE. Esses resultados indicam uma baixa maturidade institucional em relação à AAE.

Palavras-chave: Sistema de AAE. Políticas, Planos e Programas. Legislação ambiental.

1 INTRODUCTION

The Strategic Environmental Assessment (SEA) is an environmental policy instrument characterised as a systematic and participatory process that aims to ensure that relevant environmental issues are integrated into strategic decision-making from the initial stages (PARTIDÁRIO, 2021).

SEA originates from the United States National Environmental Policy Act (Nepa), the first piece of legislation to address environmental impact assessment in 1969 (FISCHER, 2007; JAY *et al.*, 2007; MORRISON-SAUNDERS; FISCHER, 2006). Worldwide, impact assessment was initially applied mainly to projects; however, in the 1980s, the need to assess the impacts of strategic decisions (prior to projects) became widely recognised (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021).

In this context, Strategic Environmental Assessment emerged as an instrument for assessing the environmental impacts of Policies, Plans and Programs (PPPs) (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021), mainly based on the perception that the assessment applied only to projects had several limitations (BINA, 2007; PARTIDÁRIO, 1996; SMITH; SHEATE, 2001).

Since then, Strategic Environmental Assessment systems have been established, formally or informally, by an increasing number of countries (more than 60 in 2021 (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021)) and organisations (e.g. World Bank). Thus, SEA has been practised in all continents and different development contexts (CHAKER *et al.*, 2006; SADLER *et al.*, 2011).

A SEA system is the set of characteristics and guidelines for the instrument's practice, including the types of planning processes that require a SEA (screening criteria), stakeholders involved, and assessment procedures (SEHT, 1999). However, since SEA must be adapted to the context in which it will be applied (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007), SEA systems vary depending on several factors such as the motivators and arguments that justify its application (BINA, 2007; FISCHER, 2003).

In Brazil, over the years, there have been attempts to institutionalise SEA (and similar assessments) as an environmental management instrument; they include legal and institutional initiatives to require SEA application for PPPs generally and to specific sectors such as tourism transport (MONTAÑO; MALVESTIO; OPPERMANN, 2013) and energy (VILARDO *et al.*, 2020). However, SEA is not yet regulated adequately by Brazilian legislation, is not applied systematically and is vulnerable to the circumstances in which it is practised (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; SILVA; SELIG; BELLEN, 2014).

The SEAs carried out are mainly voluntary and were encouraged by multilateral development agencies (PELLIN *et al.*, 2011; SÁNCHEZ, 2017). However, although some practices have positive effects (such as favouring communication between the stakeholders involved), SEA has had a low influence on decision-making (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; MARGATO; SÁNCHEZ, 2014; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019).

Thus, SEA in Brazil has been practised within a diffuse and flexible framework, with low learning capacity (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; MONTAÑO; MALVESTIO; OPPERMANN, 2013), and with no distinctness regarding objectives, guidelines and procedures (MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021a). In this context, the definition of SEA guidelines in Brazil and possible implications of its regulation as a mandatory instrument are issues that the literature has debated (e.g. MONTAÑO; FISCHER, 2019; MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021a; SÁNCHEZ, 2017).

According to Fonseca and Gibson (2020), the *ex-ante* evaluation of environmental assessment laws offers the opportunity for a better understanding of the proposed scope, indicating gaps and possible problems that should be the focus of legislators and other stakeholders. Therefore, knowing the

content of the various proposed regulation for SEA in Brazil can contribute to the debate on improving the Brazilian SEA system. In this context, this study aimed to assess how the Brazilian SEA regulation proposals approach the elements of a SEA system.

The paper consists of six sections. After this introduction, a brief theoretical framework on SEA systems is presented, followed by the presentation of the methodology. Then, in sections three and four, the results are presented and discussed. Finally, conclusions are presented in section five.

1.1 SEA SYSTEMS

Strategic Environmental Assessment systems are composed of a series of elements that design the assessment practice, including the SEA objectives (PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), the types of strategic actions that require to be assessed (DUSIK; SADLER, 2004; THERIVEL, 1993), assessment procedures (FISCHER, 2007; MONTAÑO *et al.*, 2014; THERIVEL, 1993), SEA methods (FISCHER, 2007; THERIVEL, 1993), SEA validation procedures (e.g. report review and approval, public participation) (PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), the extent to which decision-makers have to consider SEA (THERIVEL, 1993), stakeholders and their responsibilities (DUSIK; SADLER, 2004; MONTAÑO *et al.*, 2014; PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), the mechanisms for SEA system formalisation (e.g. legal framework, guidelines) (DUSIK; SADLER, 2004; FISCHER, 2007; PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993; WALLINGTON; BINA; THISSEN, 2007) and available resources (FISCHER, 2007).

However, the context within which SEA is implemented – characterised by normative, theoretical and political assumptions and expectations regarding SEA effectiveness – strongly influences the SEA system (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007; VICTOR; AGAMUTHU, 2014). Therefore, the context must be considered when defining a SEA system (BINA, 2008). The motivators and arguments that justify the need for a Strategic Environmental Assessment are essential aspects for defining a SEA system (BINA, 2007; FISCHER, 2003). Hilding-Rydevik and Bjarnadóttir (2007) stated that it is fundamental to identify the specific needs of the context in which SEA will be applied (e.g. the need to change decision-makers' mindsets or to produce information on environmental impacts).

Despite being difficult to identify what is needed in each context (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007), this knowledge may enable the definition of SEA objectives, role and approach to be context-oriented, focusing on the most critical challenges and gaps, and being consistent with institutional, planning and cultural characteristics (BINA, 2007).

Another important aspect regarding the definition of a SEA system is its formalisation. SEA has been commonly regulated through legal provisions and a mandatory instrument (TETLOW; HANUSCH, 2012). This is the case, for example, of the European Union (EUROPEAN COMMISSION, 2001), several African countries (LOAYZA, 2012) and Asian countries (LOAYZA, 2012; VICTOR; AGAMUTHU, 2014). The definition of legal requirements has been argued to be of great importance, especially in contexts where the planning system is not transparent (FISCHER, 2007; FISCHER; GAZZOLA, 2006).

On the other hand, some authors argue that detailed regulation can be negative, conflicting with the idea of flexibility and adaptability of SEA, especially for SEA applied to policies (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007; KØRNØV; THISSEN, 2000). In this sense, KørnøV and Thissen (2000) suggest that legislation should indicate what SEA should achieve but not precisely how to do it.

Cherp, Watt and Vinichenko (2007) indicate the 'adaptive SEA system' as a possibility, in which the SEA approach would be chosen based on the specific characteristics of each planning and decision-making process. A similar proposal was presented by Fischer and González (2021, p. 433) based on what the authors called the "selection logic" for SEA, which aims to encourage those involved in the assessment to define the most appropriate processes, strategies, and methods for each situation.

Moreover, there are systems in which SEA is 'voluntary', such as is South Africa and New Zealand, where considering environmental effects in decision-making is legally required, but there is no legal provision for SEA application (MORGAN; TAYLOR, 2021; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021). Nevertheless, some benefits from SEA application have been observed in these contexts, for example, information provision and awareness of sustainability issues and SEA adaptation to different needs in South African cases (RETIEF, 2007; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021) and the achievement of a more integrated planning process in New Zealand case (FISCHER, 2007).

However, limitations directly linked to the absence of an explicit definition of a SEA system were also observed in both cases, such as the lack of clarity regarding SEA application, the overlap with other instruments and difficulty in promoting learning from practice (MORGAN; TAYLOR, 2021; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021).

2 METHODOLOGY

In this paper, qualitative methods – bibliographic review and document and content analysis – were applied for accessing and analysing the proposed regulation for SEA in Brazil.

Three steps were followed. First, a bibliography review was carried out to identify proposed SEA regulations. Articles – published in national and international scientific journals – were searched through *Portal Capes* (a Brazilian citation database) and Scielo in March 2020. The search terms used were "Strategic Environmental Assessment", "Regulation", and "Brazil", resulting in about 40 papers. Within the papers, mentions about SEA regulation in Brazil – at its different administrative levels – were sought. However, many of the papers identified did not mention specifically any proposed regulation for SEA and were discarded. It is essential to highlight that this review was not a systematic bibliography review but intended only to identify the various proposed regulations for SEA.

For the states that had a proposed regulation for SEA, the official state website was consulted, and the proposed regulation was accessed; in the case of regulations in force, the current and updated legal documents were used. The same procedure was repeated at the federal level.

The second research step was the definition of criteria to analyse the proposed regulations. The criteria selection was based on the theoretical framework that supported this paper (section 2 and Table 1) and sought to include the elements of a SEA system that outline the assessment practice according to the literature. As shown in Table 1, nine criteria were defined. All of them can be applied to a normative text, and they aim to enable a general understanding of the SEA systems designed by the proposed regulations.

Table 1 | Analysis criteria applied to the proposed regulations for SEA in Brazil.

<i>Identification</i>	<i>Criterion</i>	<i>References</i>
<i>a – Objectives</i>	Defines SEA objectives	Partisan (2012); Therivel (1993)
<i>b – Application</i>	Defines the types of strategic actions that require to be assessed (administrative and strategic levels, sectors, public/private planning)	Dusik and Sadler (2004); Montañaño <i>et al.</i> (2014); Therivel (1993)
<i>c – Procedure</i>	Defines SEA procedures	Fischer (2007); Montañaño <i>et al.</i> (2014); Therivel (1993)
<i>d – Methods</i>	Defines SEA methods	Fischer (2007); Therivel (1993)
<i>e – Validation</i>	Defines SEA validation procedures (e.g. report revision and approval, public participation)	Partisan (2012); Therivel (1993)

Identification	Criterion	References
f - Link with decision	Defines how the decision-making process must consider SEA (i.e. if SEA is binding or indicative)	Therivel (1993)
g - Stakeholders and responsibilities	Defines the stakeholders and their responsibilities (i.e. defines who must prepare the SEA, who must review the SEA, etc.)	Dusik and Sadler (2004); Montaña <i>et al.</i> (2014); Partisan (2012); Therivel (1993)
h – Guidelines	Predicts mechanisms to guide SEA practice (e.g. published methodological guidelines)	Dusik and Sadler (2004); Fischer (2007); Partisan (2012); Therivel (1993); Wallington, Bina and Thissen (2007)
i – Resources	Defines resources for implementing SEA system	Fischer (2007)

Source: Authors.

Finally, in the third step of the research, the content of the identified proposed regulations was qualitatively analysed. All the documents were read and analysed whether the text provided information about each element addressed by the analysis criteria. Each criterion was evaluated as present or absent.

This research was limited to evaluating the presence or absence of each criterion, allowing the identification of SEA system elements addressed by the proposed regulations and their gaps. Therefore, a qualitative analysis of the proposal adequacy was not performed. This methodological choice was based on the understanding that SEA systems must be adapted to the context where applied (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007) and that the analysis of the adequacy of what is proposed must be context-specific (which is beyond the scope of this paper but is a critical approach to be considered by future research).

The term "yes" indicated that the proposed regulation addressed a criterion, and the term "no" indicated its absence.

3 RESULTS

Based on a bibliographic review, it was identified that Brazil did not have a federal regulation in force to address SEA comprehensively. However, the Interministerial Ordinance nº 198/2012, despite not using the term "Strategic Environmental Assessment", established and regulated the Environmental Assessment of Sedimentary Area (Easa). Easa is a "SEA type" instrument (VILARDO *et al.*, 2020, p. 264) for assessing maritime and terrestrial sedimentary basins. Other proposed federal regulations identified in this research were bills that were filed or bills that were going through the legislative process.

At the state level, it was identified that São Paulo, Minas Gerais and Bahia had their regulations referring to SEA application in their territories. Five proposed regulations were identified at the state level: three from the state of São Paulo (a State Law, a State Decree and a Resolution of the Secretary for Environment), one from the state of Minas Gerais (a State Decree) and one from the state of Bahia (a State Decree). Moreover, the state of Rio de Janeiro had a bill addressing SEA.

Fourteen legal initiatives (proposed regulations or regulations in force) were identified (Table 2), and all of them were accessed and analysed. Results are presented in Table 3 and Figure 1.

Table 2 | Proposed regulations for SEA in Brazil and their scope of application and status in January 2021.

<i>Proposed regulation for SEA</i>	<i>Scope of application</i>	<i>Status</i>
State Secretary for Environment Resolution nº 44/1994	State of São Paulo	In force
Federal Bill nº 2072/2003	Federal	Filed
State Decree nº 43372/2003	State of Minas Gerais	In force
State Decree nº 11235/2008	State of Bahia	In force
State Law nº 13798/2009	State of São Paulo	In force
State Decree nº 55947/2010	State of São Paulo	In force
Interministerial Ordinance nº 198/2012	Federal	In force
State Bill nº. 2261/2013	State of Rio de Janeiro	Filed
Federal Bill nº. 4996/2013	Federal	Attached to Federal Bill nº 3729/2004
Federal Bill nº 5716/2013	Federal	Attached to Federal Bill nº 3729/2004
Federal Bill nº 8062/2014	Federal	Attached to Federal Bill nº 3729/2004
Senate Bill nº 168/2018	Federal	Ongoing legislative process
Federal Bill nº 4093/2019	Federal	Ongoing legislative process
Global Sub-Amendment of the Plenary of August 8, 2019 - Federal Bill nº 3729/2004	Federal	Ongoing legislative process

Source: Authors.

Table 3 | Analysis of the proposed regulations for SEA in Brazil.

<i>Proposed regulation for SEA</i>	<i>Scope of application</i>	<i>Criteria</i>								
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>	<i>h</i>	<i>i</i>
State Secretary for Environment Resolution nº 44/1994	State of São Paulo	no	no	no	no	no	no	no	no	no
Federal Bill nº 2072/2003	Federal	yes	yes	no						
State Decree nº 43372/2003	State of Minas Gerais	no	yes	no	no	no	no	yes	no	no
State Decree nº 11235/2008	State of Bahia	no	yes	no	no	no	no	yes	yes	no
State Law nº 13798/2009	State of São Paulo	yes	yes	yes	no	yes	no	yes	no	no
State Decree nº 55947/2010	State of São Paulo	yes	yes	yes	no	yes	no	yes	no	no
Interministerial Ordinance nº 198/2012	Federal	yes	yes	no	no	yes	yes	yes	no	no
State Bill nº. 2261/2013	State of Rio de Janeiro	yes	yes	no	no	yes	no	no	no	no

Proposed regulation for SEA	Scope of application	Criteria								
		a	b	c	d	e	f	g	h	i
Federal Bill nº. 4996/2013	Federal	yes	yes	no	no	yes	no	no	no	no
Federal Bill nº 5716/2013	Federal	yes	yes	no	no	yes	yes	yes	yes	no
Federal Bill nº 8062/2014	Federal	no	no	no	no	no	no	no	no	no
Senate Bill nº 168/2018	Federal	yes	yes	no	no	no	no	no	no	no
Federal Bill nº 4093/2019	Federal	yes	yes	yes	yes	yes	no	yes	no	no
Global Sub-Amendment of the Plenary of August 8, 2019 - Federal Bill nº 3729/2004	Federal	yes	yes	no	no	no	no	no	no	no

Source: Authors.

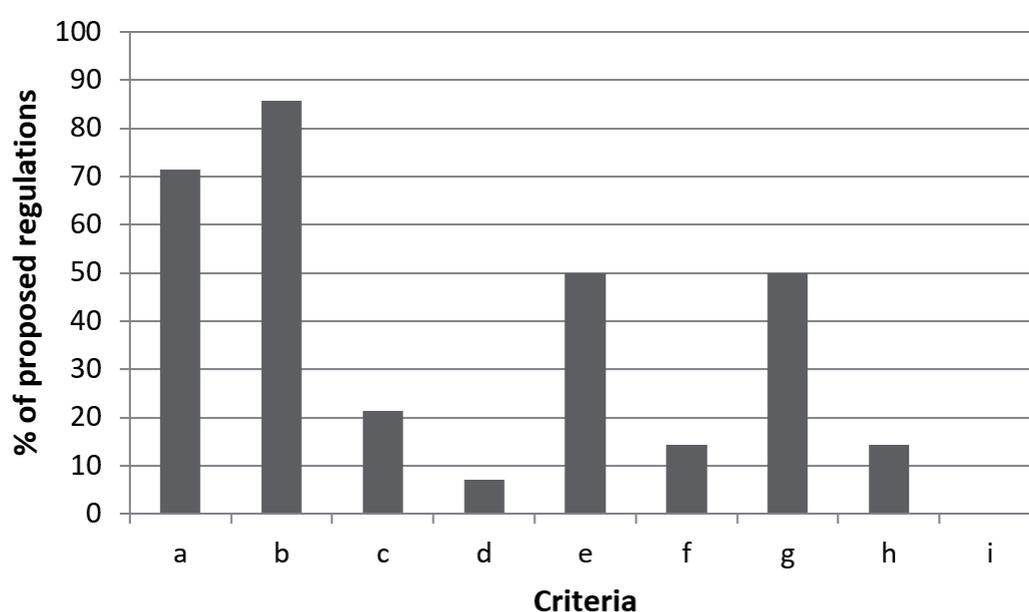


Figure 1 | Percentage of proposed regulations – in relation to the total number of proposals (14) – that include each criterion evaluated.

Source: Authors.

Among the proposed regulations, two stand out for not meeting any criteria: the Resolution of the State Secretary for Environment nº 44/1994 (state of São Paulo) and the Federal Bill nº 8062/2014. The first is the oldest Brazilian normative that mentions SEA; however, it was restricted to creating a Strategic Environmental Assessment Commission; the commission would be responsible for verifying the consideration of environmental issues in policies, plans and programs (PPPs) of public interest. However, the Resolution did not address who should compose this SEA commission or how it should act, nor did it mention other elements for a SEA system.

The second is a Federal Bill on Environmental Licensing, which mentions SEA only to suggest that enterprises located in areas that a SEA has assessed should be exempt from the Environmental Licensing or subjected to a simplified Environmental Licensing process. The link between SEA and the assessment of projects is relevant and must be legally predicted (GONZÁLEZ; THERIVEL, 2022); however, this bill only mentioned this possibility without specifying how it should be done.

None of the proposals analysed met all the criteria; 50% (seven proposals) met only two or three criteria, and 36% (five proposals) met five or six criteria (Table 3).

The criteria more frequently met were the criterion that refers to the definition of the strategic actions that should be subject to a SEA (criterion b), which was present in 12 proposed regulations (i.e. in all the proposals, except for the two that only mentioned the SEA) and the criterion that refers to the definition of SEA objectives (criterion a), present in ten proposals (Figure 1). The criteria that refer to the definition of SEA validation procedures (criterion e) and the definition of the stakeholders and their responsibilities (criterion g) were addressed by 50% of the cases (seven proposals) (Figure 1).

Regarding SEA objectives and types of strategic actions that should be assessed, it was observed that the proposed regulations express different expectations for SEA, for example: to promote territorial planning, to evaluate PPPs in relation to climate change, and to evaluate locational alternatives and propose mitigation and compensation measures to environmental impacts of projects. The latter reflects an apparent confusion between SEA and EIA of projects.

The presence of the other criteria – definition of procedure (c), methods (d), link with the decision (f) and guidelines (h) – was restricted to five of the proposed regulations (Table 3). Two of them are from the state of São Paulo and are regulations in force: the State Law nº 13798/2009, which establishes the State Policy on Climate Change (SPCC), and the State Decree nº 55947/2010, which regulates the SPCC and details the SEA system elements that were already indicated by the policy. Both define that SEA aims to systematically analyse public and private PPPs in the face of climate change. In addition to SEA objectives and field of application, these proposals define SEA elaboration and validation procedures and define the stakeholders and their responsibilities.

Another proposed regulation that addresses more criteria is the Interministerial Ordinance nº 198/2012. This regulation establishes the environmental assessment of sedimentary areas subject to oil and natural gas exploration, and it was called Easa. In addition, this regulation explicitly addresses that Easa must be considered by decision-making regarding the exploration of oil and gas (criterion f), a SEA system element that is rarely addressed by the proposed regulations evaluated in this research (two out of 14 proposals).

The two cases that addressed the highest number of criteria (six criteria each) were the Federal Bill nº 5716/2013 and the Federal Bill nº 4093/2019. While defining a more significant number of elements for the SEA system, the first indicates the same objectives for the Environmental Impact Statement (EIS) and SEA, indicating confusion between the concepts and applicability of the two instruments.

Finally, it was observed that none of the proposed regulations defined available resources for implementing the SEA system (criterion i).

4 DISCUSSION

Until 2021, more than a dozen regulations addressing the Strategic Environmental Assessment were proposed in Brazil. However, none presented all the elements that outline a SEA system, indicating the lack of institutional maturity regarding SEA. As noted by Montaña, Malvestio and Opperman (2013), whereas a SEA regulation in Brazil has been expected for years, the institutional framework for SEA pointed to a slow evolution of SEA in the country until that moment. Almost ten years later, this paper reinforces the country's lethargy regarding incorporating SEA into its legal framework.

It is essential to highlight that even the proposed regulations did not include sufficient elements for a proper SEA regulation. In this regard, the Federal Bill nº 3729/2004, approved by the Brazilian Chamber of Deputies in 2021, stands out because it intends to be an Impact Assessment law, but SEA is not even mentioned – unlike previous versions of the same bill and bills attached to it, that addressed SEA.

It was also observed that expectations regarding the SEA objectives and application varied depending on the proposal. This diversity is not necessarily a problem and is even observed globally. As illustrated by Fischer and González (2021) and Noble and Nwanekezie (2016), different SEA types and approaches can serve different contexts. However, it is crucial to define these characteristics considering the context needs (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007).

Among the main gaps of the proposed SEA systems, it is possible to highlight the lack of definition of how SEA should be considered in decision-making. Supporting decision-making to ensure environmental issues' consideration is a key function of SEA (FISCHER, 2007; PARTIDÁRIO, 1996). Therefore, SEA plays a key role in contexts where planning has not been able to incorporate these issues, which is the case of Brazil (MALVESTIO; FISCHER; MONTAÑO, 2018; PIZELLA; SOUZA, 2012). However, by not defining the need for SEA to be considered in the decision-making process, there is a risk that it will not be observed. It is already the case in Brazil concerning linking other planning instruments (PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L., 2008).

Another gap that stands out regards the definition of resources for implementing the SEA system. Budget constraints and the low institutional capacity of Brazilian environmental agencies has been a reality for several years (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Therefore, it can be expected that the absence of resources for implementing the SEA system would be a constraint to the implementation of a structured and systematic SEA practice. Ironically, most SEAs already carried out in Brazil were motivated by financing, requested by multilateral development agencies (PELLIN *et al.*, 2011; SÁNCHEZ, 2017).

The practice of Strategic Environmental Assessment globally shows that SEA systems are diverse, varying in relation to the administrative and strategic levels to which they are applied, procedures and approaches adopted, and operationalisation mechanisms, among other characteristics (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021; WALLINGTON; BINA; THISSEN, 2007).

Although it is possible to obtain benefits from the SEA application in non-regulated systems (RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019), regulation continues to be widely perceived as necessary due to the potential to contribute, for example, to the improvement of SEA practice based on explicit guidance and accumulated experience (MONTAÑO *et al.*, 2014; WIRUTSKULSHAI; SAJOR; COOWANITWONG, 2011), an adaptation of SEA principles to specific needs (MADRID; HICKEY; BOUCHARD, 2011), the definition of a solid structure to coordinate the system (KELLY; JACKSON; WILLIAMS, 2012; MALVESTIO; MONTAÑO, 2019) and ensure the integration of SEA into the planning process (RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021).

In the case of Brazil, better structuring of the SEA system has been repeatedly suggested as a condition for improving SEA effectiveness (MALVESTIO; MONTANO, 2019; SÁNCHEZ, 2017). However, although regulation may be a way to improve SEA effectiveness, this research indicates that Brazilian legislators still do not understand this instrument well. Additionally, Brazil is living in an unfavourable context for environmental issues, which has had adverse effects on the country's environmental legislation, as illustrated by Athayde *et al.* (2022) and Fonseca and Gibson (2020).

Finally, it is noteworthy that including SEA into the legal framework in a non-articulated and incomplete way may not result in practical effects for its application, as Sánchez (2017) observed. Furthermore, the establishment of the SEA system through legislation may not be sufficient to promote the improvement of SEA practice (MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021b) and does not guarantee that the system will be adequately implemented because the implementation is significantly influenced by the context (VICTOR; AGAMUTHU, 2014). These arguments reinforce the importance of considering the context and the experience accumulated by the country from the voluntary SEA practice to support the design of SEA regulations.

5 CONCLUSION

In this research, 14 proposed regulations for Strategic Environmental Assessment in Brazil were identified, including initiatives at the federal level and in four states (Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro and São Paulo), the oldest being from 1994. However, from the analysis of these proposed regulations in relation to elements that characterise a SEA system, none of the proposed regulations addressed a complete system.

The definition of SEA objectives and of PPPs that would be required to be assessed were the most frequent elements addressed by the proposals. However, they express different expectations for SEA, which may be related to the specific characteristics of the context for which the instrument was proposed. On the other hand, the indication of resources, prediction of guidance mechanisms (such as guidelines), the definition of methods and the link between SEA and decision-making were the least frequent elements. These results show a context that is still not mature regarding the Strategic Environmental Assessment.

As Fischer and González (2021) highlighted, SEA is still the only socio-scientific instrument able to consider the environment as a whole and advocate for the environment as a value in planning processes strategic decisions. Therefore, it remains a globally relevant environmental policy instrument. In Brazil, SEA also remains necessary and demands the structuring of a solid system that enables a more proactive and effective practice (MONTANO; TSIBANBU; MALVESTIO, 2021a). The regulation, then, remains a critical proposal to address the existing gaps in the current SEA practice (SÁNCHEZ, 2017).

Finally, it is noteworthy that the academy has produced relevant analyses and reflections on SEA in Brazil (GALLARDO; MACHADO; KNISS, 2021), contributing to elaborating a solid regulation for SEA that suits the specificities of the Brazilian context.

REFERENCES

- ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 106742, 1 maio 2022.
- BINA, O. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for Strategic Environmental Assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 585–606, out. 2007.
- BINA, O. Context and systems: thinking more broadly about effectiveness in Strategic Environmental Assessment in China. **Environmental Management**, v. 42, p. 717–733, 2008.
- CHAKER, A. *et al.* A review of Strategic Environmental Assessment in 12 selected countries. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 1, p. 15–56, 2006.
- CHERP, A.; WATT, A.; VINICHENKO, V. SEA and strategy formation theories: from three Ps to five Ps. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 624–644, 2007.
- DUSIK, J.; SADLER, B. Reforming strategic environmental assessment systems: lessons from Central and Eastern Europe. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 22, n. 2, p. 89–97, 2004.
- EUROPEAN COMMISSION. **Directive 2001/42/EC** on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. 2001. Available in: <http://ec.europa.eu/environment/eia/sea-legalcontext.htm>.
- FISCHER, T. B. Strategic environmental assessment in post-modern times. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 23, n. 2, p. 155–170, 2003.

FISCHER, T. B. **Theory and practice of strategic environmental assessment: towards a more systematic approach.** UK; USA: Earthscan, 2007.

FISCHER, T. B.; GAZZOLA, P. SEA effectiveness criteria – equally valid in all countries? The case of Italy. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 4, p. 396–409, 2006.

FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. **Handbook on Strategic Environmental Assessment.** UK; USA: Edward Elgar, 2021.

FONSECA, A.; GIBSON, R. B. Testing an ex-ante framework for the evaluation of impact assessment laws: lessons from Canada and Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 81, p. 106355, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106355>.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. H.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90–97, 2017. DOI: 10.1016/j.eiar.2016.10.002.

GALLARDO, A. L. C. F.; MACHADO, D. M. M.; KNISS, C. T. Avaliação Ambiental Estratégica na Pesquisa Acadêmica Brasileira. **Ambiente & Sociedade**, v. 24, p. 1–25, dez. 2021.

GONZÁLEZ, A.; THERIVEL, R. Raising the game in environmental assessment: insights from tiering practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 92, 2022. DOI: 10.1016/j.eiar.2021.106695.

HILDING-RYDEVIK, T.; BJARNADÓTTIR, H. Context awareness and sensitivity in SEA implementation. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 666–684, 2007.

JAY, S. *et al.* Environmental Impact Assessment: retrospect and prospect. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, p. 287–300, 2007.

KELLY, A. H.; JACKSON, T.; WILLIAMS, P. Strategic environmental assessment: lessons for New South Wales, Australia, from Scottish practice. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 30, n. 2, p. 75–84, 2012.

KØRNØV, L.; THISEN, W. A. H. Rationality in decision - and policy-making: implications for strategic environmental assessment. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 18, n. 3, p. 191–200, set. 2000.

LOAYZA, F. **Strategic Environmental Assessment in the World Bank: learning from recent experience and challenges.** World Bank. 2012.

MADRID, C. K.; HICKEY, G. M.; BOUCHARD M. A. Strategic environmental assessment effectiveness and the initiative for the integration of regional infrastructure in South America (IIRSA): a multiple case review. **Journal of Environmental Assessment and Policy Management**, v. 13, n. 4, p. 515–540, 2011. DOI: 10.1142/S1464333211003997.

MALVESTIO, A. C.; FISCHER, T. B.; MONTAÑO, M. The consideration of environmental and social issues in transport policy, plan and programme making in Brazil: a systems analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, p. 674–689, 2018.

MALVESTIO, A. C.; MONTAÑO, M. From medicine to poison: how flexible strategic environmental assessment may be? Lessons from a non-regulated SEA system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 5, p. 437–451, 2019.

MARGATO, V.; SÁNCHEZ, L. E. Quality and outcomes: a critical review of Strategic Environmental Assessment in Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, p. 1–32, 2014.

MONTAÑO, M.; FISCHER, T. B. Towards a more effective approach to the development and maintenance of SEA guidance. **Impact Assess Project Appraisal**, v. 37, n. 2, p. 97–106, 2019.

MONTAÑO, M.; MALVESTIO, A. N.; OPPERMANN, P. Institutional Learning by SEA Practice in Brazil. **UVP-report**, v. 27, n. (4+5), p. 201-206, 2013.

MONTAÑO, M. *et al.* Current state of the sea system in Brazil: a comparative study. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, 2014.

MONTAÑO, M.; TSHIBANGU, G. M.; MALVESTIO, A. C. Strategic environmental assessment in Brazil: an endangered species? *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021a. p. 363–373.

MONTAÑO, M.; TSHIBANGU, G. M.; MALVESTIO, A. C. Does New Regulation Points to an Effective Use of Strategic Environmental Assessment? Lessons from Democratic Republic of Congo. **Journal of Environmental Protection**, v. 12, n. 12, p. 1102–1127, 2021b.

MORGAN, R.; TAYLOR, N. Strategic environmental assessment in New Zealand. *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 332–348.

MORRISON-SAUNDERS, A.; FISCHER, T. B. What is wrong with EIA and SEA anyway? A sceptic's perspective on sustainability assessment. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 8, n. 1, p. 19–39, 2006.

NOBLE, B. F.; NWANEKEZIE, K. Conceptualising strategic environmental assessment: principles, approaches and research directions. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 165–173, 2017.

PARTIDÁRIO, M. R. Strategic Environmental Assessment: key issues emerging from recent practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 16, p. 31–55, 1996.

PARTIDÁRIO, M. DO R. **Strategic Environmental Assessment better practice guide: methodological guidance for strategic thinking in SEA**. Lisboa. 2012 Available in: http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/2012_SEA_Guidance_Portugal.pdf.

PARTIDÁRIO, M. R. Strategic thinking for sustainability (ST4S) in strategic environmental assessment. *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 41–57.

PELLIN, A. *et al.* Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil: considerações a respeito do papel das agências multilaterais de desenvolvimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 27-36, 2011.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. DE. Brazilian GMO regulation: does it have an environmental approach? **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 14, n. 2, 2012.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008.

RETIEF, F. Effectiveness of Strategic Environmental Assessment (SEA) in South Africa. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 9, n. 1, p. 83–101, 2007.

RETIEF, F. P.; STEENKAMP, C.; ALBERTS, R. C. Strategic environmental assessment in South Africa: “The Road Not Taken”. *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 349–362.

SADLER, B. *et al.* **Handbook of Strategic Environmental Assessment**. London: Earthscan, 2011.

SÁNCHEZ, L. E. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 31, n. 89, p. 167-183, 2017.

SEHT, H. VON. Requirements of a comprehensive strategic environmental assessment system. **Landscape and Urban Planning**, v. 45, n. 1, p. 1–14, 1999.

SILVA, A. W. L.; SELIG, P. M.; BELLEN, H. M. VAN. Use of Sustainability Indicators in Strategic Environmental Assessment Processes Conducted in Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, p. 1450008, 2014.

SMITH, S. P.; SHEATE, W. R. Sustainability appraisal of English regional plans: incorporating the requirements of the EU Strategic Environmental Assessment Directive. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 19, n. 4, p. 263–276, 2001.

TETLOW, M. F.; HANUSCH, M. Strategic Environmental Assessment: the state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 30, n. 1, p. 15–24, 2012.

THERIVEL, R. Systems of strategic environmental assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 13, n. 3, p. 145–168, 1993.

TSHIBANGU, G. M.; MONTAÑO, M. Outcomes and contextual aspects of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: the case of Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 3–4, p. 334–343, 2019.

VICTOR, D.; AGAMUTHU, P. Policy trends of strategic environmental assessment in Asia. **Environmental Science and Policy**, p. 1–14, 2014.

VILARDO, C. *et al.* Lost at SEA? Environmental assessment and offshore oil and gas planning in Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 38, n. 3, p. 261–268, 2020.

WALLINGTON, T.; BINA, O.; THISSEN, W. Theorising strategic environmental assessment: fresh perspectives and future challenges. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 569–584, 2007.

WIRUTSKULSHAI, U.; SAJOR, E.; COOWANITWONG, N. Importance of context in adoption and progress in application of strategic environmental assessment: experience of Thailand. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 31, n. 3, p. 352–359, abr. 2011.

A regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil

The regulation of Strategic Environmental Assessment in Brazil

Rosane de Souza Oliveira ¹

Anne Caroline Malvestio ²

¹ Mestrado em Qualidade Ambiental, Engenheira Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, Brasil
E-mail: rosanesouza.oliveira@gmail.com

² Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Docente, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, Brasil
E-mail: anne.malvestio@ufu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40630

Received: 03/11/2021
Accepted: 12/04/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

O uso da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) tem expandido, buscando promover a inserção de questões ambientais no planejamento estratégico. No Brasil, o sistema de AAE não está devidamente regulamentado, e a prática da avaliação não é sistemática. Nesse contexto, este trabalho se propõe a avaliar as propostas de regulamentação da AAE no Brasil à luz dos elementos que compõem um sistema de AAE. O levantamento dos casos se deu por meio de revisão bibliográfica, seguida pela análise do conteúdo das 14 propostas identificadas. Os resultados evidenciam que todas as propostas avaliadas apresentam lacunas, sendo que nenhuma contempla os nove critérios observados nesta pesquisa. A definição de objetivos e do campo de aplicação da AAE foram os critérios melhor atendidos. Porém, a maior parte das propostas se limitou a isso, não contemplando os demais elementos de um sistema de AAE. Esses resultados indicam uma baixa maturidade institucional em relação à AAE.

Palavras-chave: Sistema de AAE. Políticas, Planos e Programas. Legislação ambiental.

ABSTRACT

The practice of Strategic Environmental Assessment (SEA) has been expanding worldwide, aiming to include environmental issues within strategic planning. However, there is no precise regulation of SEA application in Brazil, and this practice is not systematic. In this context, this paper aimed to evaluate proposals for regulating SEA in Brazil regarding the elements of a SEA system. Documented proposals were identified through literature reviews, and the identified 14 documents' content was analysed according to best practice criteria. Gaps were identified in all proposals, and none of the proposals met all the criteria applied in this research. The definition of objectives and SEA field of application was the criteria best reached (present in more than 70% of the documents). However, most of the proposals were limited only to these points, missing other essential elements of a SEA system. These results indicate a low institutional maturity concerning SEA in Brazil.

Keywords: SEA system. Policies, Plans and Programs. Environmental legislation.

1 INTRODUÇÃO

A Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) é um instrumento de política ambiental caracterizado como um processo sistemático e participativo, que visa assegurar que questões ambientais relevantes sejam integradas aos processos de tomada de decisões estratégicas, desde seus estágios iniciais (PARTIDÁRIO, 2021).

Suas raízes remontam ao Ato Nacional de Política Ambiental dos Estados Unidos (Nepa) que, em 1969, foi a primeira legislação a tratar da avaliação de impacto ambiental (FISCHER, 2007; JAY *et al.*, 2007; MORRISON-SAUNDERS; FISCHER, 2006). A partir do Nepa, a prática da avaliação de impacto ocorreu principalmente para projetos, enquanto o reconhecimento da necessidade de se avaliar os impactos das decisões anteriores aos projetos se deu a partir da década de 1980 (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021).

Nesse contexto, a Avaliação Ambiental Estratégica emergiu como um instrumento de avaliação dos impactos ambientais de Políticas, Planos e Programas (PPPs) (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021), fundamentada, em especial, pela percepção de que a avaliação aplicada apenas a projetos tinha uma série de limitações (BINA, 2007; PARTIDÁRIO, 1996; SMITH; SHEATE, 2001).

Desde então, sistemas de Avaliação Ambiental Estratégica têm sido estabelecidos, formal ou informalmente, por um número crescente de países (mais de 60 em 2021 (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021)) e por organizações (*e.g.* Banco Mundial), havendo práticas em países de todos os continentes e de diferentes contextos de desenvolvimento (CHAKER *et al.*, 2006; SADLER *et al.*, 2011).

Um sistema de AAE trata das diferentes características que delineiam a prática do instrumento, o que inclui, por exemplo, o campo de aplicação da AAE (critérios de triagem), atores envolvidos e procedimentos a serem seguidos (SEHT, 1999). Porém, visto que a AAE deve ser adaptada ao contexto em que será aplicada (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007), os sistemas de AAE variam em função de diversos fatores, como os motivadores e argumentos que justificam a necessidade da avaliação (BINA, 2007; FISCHER, 2003).

No Brasil, a inserção da AAE (e avaliações similares) como instrumento de política ambiental vem sendo indicada ao longo dos anos por meio de iniciativas legais e institucionais que tratam da incorporação da AAE tanto em termos gerais como especificamente para alguns setores, como turismo, transporte (MONTAÑO; MALVESTIO; OPPERMAN, 2013) e energia (VILARDO *et al.*, 2020). No entanto, o instrumento ainda não está devidamente regulamentado no quadro legal do país, não é aplicado de forma sistemática e é vulnerável às circunstâncias em que é praticado (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; SILVA; SELIG; BELLEN, 2014).

As AAE já realizadas são, em sua maioria, de caráter voluntário e incentivadas por agências multilaterais de desenvolvimento (PELLIN *et al.*, 2011; SÁNCHEZ, 2017). Apesar de algumas práticas provocarem efeitos positivos, como o favorecimento da comunicação entre os atores envolvidos, a AAE nesse contexto tem tido baixa capacidade de influenciar a tomada de decisão (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; MARGATO; SÁNCHEZ, 2014; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019).

A AAE no Brasil, então, tem sido praticada a partir de uma estrutura difusa, altamente flexível e com baixa capacidade de aprendizado (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; MONTAÑO; MALVESTIO; OPPERMAN, 2013), não havendo clareza quanto a objetivos, diretrizes e procedimentos (MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021a). Nesse contexto, a definição de diretrizes para a AAE no Brasil bem como possíveis implicações de sua regulamentação como um instrumento de uso obrigatório têm sido temas debatidos pela literatura (*e.g.* MONTAÑO; FISCHER, 2019; MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021a; SÁNCHEZ, 2017).

Como sugerido por Fonseca e Gibson (2020), a avaliação *ex-ante* de propostas legislativas que tratam da avaliação de impacto ambiental oferece a oportunidade de que se tenha uma melhor compreensão do escopo proposto, além de indicar lacunas e eventuais problemas dessas propostas e que devem ser foco dos legisladores e outros atores envolvidos. Conhecer o conteúdo das diversas propostas de regulamentação da AAE no Brasil, então, pode contribuir para o debate sobre o aprimoramento do sistema de AAE no país. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar em que medida as propostas de regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil contemplam os elementos que compõem um sistema de AAE.

Este artigo está organizado em seis seções. Na sequência desta introdução, apresenta-se um breve referencial teórico sobre sistemas de AAE, seguido pela apresentação da metodologia usada para a avaliação das propostas de regulamentação da AAE no Brasil. Nas seções quatro e cinco, os resultados são apresentados e discutidos e, por fim, conclusões são apresentadas na seção seis.

1.1 SISTEMAS DE AAE

Sistemas de Avaliação Ambiental Estratégica são compostos por uma série de elementos que delineiam a prática da avaliação, incluindo, por exemplo: os objetivos da AAE (PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), as ações estratégicas para as quais a avaliação será aplicada (DUSIK; SADLER, 2004; THERIVEL, 1993), os procedimentos da avaliação (FISCHER, 2007; MONTAÑO *et al.*, 2014; THERIVEL, 1993), os métodos utilizados pela AAE (FISCHER, 2007; THERIVEL, 1993), os procedimentos de validação da AAE (*e.g.* revisão e aprovação do relatório, participação pública) (PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), a forma como a AAE deve ser levada em conta pela decisão (THERIVEL, 1993), os atores envolvidos e suas responsabilidades (DUSIK; SADLER, 2004; MONTAÑO *et al.*, 2014; PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993), os mecanismos de formalização do sistema (por exemplo, quadro legal, guias) (DUSIK; SADLER, 2004; FISCHER, 2007; PARTIDÁRIO, 2012; THERIVEL, 1993; WALLINGTON; BINA; THISSEN, 2007) e os recursos disponíveis (FISCHER, 2007).

A implementação da AAE, porém, se dá em meio a um conjunto de pressupostos (normativos, teóricos e políticos) e de expectativas com relação à sua efetividade, que influenciam fortemente esse sistema (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007; VICTOR; AGAMUTHU, 2014). Portanto, esse contexto deve ser considerado quando da definição do sistema de AAE (BINA, 2008). Um dos aspectos fundamentais para essa definição diz respeito aos motivadores e argumentos que justificam a necessidade da Avaliação Ambiental Estratégica (BINA, 2007; FISCHER, 2003) ou, como colocado por Hilding-Rydevik e Bjarnadóttir (2007), à identificação das necessidades do contexto em que a avaliação será aplicada (*e.g.* necessidade de mudança de mentalidade para o planejamento e tomada de decisão, e falta de informação sobre os impactos ambientais).

Essa reflexão sobre o porquê da AAE e o que se pretende que ela alcance, apesar de dificultosa (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007), possibilita que se delineie os objetivos, o papel e a abordagem da AAE de forma que ela seja orientada para os desafios e lacunas considerados como de maior importância para aquele contexto, bem como possibilita que a AAE seja consistente com as características institucionais, de planejamento e culturais (BINA, 2007).

Outro aspecto importante quanto ao estabelecimento de sistema de AAE é a sua formalização. Uma situação comum tem sido o seu estabelecimento por meio de legislação e definindo a AAE como um instrumento de uso obrigatório (TETLOW; HANUSCH, 2012). É o caso, por exemplo, da União Europeia (COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS, 2001), de diversos países do continente africano (LOAYZA, 2012) e países asiáticos (LOAYZA, 2012; VICTOR; AGAMUTHU, 2014). A definição de requisitos legais tem sido apontada como de grande importância, em especial em contextos em que o sistema de planejamento é pouco transparente (FISCHER, 2007; FISCHER; GAZZOLA, 2006).

Por outro lado, alguns autores defendem que, em especial para a AAE aplicadas a políticas, uma regulamentação detalhada pode ser negativa, conflitando com a ideia de flexibilidade e adaptabilidade da AAE (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007; KØRNØV; THISSEN, 2000). Nesse sentido, Kørnø v e Thissen (2000) sugerem que a legislação deveria indicar o que deve ser alcançado pela AAE, mas não a maneira exata de como fazê-lo.

Ainda, Cherp, Watt e Vinichenko (2007) indicam que uma abordagem possível é a de “sistema adaptativo de AAE”, no qual a abordagem da AAE seria escolhida a partir das características específicas de cada processo de planejamento e decisão estratégica. Proposta similar é apresentada por Fischer e González (2021, p. 433) a partir do que os autores chamaram de “lógica de seleção” para a AAE, que visa fazer com que os envolvidos na avaliação possam definir os processos, estratégias e métodos mais apropriados para cada situação.

Há, ainda, sistemas em que o uso da AAE é “voluntário”, como é o caso da África do Sul e da Nova Zelândia, que possuem requisitos legais quanto à necessidade de os tomadores de decisão considerarem os efeitos ambientais, mas sem previsão legal específica do uso da AAE (MORGAN; TAYLOR, 2021; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021). Nesses contextos, alguns benefícios de se aplicar a AAE têm sido observados, por exemplo, o fornecimento de informação e sensibilização para questões de sustentabilidade e adaptação da AAE às diferentes necessidades no caso sul-africano (RETIEF, 2007; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021), e o fato de se alcançar uma abordagem mais integrada ao processo de planejamento, no caso neozelandês (FISCHER, 2007).

No entanto, em ambos os casos também são observadas limitações da AAE que estão diretamente ligadas à ausência de definição mais explícita do sistema em que ela opera, como a falta de clareza quanto à utilização desse instrumento, sobreposição com outros instrumentos e dificuldade em se promover o aprendizado a partir da prática (MORGAN; TAYLOR, 2021; RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021).

2 METODOLOGIA

Para a identificação, acesso e análise das propostas de regulamentação da AAE no Brasil, este trabalho empregou métodos qualitativos, baseando-se em revisão bibliográfica, análise documental e de conteúdo, sendo adotadas três etapas.

A primeira etapa consistiu na identificação de propostas de regulamentação da AAE no Brasil, que foi realizada por meio de pesquisas em artigos publicados em periódicos científicos. A busca por artigos foi feita em março de 2020 por meio do Portal Capes e do Scielo, que juntos reúnem periódicos nacionais e internacionais. Usou-se como termos de busca "Avaliação Ambiental Estratégica", "Regulamentação" e "Brasil". A busca resultou em cerca de 40 publicações. Nos artigos buscaram-se menções a iniciativas de regulamentação da AAE no Brasil, em seus diferentes níveis administrativos. Entre as publicações identificadas, porém, várias não abordavam especificamente as propostas de regulamentação e foram descartadas. Vale destacar que a revisão realizada não foi uma revisão bibliográfica sistemática, mas teve apenas o intuito de identificar as propostas de regulamentação.

Para os estados indicados nesses artigos como possuidores de propostas de regulamentação a respeito da AAE, foram feitas consultas aos sítios eletrônicos oficiais dos estados, com a finalidade de acessar tais documentos; no caso das normativas em vigor, utilizaram-se os documentos legais vigentes e atualizados. Esse mesmo procedimento foi repetido para a análise em nível federal.

Na segunda etapa da pesquisa, foram definidos critérios para a análise dos sistemas de AAE. A seleção dos critérios foi feita a partir do referencial teórico que suporta este trabalho (seção 2 e Tabela 1) e buscou contemplar os elementos de um sistema de AAE que, de acordo com a literatura, delineiam a prática da avaliação. Como apresentado na Tabela 1, foram definidos nove critérios possíveis de

serem aplicados a um texto normativo e que visam compreender como cada uma das propostas de regulamentação define o sistema de AAE.

Tabela 1 | Critérios de análise aplicados às propostas de regulamentação da AAE no Brasil.

Identificação	Critério	Referências
<i>a – Objetivos</i>	Define quais os objetivos da AAE	Partidário (2012); Therivel (1993)
<i>b – Aplicação</i>	Define as ações estratégicas para as quais a avaliação será aplicada (níveis administrativos e estratégicos, setores, planejamento público/privado)	Dusik e Sadler (2004); Montañó et al. (2014); Therivel (1993)
<i>c – Procedimento</i>	Define os procedimentos da avaliação	Fischer (2007); Montañó et al. (2014); Therivel (1993)
<i>d – Métodos</i>	Define métodos a serem utilizados pela AAE	Fischer (2007); Therivel (1993)
<i>e – Validação</i>	Define procedimentos de validação da AAE (e.g. revisão e aprovação do relatório, participação pública)	Partidário (2012); Therivel (1993)
<i>f – Vínculo com decisão</i>	Define a forma em que a AAE deve ser levada em conta pela decisão (ou seja, se é vinculante ou indicativa)	Therivel (1993)
<i>g – Atores e responsabilidades</i>	Define os atores envolvidos e suas responsabilidades (ou seja, define quem deve elaborar a AAE, quem deve avaliar a AAE, etc.)	Dusik e Sadler (2004); Montañó et al. (2014); Partidário (2012); Therivel (1993)
<i>h – Orientação</i>	Prevê mecanismos de orientação para a AAE (por exemplo, publicação de guias metodológicos)	Dusik e Sadler (2004); Fischer (2007); Partidário (2012); Therivel (1993); Wallington, Bina e Thissen (2007)
<i>i – Recursos</i>	Define recursos disponíveis para possibilitar a implementação do sistema de AAE	Fischer (2007)

Fonte: Autoras.

Por fim, a terceira etapa da pesquisa consistiu na análise qualitativa do conteúdo das propostas de regulamentação estaduais e federais identificadas, sendo feita a leitura completa de todos os documentos. A partir da leitura, buscou-se identificar se o texto trazia informações a respeito de cada um dos elementos abordados pelos critérios. Cada critério foi, então, avaliado como presente ou ausente.

Neste trabalho limitou-se a avaliar a presença ou ausência dos critérios, possibilitando a identificação de quais elementos do sistema de AAE são abordados pelas propostas de regulamentação e quais as lacunas deixadas. Não foi avaliado, portanto, o mérito daquilo que é abordado. Essa escolha metodológica baseia-se na compreensão de que a AAE deve ser adaptada ao contexto em que é aplicada (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007) e, portanto, a análise do mérito ou adequação daquilo que é proposto também demandaria a análise do contexto específico de cada sistema proposto (que escapa ao objetivo deste trabalho, mas é uma abordagem importante de ser posteriormente considerada).

Para a apresentação dos resultados, empregou-se a nomenclatura “sim” para indicar os critérios presentes e “não” para indicar os critérios ausentes no texto analisado.

3 RESULTADOS

A partir da revisão bibliográfica realizada, identificou-se que o Brasil não possuía norma legal federal em vigor que tratasse da regulamentação da AAE de forma ampla. Entretanto, a Portaria Interministerial nº 198/2012, apesar de não usar o termo "Avaliação Ambiental Estratégica", trata da Avaliação Ambiental de Área Sedimentar (AAAS), que é um instrumento "do tipo AAE" (VILARDO et al., 2020, p. 264). Esse

instrumento, porém, é específico para a avaliação de bacias sedimentares marítimas e terrestres, não sendo aplicável a outras situações. As demais iniciativas no âmbito federal tratavam de Projetos de Lei arquivados ou em tramitação.

No âmbito dos estados, entretanto, identificou-se que São Paulo, Minas Gerais e Bahia possuíam regulamentações próprias e em vigor que se referiam à utilização do instrumento em seus territórios. Foram identificadas cinco normativas estaduais: três do estado de São Paulo (uma Lei Estadual, um Decreto Estadual e uma Resolução da Secretaria de Meio Ambiente), uma do estado de Minas Gerais (Decreto Estadual) e uma do estado da Bahia (Decreto Estadual). Ainda no âmbito estadual, o estado do Rio de Janeiro possuía Projeto de Lei abordando a AAE.

Ao todo foram identificadas 14 propostas de regulamentação (em vigor ou não) (Tabela 2) e todas foram acessadas e avaliadas, sendo os resultados apresentados na Tabela 3 e na Figura 1.

Tabela 2 | Propostas de regulamentação da AAE no Brasil e seu âmbito de aplicação e situação em janeiro de 2021.

<i>Proposta de regulamentação</i>	<i>Âmbito de aplicação</i>	<i>Situação</i>
Resolução SMA nº 44/1994	São Paulo	Vigente
Projeto de Lei Federal nº 2.072/2003	Federal	Arquivado
Decreto Estadual nº 43.372/2003	Minas Gerais	Vigente
Decreto Estadual nº 11.235/2008	Bahia	Vigente
Lei Estadual nº 13.798/2009	São Paulo	Vigente
Decreto Estadual nº 55.947/2010	São Paulo	Vigente
Portaria Interministerial nº 198/2012	Federal	Vigente
Projeto de Lei Estadual nº 2.261/2013	Rio de Janeiro	Arquivado
Projeto de Lei Federal nº 4.996/2013	Federal	Anexado ao Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004
Projeto de Lei Federal nº 5.716/2013	Federal	Anexado ao Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004
Projeto de Lei Federal nº 8.062/2014	Federal	Anexado ao Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004
Projeto de Lei do Senado nº 168/2018	Federal	Em tramitação
Projeto de Lei Federal nº 4.093/2019	Federal	Em tramitação
Subemenda Substitutiva Global de Plenário, de 08 de agosto de 2019 – Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004	Federal	Em tramitação

Fonte: Autoras.

Tabela 3 | Resultados da avaliação das propostas de regulamentação da AAE no Brasil.

<i>Proposta de regulamentação</i>	<i>Âmbito de aplicação</i>	<i>Critérios</i>									
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>	<i>h</i>	<i>i</i>	
Resolução SMA nº 44/1994	Estadual – SP	não	não	não	não	não	não	não	não	não	
Projeto de Lei Federal nº 2.072/2003	Federal	sim	sim	não							
Decreto Estadual nº 43.372/2003	Estadual – MG	não	sim	não	não	não	não	sim	não	não	
Decreto Estadual nº 11.235/2008	Estadual – BA	não	sim	não	não	não	não	sim	sim	não	
Lei Estadual nº 13.798/2009	Estadual – SP	sim	sim	sim	não	sim	não	sim	não	não	

Proposta de regulamentação	Âmbito de aplicação	Critérios								
		a	b	c	d	e	f	g	h	i
Decreto Estadual nº 55.947/2010	Estadual – SP	sim	sim	sim	não	sim	não	sim	não	não
Portaria Interministerial nº 198/2012	Federal	sim	sim	não	não	sim	sim	sim	não	não
Projeto de Lei Estadual nº 2.261/2013	Estadual – RJ	sim	sim	não	não	sim	não	não	não	não
Projeto de Lei Federal nº 4.996/2013	Federal	sim	sim	não	não	sim	não	não	não	não
Projeto de Lei Federal nº 5.716/2013	Federal	sim	sim	não	não	sim	sim	sim	sim	não
Projeto de Lei Federal nº 8.062/2014	Federal	não	não	não	não	não	não	não	não	não
Projeto de Lei do Senado nº 168/2018	Federal	sim	sim	não						
Projeto de Lei Federal nº 4.093/2019	Federal	sim	sim	sim	sim	sim	não	sim	não	não
Subemenda Substitutiva Global de Plenário, de 08 de agosto de 2019 – Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004	Federal	sim	sim	não						

Fonte: Autoras.

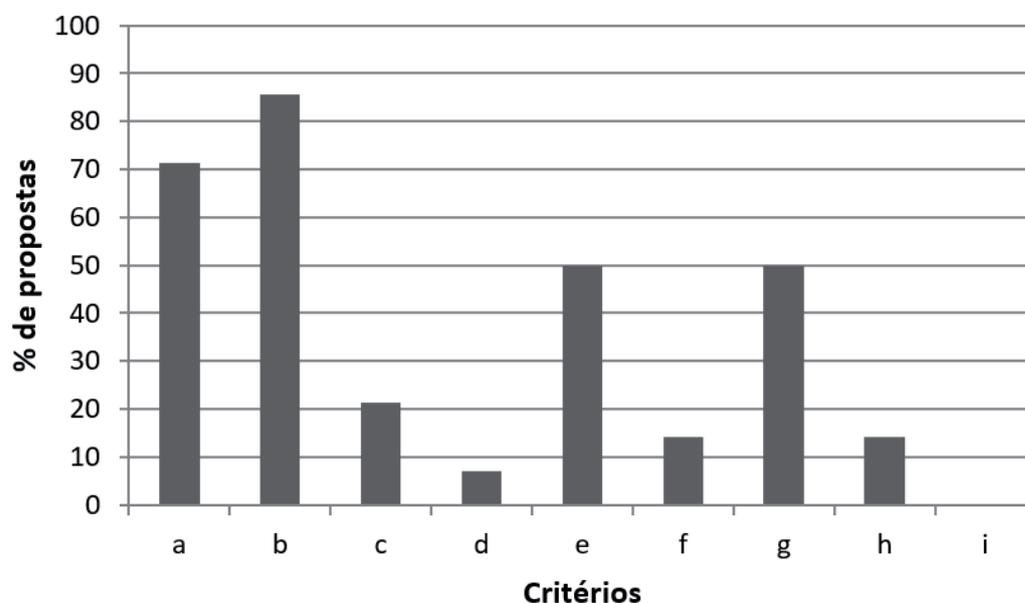


Figura 1 | Porcentagem de propostas de regulamentação (em relação ao total de 14 propostas) que contemplam cada critério avaliado.

Fonte: Autoras.

Entre as propostas, duas se destacam por não contemplarem nenhum dos critérios: a Resolução SMA nº 44/1994 (SP) e o Projeto de Lei Federal nº 8.062/2014. O primeiro caso trata da mais antiga referência normativa que menciona a AAE, porém, trata apenas da designação de Comissão de Avaliação Ambiental Estratégica, que seria responsável pela verificação da consideração das questões ambientais nas políticas, planos e programas (PPPs) de interesse público. A Resolução não aborda, por exemplo, quem deveria compor essa comissão ou como ela deveria atuar.

O segundo caso trata de um Projeto de Lei Federal sobre o licenciamento ambiental, que apenas menciona a AAE para propor a dispensa ou simplificação do licenciamento ambiental de empreendimentos

localizados em áreas que tenham sido objeto de uma Avaliação Ambiental Estratégica. O encadeamento entre a AAE e a avaliação de projetos e sua previsão nos instrumentos legais é relevante (GONZÁLEZ; THERIVEL, 2022); no entanto, esse projeto de lei apenas mencionou essa possibilidade, sem especificar como ele deve se dar.

Nenhuma das propostas avaliadas contemplou todos os critérios, sendo que metade delas (sete) contemplou apenas dois ou três critérios e 36% delas (cinco propostas) contemplaram cinco ou seis critérios (Tabela 3).

Os critérios mais frequentemente presentes nas propostas de regulamentação foram: o critério que se refere à definição das ações estratégicas sujeitas à AAE (critério b), estando presente em 12 casos (ou seja, em todas as propostas, exceto as duas que apenas citaram a AAE); e o que se refere à definição dos objetivos da AAE (critério a), presente em dez propostas (Figura 1). Já os critérios que se referem à definição de procedimento de validação da AAE (critério e) e definição de atores envolvidos e suas responsabilidades (critério g) foram contemplados em 50% dos casos (sete normativas) (Figura 1).

Quanto aos objetivos e campo de atuação da AAE, observou-se que as propostas expressam diferentes expectativas para o instrumento como, por exemplo, que promova o planejamento territorial, que avalie PPPs ante as mudanças climáticas e que avalie alternativas locais e proponha a mitigação e compensação de impactos ambientais de projetos. Este último reflete uma clara confusão da AAE com a AIA de projetos.

A presença dos demais elementos – definição de procedimento (c), métodos (d), vínculo com a decisão (f) e orientação (h) – ficou restrita a cinco situações (Tabela 3). Duas delas são normativas do estado de São Paulo e que estão vigentes: Lei Estadual nº 13.798/2009, que institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas (Pemc), e o Decreto Estadual nº 55.947/2010, que dispõe sobre a Pemc, inclusive detalhando os elementos do sistema de AAE indicados na política. Ambas definem como objetivo da AAE a análise sistemática de PPPs públicos e privados diante das mudanças climáticas. Além dos objetivos e campo de aplicação da AAE, elas definem procedimentos para sua elaboração e validação e os atores envolvidos e suas responsabilidades.

Outra normativa que contempla mais elementos é a Portaria Interministerial nº 198/2012. Nesse caso, o instrumento foi regulamentado para a aplicação em áreas sedimentares, sujeitas à exploração de petróleo e gás natural e foi denominada de AAAS. Uma característica importante é que essa normativa aborda, de forma explícita, a necessidade de se considerar a AAAS na tomada de decisão sobre a exploração dos blocos de petróleo e gás (critério f), elemento pouco abordado pelas propostas de regulamentação avaliadas neste trabalho (duas entre 14 propostas).

Os dois casos que contemplaram maior número de critérios (seis critérios cada) foram o Projeto de Lei Federal nº 5.716/2013 e o Projeto de Lei Federal nº 4.093/2019. O primeiro, porém, apesar de definir um maior número de elementos para o sistema de AAE, indica os mesmos objetivos para o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e para a AAE, o que pode ser um indicativo de confusão entre os conceitos e aplicabilidade dos dois instrumentos.

Por fim, verificou-se que nenhuma das normativas define recursos disponíveis para possibilitar a implementação do sistema de AAE (critério i), sendo, portanto, uma importante lacuna.

4 DISCUSSÃO

Apesar de haver mais de uma dezena de propostas normativas que abordam a Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil, o fato de nenhuma delas apresentar todos os elementos que delineiam um sistema de AAE indica a falta de maturidade institucional em relação ao conhecimento do instrumento. Como

observado por Montaño, Malvestio e Opperman (2013), o quadro institucional para a AAE no Brasil até aquele momento apontava a evolução lenta da AAE no país, visto que há anos havia a expectativa de regulamentação do instrumento. Quase dez anos depois, este trabalho reforça a letargia do país em relação à incorporação da AAE no seu quadro legal.

Vale apontar, inclusive, que mesmo propostas de regulamentação mais recentes não contemplam elementos suficientes para a adequada regulamentação da AAE. Destaca-se, aqui, o texto do Projeto de Lei Federal nº 3.729/2004, aprovado em 2021 pela Câmara dos Deputados, em que a AAE não é mencionada, diferente de versões anteriores do mesmo Projeto de Lei e de Projetos a ele pensados, que abordavam o instrumento (ainda que com lacunas).

Observou-se, também, que parece haver expectativas variadas em relação aos objetivos e aplicação da AAE. Essa diversidade não é, em si, um problema e, inclusive, é observada globalmente. Como ilustrado por Fischer e González (2021) e Noble e Nwanekezie (2016), há diferentes tipos e abordagens de AAE, capazes de atender a diferentes contextos. É importante, porém, que a definição dessas características seja realizada considerando-se as necessidades do contexto (HILDING-RYDEVIK; BJARNADÓTTIR, 2007).

Entre as principais lacunas deixadas pelos sistemas propostos, destaca-se a indefinição de como a AAE deve ser considerada na tomada de decisão. Dar suporte à tomada de decisão para que questões ambientais sejam inseridas no processo decisório é uma função primordial da AAE (FISCHER, 2007; PARTIDÁRIO, 1996). A AAE, portanto, tem um papel fundamental em contextos como o brasileiro, em que o planejamento não tem sido capaz de incorporar essas questões (MALVESTIO; FISCHER; MONTAÑO, 2018; PIZELLA; SOUZA, 2012). Porém, ao não se definir a necessidade da AAE ser de fato considerada na tomada de decisão, corre-se o risco de que ela não seja observada em nenhuma medida, como já ocorre no Brasil em relação à vinculação de outros instrumentos de planejamento (PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L., 2008).

Outra lacuna que se destaca é a não previsão de recursos para a implantação do sistema de AAE. Restrições orçamentárias e baixa capacidade institucional dos órgãos ambientais brasileiros é uma realidade há vários anos (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017) e, portanto, pode-se esperar que sejam também fatores que dificultariam a prática da AAE de forma estruturada e sistemática. Ironicamente, a maioria das AAE já realizadas no Brasil tem como motivador a captação de recursos, visto que foram solicitadas por agências multilaterais de fomento (PELLIN *et al.*, 2011; SÁNCHEZ, 2017).

A prática da Avaliação Ambiental Estratégica globalmente mostra que há diversidade em relação a como os sistemas de AAE estão organizados, variando em relação aos níveis administrativos e estratégicos a que são aplicados, procedimentos e abordagens adotadas e mecanismos de operacionalização, entre outras características (FISCHER; GONZÁLEZ, 2021; WALLINGTON; BINA; THISEN, 2007).

Apesar de ser possível se obter benefícios a partir da aplicação da AAE mesmo em sistemas não regulamentados (RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019), a regulamentação continua sendo amplamente percebida como importante. Há o potencial de que ela contribua, por exemplo, para a melhoria da prática com base em orientação explícita e experiência acumulada (MONTAÑO *et al.*, 2014; WIRUTSKULSHAI; SAJOR; COOWANITWONG, 2011); adaptação dos princípios da AAE às necessidades específicas (MADRID; HICKEY; BOUCHARD, 2011); a definição de uma estrutura sólida para coordenar o sistema (KELLY; JACKSON; WILLIAMS, 2012; MALVESTIO; MONTAÑO, 2019) e garantir a integração da AAE ao processo de planejamento (RETIEF; STEENKAMP; ALBERTS, 2021).

No caso do Brasil, uma melhor estruturação do sistema de AAE tem sido recorrentemente sugerida como condição para a melhoria da efetividade do instrumento (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; SÁNCHEZ, 2017). Apesar de a regulamentação do sistema de AAE ser um caminho para isso, este trabalho indica que a AAE ainda não parece ser bem compreendida pelos legisladores. Soma-se a isso o

contexto desfavorável para questões ambientais no Brasil, que tem tido efeitos negativos na legislação ambiental do país, como ilustrado por Athayde *et al.* (2022) e Fonseca e Gibson (2020).

Por fim, ressalta-se que apenas inserir a AAE no quadro legal, de forma não articulada e incompleta, não resulta em efeitos práticos para sua aplicação, como observado por Sánchez (2017). Ainda, o estabelecimento do sistema de AAE por meio de legislação pode não ser suficiente para promover melhoria da prática da AAE (MONTAÑO; TSHIBANGU; MALVESTIO, 2021b) e não garante que o sistema será implementado adequadamente, visto que a implementação sofre significativa influência do contexto (VICTOR; AGAMUTHU, 2014). Reforça-se, assim, a importância de se considerar o contexto e a experiência acumulada pelo país a partir da prática da AAE voluntária para o delineamento de propostas normativas.

5 CONCLUSÃO

Neste trabalho foram identificadas 14 propostas de regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil, incluindo propostas no âmbito federal e de quatro estados (Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo), sendo a mais antiga de 1994. A partir da análise dessas propostas em relação a elementos que caracterizam um sistema de AAE, de acordo com a literatura, foi possível observar que nenhuma das propostas já apresentadas delineiam um sistema completo.

A definição de objetivos e campo de aplicação da AAE foram os elementos mais frequentes nas propostas. No entanto, eles parecem expressar diferentes expectativas para a AAE, o que pode estar relacionado às características específicas do contexto para o qual se propõe a aplicação do instrumento. Por outro lado, a indicação de recursos, previsão de mecanismos de orientação (como guias), definição de métodos e vínculo da AAE com a decisão foram os elementos menos frequentes. Assim, esse cenário evidencia um contexto institucional ainda pouco maduro em relação à Avaliação Ambiental Estratégica.

Como destacado por Fischer e González (2021), até o tempo presente a AAE ainda é o único instrumento sociocientífico capaz de considerar o ambiente como um todo e de preconizá-lo como um valor nos processos de planejamento e decisões estratégicas. Continua sendo, portanto, um instrumento de política ambiental relevante globalmente. No contexto brasileiro, a AAE também continua necessária e demanda a estruturação de um sistema sólido, que favoreça uma prática mais proativa e efetiva (MONTANO; TSIBANBU; MALVESTIO, 2021a). Sua regulamentação, então, permanece sendo uma proposta importante para sanar as lacunas existentes na prática atual do instrumento (SÁNCHEZ, 2017).

Ressalta-se, por fim, que a academia tem produzido relevantes análises e reflexões sobre a AAE no Brasil (GALLARDO; MACHADO; KNISS, 2021) e, portanto, tem condições de contribuir para a elaboração de propostas de regulamentação sólidas e que se atentem às especificidades do contexto brasileiro.

REFERÊNCIAS

ATHAYDE, S. *et al.* Viewpoint: the far-reaching dangers of rolling back environmental licensing and impact assessment legislation in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 94, p. 106742, maio 2022.

BINA, O. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for Strategic Environmental Assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 585–606, out. 2007.

BINA, O. Context and systems: thinking more broadly about effectiveness in Strategic Environmental Assessment in China. **Environmental Management**, v. 42, p. 717–733, 2008.

CHAKER, A. *et al.* A review of Strategic Environmental Assessment in 12 selected countries. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 1, p. 15–56, 2006.

CHERP, A.; WATT, A.; VINICHENKO, V. SEA and strategy formation theories: from three Ps to five Ps. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 624–644, 2007.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. **Directiva 2001/42/EC** relativa à avaliação dos efeitos de determinados planos e programas no ambiente. 2001. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/eia/sea-legalcontext.htm>.

DUSIK, J.; SADLER, B. Reforming strategic environmental assessment systems: lessons from Central and Eastern Europe. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 22, n. 2, p. 89–97, 2004.

FISCHER, T. B. Strategic environmental assessment in post-modern times. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 23, n. 2, p. 155–170, 2003.

FISCHER, T. B. **Theory and practice of strategic environmental assessment: towards a more systematic approach**. UK; USA: Earthscan, 2007.

FISCHER, T. B.; GAZZOLA, P. SEA effectiveness criteria – equally valid in all countries? The case of Italy. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 4, p. 396–409, 2006.

FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. UK; USA: Edward Elgar, 2021.

FONSECA, A.; GIBSON, R. B. Testing an ex-ante framework for the evaluation of impact assessment laws: lessons from Canada and Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 81, p. 106355, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106355>.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. H.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90–97, 2017. DOI: 10.1016/j.eiar.2016.10.002.

GALLARDO, A. L. C. F.; MACHADO, D. M. M.; KNISS, C. T. Avaliação Ambiental Estratégica na Pesquisa Acadêmica Brasileira. **Ambiente & Sociedade**, v. 24, p. 1–25, dez. 2021.

GONZÁLEZ, A.; THERIVEL, R. Raising the game in environmental assessment: insights from tiering practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 92, 2022. DOI: 10.1016/j.eiar.2021.106695.

HILDING-RYDEVIK, T.; BJARNADÓTTIR, H. Context awareness and sensitivity in SEA implementation. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 666–684, 2007.

JAY, S. *et al.* Environmental Impact Assessment: retrospect and prospect. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, p. 287–300, 2007.

KELLY, A. H.; JACKSON, T.; WILLIAMS, P. Strategic environmental assessment: lessons for New South Wales, Australia, from Scottish practice. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 30, n. 2, p. 75–84, 2012.

KØRNØV, L.; THISEN, W. A. H. Rationality in decision - and policy-making: implications for strategic environmental assessment. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 18, n. 3, p. 191–200, set. 2000.

LOAYZA, F. **Strategic Environmental Assessment in the World Bank: learning from recent experience and challenges**. World Bank. 2012.

MADRID, C. K.; HICKEY, G. M.; BOUCHARD, M. A. Strategic environmental assessment effectiveness and the initiative for the integration of regional infrastructure in South America (IIRSA): a multiple case review. **Journal of Environmental Assessment and Policy Management**, v. 13, n. 4, p. 515–540, 2011. DOI: 10.1142/S1464333211003997.

MALVESTIO, A. C.; FISCHER, T. B.; MONTAÑO, M. The consideration of environmental and social issues in transport policy, plan and programme making in Brazil: a systems analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, p. 674–689, 2018.

MALVESTIO, A. C.; MONTAÑO, M. From medicine to poison: how flexible strategic environmental assessment may be? Lessons from a non-regulated SEA system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 5, p. 437-451, 2019.

MARGATO, V.; SÁNCHEZ, L. E. Quality and outcomes: a critical review of Strategic Environmental Assessment in Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, p. 1–32, 2014.

MONTAÑO, M.; FISCHER, T. B. Towards a more effective approach to the development and maintenance of SEA guidance. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 2, p. 97–106, 2019.

MONTAÑO, M.; MALVESTIO, A. N.; OPPERMANN, P. Institutional Learning by SEA Practice in Brazil. **UVP-Report**, v. 27, n. (4+5), p. 201-206, 2013.

MONTAÑO, M. *et al.* Current state of the sea system in Brazil: a comparative study. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, 2014.

MONTAÑO, M.; TSHIBANGU, G. M.; MALVESTIO, A. C. Strategic environmental assessment in Brazil: an endangered species? *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021a. p. 363–373.

MONTAÑO, M.; TSHIBANGU, G. M.; MALVESTIO, A. C. Does New Regulation Points to an Effective Use of Strategic Environmental Assessment? Lessons from Democratic Republic of Congo. **Journal of Environmental Protection**, v. 12, n. 12, p. 1102–1127, 2021b.

MORGAN, R.; TAYLOR, N. Strategic environmental assessment in New Zealand. *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 332–348.

MORRISON-SAUNDERS, A.; FISCHER, T. B. What is wrong with EIA and SEA anyway? A sceptic's perspective on sustainability assessment. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 8, n. 1, p. 19–39, 2006.

NOBLE, B. F.; NWANEKEZIE, K. Conceptualizing strategic environmental assessment: principles, approaches and research directions. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 165–173, 2017.

PARTIDÁRIO, M. R. Strategic Environmental Assessment: key issues emerging from recent practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 16, p. 31–55, 1996.

PARTIDÁRIO, M. DO R. **Strategic Environmental Assessment better practice guide: methodological guidance for strategic thinking in SEA**. Lisboa. 2012. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/2012_SEA_Guidance_Portugal.pdf.

PARTIDÁRIO, M. R. Strategic thinking for sustainability (ST4S) in strategic environmental assessment. *In*: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 41–57.

PELLIN, A. *et al.* Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil: considerações a respeito do papel das agências multilaterais de desenvolvimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 27-36, 2011.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. DE. Brazilian GMO regulation: does it have an environmental approach? **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 14, n. 2, 2012.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43–60, 2008.

RETIEF, F. Effectiveness of Strategic Environmental Assessment (SEA) in South Africa. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 9, n. 1, p. 83–101, 2007.

RETIEF, F. P.; STEENKAMP, C.; ALBERTS, R. C. Strategic environmental assessment in South Africa: “The Road Not Taken”. In: FISCHER, T. B.; GONZÁLEZ, A. (Ed.). **Handbook on Strategic Environmental Assessment**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 2021. p. 349–362.

SADLER, B. *et al.* **Handbook of Strategic Environmental Assessment**. London: Earthscan, 2011.

SÁNCHEZ, L. E. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 31, n. 89, p. 167-183, 2017.

SEHT, H. VON. Requirements of a comprehensive strategic environmental assessment system. **Landscape and Urban Planning**, v. 45, n. 1, p. 1–14, 1999.

SILVA, A. W. L.; SELIG, P. M.; BELLEN, H. M. VAN. Use of Sustainability Indicators in Strategic Environmental Assessment Processes Conducted in Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, p. 1450008, 2014.

SMITH, S. P.; SHEATE, W. R. Sustainability appraisal of English regional plans: incorporating the requirements of the EU Strategic Environmental Assessment Directive. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 19, n. 4, p. 263–276, dez. 2001.

TETLOW, M. F.; HANUSCH, M. Strategic Environmental Assessment: the state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 30, n. 1, p. 15–24, 2012.

THERIVEL, R. Systems of strategic environmental assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 13, n. 3, p. 145–168, 1993.

TSHIBANGU, G. M.; MONTAÑO, M. Outcomes and contextual aspects of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: the case of Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 3–4, p. 334–343, 2019.

VICTOR, D.; AGAMUTHU, P. Policy trends of strategic environmental assessment in Asia. **Environmental Science and Policy**, p. 1–14, 2014.

VILARDO, C. *et al.* Lost at SEA? Environmental assessment and offshore oil and gas planning in Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 38, n. 3, p. 261–268, 2020.

WALLINGTON, T.; BINA, O.; THISSEN, W. Theorising strategic environmental assessment: fresh perspectives and future challenges. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, n. 7, p. 569–584, 2007.

WIRUTSKULSHAI, U.; SAJOR, E.; COOWANITWONG, N. Importance of context in adoption and progress in application of strategic environmental assessment: experience of Thailand. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 31, n. 3, p. 352–359, abr. 2011.

Contributions of the French Strategic Environmental Assessment to Brazilian planning in water source areas: the Billings Reservoir sub-basin case

*Contribuições da Avaliação Ambiental Estratégica francesa para
o planejamento em áreas de mananciais no Brasil: o caso da
Sub-bacia do Reservatório Billings*

Carla Grigoletto Duarte ¹

Larissa Ribeiro Souza ²

Simone Mendonça dos Santos ³

¹ PhD in Environmental Engineering Sciences, Lecturer and Researcher, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, SP, Brazil
E-mail: carla.duarte@unifesp.br

² Bachelor in Environmental Sciences, Researcher, Laboratório de Ecologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, SP, Brazil
E-mail: larissar.souza@outlook.com

³ PhD in Environmental Engineering Sciences, Lecturer and Researcher, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR, Brazil
E-mail: simone.santos@ufpr.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40637

Received: 03/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

Strategic Environmental Assessment (SEA) is a tool that aims to integrate environmental issues into decision-making processes, usually to support the development of sectoral or territorial plans and programs. SEA is mandatory in the European Union and is applied to water management in France. Water management in Brazil is inspired by the French model, but does not have SEA; in the state of São Paulo watersheds of interest for public supply have specific norms and can count on a Development and Environmental Protection Plan (PDPA). In this research we explore three potential contributions of SEA as adopted in French water management for the case of the PDPA of the Billings Reservoir sub-basin. We conducted an evaluative case study for this PDPA, a literature review on French practices, and comparative analysis. We conclude by indicating potential contributions of SEA for the definition of objectives, scoping, and study of alternatives of the PDPA-Billings.

Keywords: Environmental Planning. Water Resources Management. Public Policy. Protected Springs. Area of Protection and Recovery of Watersheds.

RESUMO

A Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) é um instrumento que visa integrar questões ambientais em processos decisórios, geralmente visando apoiar a elaboração de planos e programas setoriais ou territoriais. A AAE é obrigatória na União Europeia, sendo aplicada à gestão da água na França. A gestão da água no Brasil é inspirada no modelo francês, mas não conta com AAE; no estado de São Paulo, bacias hidrográficas de interesse para abastecimento público têm legislação específica e suporte de um instrumento chamado Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA). Nesta pesquisa exploramos três potenciais contribuições da AAE como adotada na gestão da água francesa para o caso do PDPA da Sub-bacia do Reservatório Billings. Foi realizado estudo de caso avaliativo desse PDPA, revisão bibliográfica sobre as práticas francesas e análise comparativa. Concluímos indicando potenciais contribuições da AAE para a definição de objetivos, definição do escopo e estudo de alternativas do PDPA-Billings.

Palavras-chave: Planejamento Ambiental. Gestão de Recursos Hídricos. Política Pública. Avaliação de Impacto. Área de Proteção e Recuperação de Mananciais.

1 INTRODUCTION

Strategic Environmental Assessment is an environmental policy instrument widely adopted to integrate environmental issues into decision-making processes of various contexts in sectoral and territorial planning (DUARTE, 2017; EUROPEAN UNION, 2001; THÉRIVEL, 2010). However, in Brazil, the use of this instrument is not mandatory and has been applied heterogeneously and rarely in the context of water management (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019).

In Brazil, water management faces considerable challenges from protecting water sources in urban areas. One of the notorious cases is the Billings Reservoir, located in the Alto Tietê River Basin; it is the largest water source of the Metropolitan Region of São Paulo (RMSP, *Região Metropolitana de São Paulo*) with a drainage area of about 580 km² (SMA/CPLA, 2010).

According to estimates, the Billings Reservoir can supply about 4.5 million people. However, it supplies only about 1.5 million people due to severe water quality degradation (FABHAT, 2019; SÃO PAULO, 2010). This occurs mainly due to the intake of the high load of *in natura* domestic effluents from areas without basic sanitation infrastructure and also through the pumping of the waters of the Pinheiros River, degraded for the same reason for decades (CARMO; TAGNIN, 2001; DUARTE; MALHEIROS, 2012; MARICATO, 2003; RISSO *et al.*, 2018).

An attempt to protect this area emerged in the 1970s with a set of state statutes for protecting water sources (mainly State Laws No. 898/1975 and No. 1172/1976), which sought to restrict occupation in the watersheds of interest for the RMSP. Nonetheless, the restriction posed by the laws have kept formal projects away, and given the massive housing deficit in the RMSP, the region attracted informal housing without urban infrastructure. In this scenario, in 1997, State Law No. 9866 was passed, which intended to protect and recover the environmental quality of watersheds, bringing new instruments to this end (DUARTE *et al.*, 2010; SÃO PAULO, 1997).

The statute established that each watershed considered a water source of regional interest should be a Protection and Restoration Watershed Area (APRM, *Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais*), to contemplate the singularities of these different regions. APRMs must have specific regulations, planning, management instruments, and a Development and Environmental Protection Plan (PDPA, *Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental*) to define regional and local development guidelines for the promotion of environmental rehabilitation or restoration. To this end, the PDPA must combine water resource management and territorial management instruments, recognizing that land use is

a fundamental theme for protecting water sources (SÃO PAULO, 1997). In this context, the Billings reservoir watershed has been defined as an APRM and has its PDPA.

Despite the water crises scenarios in the RMSP over the last decade, there are only a few scientific research results related to the effectiveness of the water source areas statutes and its instruments (ALVIM; KATO; ROSIN, 2015; FERRARA, 2018; IKEMATSU, 2014). Still, recent water quality data indicate a scenario of degradation and worrying trends (FABHAT, 2019), suggesting the need to evaluate and improve current practices and instruments.

In the reference practices in water management, the French system stands out as a benchmark for numerous countries with different government regimes and political-administrative features (ACADÉMIE DE L'EAU, 2013). Besides that, in France, SEA is adopted as an instrument that promotes the systematic integration of environmental issues into water planning. Other authors identified potential contributions to the Brazilian context (GULLÓN, 2005; SAINTS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

Thus, this research attempts to answer the following question: as adopted in the French water management system, what contributions could SEA bring to PDPA-Billings? In this article, we explore three potential contributions in this context, selected after identified in a preliminary analysis of possible contributions, which correspond to the stages of the definition of objectives, scoping, and study of alternatives.

Next, we present the description of water planning in Brazil and France in the theoretical framework, briefly comparing the instruments adopted in both countries. Next, there is a description of the evaluative case study on PDPA-Billings and the literature review of the French context in the methods. The results indicate three practices in the French system that could potentially improve the context under analysis. Finally, we present the discussions and conclusions that problematize and synthesize the contributions of this research.

2 THEORETICAL FRAMEWORK: WATER PLANNING INSTRUMENTS IN BRAZIL AND FRANCE

Brazil, inspired by the French model and following the global trend, in its National Water Resources Policy (PNRH, *Política Nacional de Recursos Hídricos*, Federal Act No. 9433/1997) grants the creation of two new institutions in the territorial cutout of river basins: the River Basin Committee (CBH, *Comitê de Bacia Hidrográfica*) and the Water Agency. However, the creation of the CBH as a new participatory instance for decision-making, encompassing the federative entities (Nation, states, and municipalities) and other social actors, poses enormous challenges as it demands more integration efforts and governmental articulation (MIRANDA, 2020).

The PNRH also provides a set of instruments that, supported by a database accessible to the public, establishes rules and incentives for the rational use of water resources, quality goals, programs, and measures to meet multiple uses. In this context, the water resource plans stand out among the planning instruments (MIRANDA, 2020; PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L., 2008). While national and state water resources policies establish significant planning and management guidelines, water resource plans aim to support and guide the implementation of water resources policies, taking into account the environmental protection, planning, and management guidelines currently in force. Water resource plans can be designed for river basins, states, and the country. Therefore, the elaboration process should consider definitions from other projects, regional and sectoral, attempting to make different objectives and actions compatible.

Following the national and state plans, the River Basin Management Plans (PBH, *Plano de Bacia Hidrográfica*) are prepared with the technical support from the Water Agencies and approved by the

CBHs. The PBHs present an executive approach, articulating short, medium, and long-term demands, integrating environmental, economic, and social issues (MILARÉ, 2014). Through a process guided by the agendas and discussions held at the CBHs, the PBHs must operationalize the objectives and goals of sustainability and water security defined in the territorial plans for larger scales, considering the interests of water users, the government, and the organized civil society (PINHEIRO *et al.*, 2019).

In the state of São Paulo, associated with water management, there is also the definition of APRMs and the elaboration of PDPAs. Since they are in sub-basin scales, they can bring specific details to a given region, an essential link between the PBHs and local planning initiatives (CPLA/SMA, 2010). Unfortunately, none of the mentioned planning instruments has SEA in the Brazilian case.

In France, in 1964, with the Water Act No. 64-1245, the watershed was adopted as a planning unit, defining six large basins or groups of watersheds in the French territory. Two fundamental institutions also operate in each country's major basins: the River Basins Committees and the Water Agencies (MACHADO, 2003). As there is a tripartite representation among water resource users, collectivities and public administration, the CBHs constitute consultative and deliberative roles for water use conflicts in these river basins. On the other hand, the water agencies are the ones that make the management possible as they are responsible for the administration of resources collected from the charging of the uses of water resources (MARTINS, 2008).

In 1992, a new Water Act (Act No. 92-3) recognized water as a national heritage, the preservation and restoration of aquatic environments as a character of general interest and adhering to the principle of balanced management between the interests of users and the protection of aquatic ecosystems (LANNA; PEREIRA; HUBERT, 2002). Among the valuable contributions of the 1992 Water Act, the establishment of two new planning instruments stands out: the SDAGEs (*Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux*) and the Sages (*Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux*). The SDAGEs are strategic plans that set, for 6 years, quality targets for water resources in the Hydrographic Regions – the territory of large river basins, river basin groups, overseas territories – considering the guidelines of the National Policy and the European Union's Directives on water resources. Focused on themes related to the articulation and sectoral cooperation, the SDAGEs define guidelines for the (balanced) management of water resources. They are mandatory, being prepared by the Water Agencies, under the guidance of the Basin Committees (BOHN *et al.*, 2008; LANNA; PEREIRA; HUBERT, 2002).

The Sages are long-term plans (10 to 15 years) that establish the objectives and rules for using, exploiting, and protecting water resources and aquatic ecosystems. They consider the guidelines and priority areas of action defined by the SDAGEs and applicable to watersheds, watershed groups or aquifer system, whose elaboration require the participation and deliberation of local powers (PIÉGAY; DUPONT; FABY, 2002; BRAGA; BRAGA; STINGER, 2015). They are optional, mandatory only in sub-basins identified as priorities in the SDAGEs (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). Not coincidentally, the preparation, review, and monitoring of the SAGES is the responsibility of the Local Water Commissions (LWCs), decentralized instances composed of representatives from the territorial collectivities, water users, and the State (BERRETA; LAURENT; BASSO, 2012).

In 1981 the French Ministry of the Environment created the figure of the *contrats de milieu*, translated here as an environmental contract, a 5-year action plan, which establishes a contractual financial commitment between local and regional actors, focusing on the implementation of the actions and projects foreseen in the SAGES (PIÉGAY; DUPONT; FABY, 2002). Thus, while Sage plays the role of planning and guiding actions at the sub-basin level, the environmental contract is a commitment between the segments involved with water management, establishing objectives, goals, deadlines, and consensual responsibilities to fulfil the Sage.

It is important to note that in the 2000s, two new European standards influenced water management in France. First, the *Water Framework Directive* (WFD) (2000/60/EC) defined that developing water

resources plans should consider environmental characteristics of the area of coverage, the revision of environmental impacts on water quality and the influences of current legislation on achieving their objectives. It signalled the importance of integrating the environmental variable in water resources planning (GULLÓN, 2005).

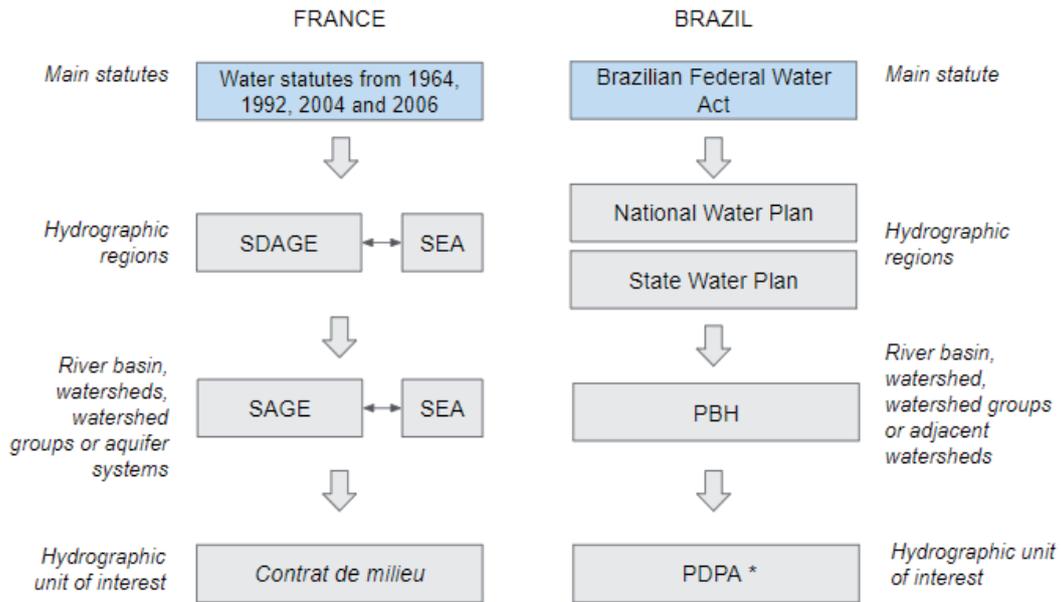
Subsequently, the SEA Directive (2001/42/EC) established the obligation to carry out SEA during plans and programs likely to affect the environment significantly. According to this Directive, the SEA ensures the environmental effects of implementing the plans and programs during their preparation, before approval (EU, 2001). Therefore, the SEA is an instrument that supports the development of SDAGEs and Sages since the publication of the legal norm, transposing to the French law the requirements of the SEA Directive (*Ordonnance* No. 2004-489 of 3 June 2004).

Thus, according to the latest version of the National Guide for the Preparation of Sages (FRANCE, 2015), SEA must:

- I. Provide elements for the identification of the main trends of environmental aspects in the area and scope of the Sage to support the definition of a strategy compatible with the sustainable use of water resources;
- II. Assist in defining the content of the Sage, anticipating environmental impacts, preventing, reducing, or offsetting adverse effects on the environment, including cumulative impacts;
- III. Ensure consistency with development strategies in its area of coverage and justify the choices made in terms of environmental protection objectives and;
- IV. Strengthen participation through a process of consultation with the public and competent authorities.

In 2006, France's water resource management system, established from Act No. 64-1245 of 1964 and implemented through Act No. 92-3 in 1992, was updated again by the Water and Aquatic Environments Act (LEMA, *Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques*, Loi No. 2006-1772, 2006). This law reformed the various existing codes, seeking to meet the quality goals established in the WFD, and reinforced the legal scope of the Sages, defining that the rules specified in the Sage have broad validity in its area of coverage, overlapping any contrary decision. (BOHN *et al.*, 2008). Thus, unlike Brazil, France has four primary laws related to water management, one of which transposes the WFD into the French context.

Focusing on Brazil and France's main water planning instruments presented above, Figure 1 shows a simplified relationship between the instruments, identifying their application scale.



* Instrument provided for the context of water management in São Paulo.

Figure 1 | Comparison between the water planning instruments and their territorial scale in France and Brazil, including the PDPA adopted in the state of São Paulo.

Source: Prepared by the authors.

In France, SEA is designed for SDAGEs and Sages; and the *Contracts de Milieu* benefit from a planning system in which their predecessors have previously assessed environmental issues. Nevertheless, other sectoral and territorial planning instruments in France also have SEA as a support planning tool, such as the land use plans. Hence, the environmental contracts always have previous planning and decisions in which there had already been put efforts to include environmental issues. Furthermore, the parallel between Environmental Contracts and the PDPA does not mean the alignment of content and objective, but only that these are the instruments applied on a similar scale.

3 METHODOLOGY

Three stages constitute this research. The first one presents an evaluation of the PDPA-Billings, developed from the proposal of a case study by Yin (2015), with data triangulation from a documental and bibliographic review and five semi-structured interviews with agents involved in water source management or specialists in water resources. The information obtained in the case study follows the sustainability assessment criteria proposed by Gibson (2006), organized as questions and answers elaborated in an iterative process, with new questions and answers added to the construction of the case study, as in Duarte *et al.* (2013). The criteria used for the analysis were: Integrity of the socio-ecological system, livelihood sufficiency and opportunity, intra- and intergenerational equity, resource maintenance and efficiency, socio-ecological civility and democratic governance, precaution and adaptation, and immediate and long-term integration (GIBSON, 2006).

The documentary research aims to build a description of PDPA-Billings as to its content, history, context and plans related to it. The second version of the PDPA-Billings published in 2017 (SSRH, 2017) was adopted as a reference. A brief presentation of the plan is presented in section 4.1.

The bibliographic research investigated the history and critical analyses related to the criteria above for the context of the Billings Reservoir sub-basin, carried out from a search in the Capes Periodical Portal and Google Scholar.

The interviews were conducted with the Research Ethics Committee of the Universidade Federal de São Paulo's approval (Brazilian Certificate of Presentation for Ethical Consideration, CAAE, 31770720.0.0000.5505). The questions addressed the plan's content, weaknesses, strengths, and perspectives on what could be improved. A member of the Billings-Tamanduateí Subcommittee (interviewee E1), a former Environment Secretary of the Municipality of São Bernardo do Campo (E2), a representative of the consultancy responsible for the elaboration of PDPA-Billings and other PDPAs in the Alto Tietê river basin (E3) and two water quality specialists (E4 and E5) constitute the interviews.

In the second stage of this research, a bibliographic review was conducted on the water resources planning and management system in France, focusing on the role of the SEA in this context. The National *Guide for the elaboration and environmental evaluation of Sages* (FRANCE, 2015), scientific articles, and, occasionally, consultations were made in official websites of interest, namely the page of the community of actors involved in the integrated management of water resources *Gest'eau* (www.gesteau.fr) and the platform of the public information dissemination service of France *Legifrance* (www.legifrance.gouv.fr). The literature review allowed the identification of analytical approaches, methods, and tools used in planning water resources in France. Subsequently, considering the similarities between the French and São Paulo water management systems, planning practices the São Paulo water planning system could explore were identified.

In the third stage, having as a reference the basic steps of a planning process supported by the SEA (DUARTE, 2017; THÉRIVEL, 2010, 2001), the authors carried out a preliminary critical analysis, listing and discussing the potential contributions of the SEA in the French context to the context of the PDPA-Billings. As a result of this analysis, the authors have thoroughly selected three themes to examine. The results are presented in section 4.2.

4 RESULTS

4.1 CHARACTERIZATION OF PDPA-BILLINGS AND BILLINGS RESERVOIR WATERSHED

The Billings Reservoir sub-basin had its area defined as an APRM in 2009, through State Law No. 13579/2009, the Billings Specific Act. Among other elements, environmental quality targets were determined using the phosphorus load and vegetation cover indicators and a zone for the entire basin with land use and occupation guidelines to be compatible with municipal master plans. In the following year, 2010, the first version of the PDPA-Billings was released, approved by the Billings-Tamanduateí Subcommittee, responsible for its management. In 2017, a new version came up, although not approved by the subcommittee at the moment of this research.

Given the extent and diversity of characteristics, the Specific Act divided the watershed into five environmental *compartments* (Figure 2), each with different guidelines and goals established in that act.

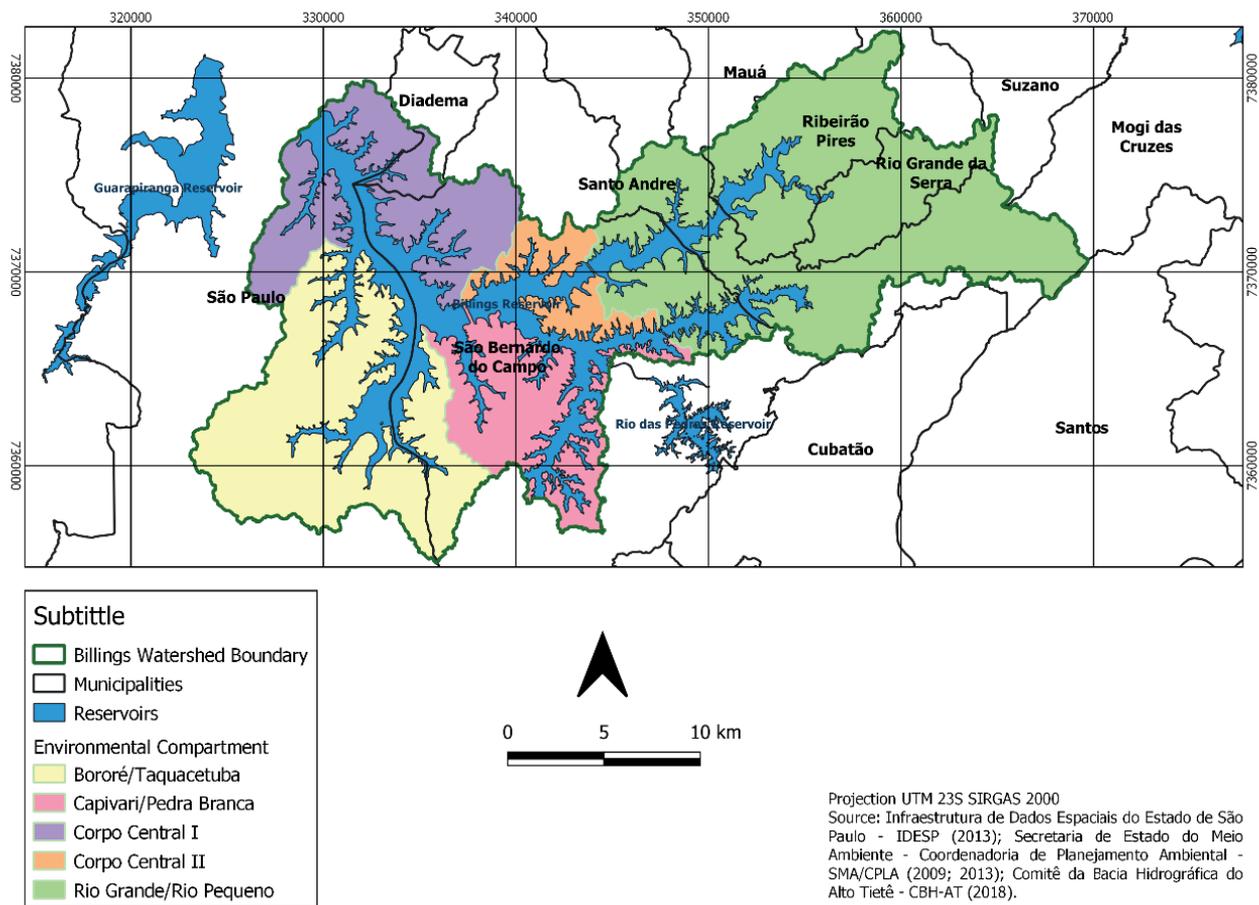


Figure 2 | The Billings Reservoir Watershed and its environmental compartments.

Source: Prepared by the authors.

With 213 pages, the content of the PDPA-Billings provides a brief introduction of the document, presenting the foundations for the management of the entire watershed. The second chapter shows a diagnosis of the basin, encompassing a brief history, the use and occupation of soil, territorial planning, socio-economics and demography, urban expansion vectors, sanitary infrastructure, protected areas, and water quality.

The third chapter introduces the *Modeling Scenarios*, which have adopted the Land Use and Water Quality Correlation Model (MQUAL, *Modelo de Correlação do Uso do Solo e Qualidade da Água*). A *General Evaluation* was also presented, exploring why the diagnosis is still far from the goals set in 2009, followed by proposals of adjustments in the zoning of the watershed. Finally, in the sixth chapter, the *General and Territorial Guidelines* are presented, guided by the Billings Specific Act, and directed to different sectors/themes. This study comprises six programs, seven sub-programs, 42 actions, structural and non-structural measures analysis, and the financing problem. Besides, the authors underline an *Investment and Resource Sources Program*, indicators for quality assessment and management and monitoring of the programs, and the *Final Considerations* of the plan.

4.2 EVALUATION OF PDPA-BILLINGS AND SEA CONTRIBUTIONS

From the evaluation regarding the PDPA's sustainability and the interviews conducted, it was possible to identify points that could be improved in the document, three of which better explored in this study and the practices of references of the French context that can contribute to overcoming them.

4.2.1 GOAL SETTING

The objective of the PDPA-Billings is not present in the document's text. However, it focuses on searching for strategies to improve water quality in the watershed, especially in the Billings reservoir. The quality targets defined by the compartment in the Billings Specific Act and explored in the PDPA are *phosphorus load* and *vegetation cover*. The PDPA-Billings deal with several fundamental themes for water quality. However, it covers a few actions from the water resource plans that precede it and other relevant sectoral and territorial public policies.

As highlighted in the interviews (E1 and E4), the absence of the climate change issue addressed within the criterion of socio-ecological system integrity needs attention. The lack of studies on the rainfall regime suggests a limited approach to the impacts of climate change in reaching the goals for achieving environmental quality standards. Climate scenarios would allow the definition of climate mitigation and adaptation measures and the delimitation of a broader set of management indicators of Billings APRM. Given the current climate emergency scenario, the analysis of climate scenarios emerges as an opportunity to deal with the uncertainties associated with water availability, adding value to the planning and management of complex environments, such as the water sources areas of regional interest (ANA, 2016). In addition, there is evidence of the inability of RMSP producer systems to meet the current and projected demand for water for public supply in the coming years in projections that consider climate change (BICUDO *et al.*, 2015).

The WFD anticipates a reference framework with strategic objectives in the French context. Moreover, there is a deliberate transfer of information and environmental decisions from the SDAGEs to the Sages, both liable to SEA and which guide the planning of water resources in the scale of the watersheds (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). The process of formulating the Sages integrates the WFD sustainability objectives and the recommendations of the SDAGEs, articulating local development with regional goals, in a multi-scale planning approach, favouring the consideration of strategic themes, such as biodiversity and climate change (SAINTS; PIZELLA; SOUZA, 2020; SILVA; FERREIRA; POMPEO, 2013).

Therefore, both the identification of the environmental baseline in SEA and the environmental diagnosis of the Sages are guided by sustainability objectives of the water system, considering, in addition to the parameters of water quality, other ecological related frameworks and environmental indicators. These indicators influence the entire SEA process and the Sage content, contributing to evaluating the proposed measures based on sustainability criteria (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

This chaining of the different strategic levels of planning, associated with the concept of cascading evaluation, establishes a more favourable structure for evaluation since the development strategies under analysis would have supported previous references in broader levels of evaluation (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011; FISCHER, 2007; LEE, 2006). In this context, the role of SEA is also to verify whether environmental objectives, established in various policies and standards, apply to the context under study.

Thus, the PDPA could count on multiple objectives related to the purposes of water resources plans that precede it – the National and State water plans and the Alto Tietê Basin Plan. The latter, ideally, could also count on the support of SEA. Therefore, this item is directly related to the planning stage that succeeds in defining the objective, which is the scope definition.

4.2.2 SCOPE DEFINITION

The first article of the water supply act (State Law No. 9866/1997) establishes that *guidelines and standards for the protection and restoration of the environmental quality of watersheds*, from the law, aimed at the use of assured public water supply since multiple uses are compatible. Besides public supply

and industrial use, the Billings reservoir serves different purposes, such as sports, subsistence fishing, recreation, swimming, ferry, tourist boats, and nautical sports (CARMO; TAGNIN, 2001; SSRH, 2017).

However, the PDPA text offers only specific considerations about the multiple uses in the basin. For water quality, the PDPA presents three different groups of information, which include (i) the information on the *Water Quality Monitoring area of the Water Protection and Recovery Area of the Watersheds of the Billings and Guarapiranga Reservoirs*; (ii) the phosphorus load data estimated through the application of the MQUAL during the preparation of the PDPA; and (iii) the indexes calculated by the Environmental Agency of the State of São Paulo (Cetesb, *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*), presented in *the Annual Report of Inland Waters of the State of São Paulo*, the Quality Index for Public Supply (IAP) and The Trophic State Index (IET). The IAP indicates the water quality at points where there is a collection or a transfer to other reservoirs, and the IET shows the enrichment by nutrients and the consequent effect on the population of algae and cyanobacteria (CETESB, 2020).

The absence of information or indicators related to water quality for recreational purposes of primary contacts, such as the Reservoir Balneability Index, or the protection of aquatic biota, such as the concentration of emerging pollutants, demonstrated the simple approach of recreation and fishing activities, two of the multiple uses of the reservoir (SSRH, 2017). Therefore, even though the object for measures under *Action 5 treats of tourism activity – Environmental Restoration and Preservation Program* – a broader diagnosis in the initial stages of the plan would allow early identification of conflicts in using water and ensuring the goals from Article 1 of the Water Source Areas Act. Furthermore, the proper identification of multiple uses allows determining the relevant social actors for participation and consultation. For example, it is the case for fishers and indigenous peoples, excluded from the decision-making processes, a fact observed in our case study and reiterated by two interviewees, E1 and E2 (ALVES DA SILVA et al., 2009).

Moreover, since the Billings Dam falls into Classes 1 and 2 corresponding to more preserved classes, established by the National Environmental Council (CONAMA Resolution No. 357/2005), one of the concerns of the PDPA should be the protection of aquatic communities, which is addressed superficially (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019). Thus, there is little consideration of regional and local plans and relevant agendas in the region.

In France, SEA plays a vital role in organizing a *consistency analysis* that addresses the compatibility and coherence of the objectives and targets set out in the plans with other sectoral public policies' purposes relevant to the basin territory. This analysis is directly related to the definition of this objective, and it helps to scope which themes should or should not enter into a plan. This analysis from an initial stage guides the scoping in the Sages, identifying synergisms or conflicts that may limit the achievement of the previously defined goals. Moreover, it favours identifying key social actors for the formulation and implementation of the Plan (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

In this context, one of the strengths of SEA in the Sages is the provision of information on its relationship with relevant sectoral strategies (including national and international environmental protection strategies, especially in Europe), only possible due to the procedures for analysis of consistency (compliance and compatibility) between development objectives, a mandatory procedure in SEAs of Sages (FRANCE, 2015; SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

When associated with a participatory process of identifying the environmental baseline, the consistency analysis allows the contextualization of the plan in the territorial dynamics of the watershed, constituting an opportunity for the establishment of the recommended sectoral and governmental articulations. In addition, in the case of convergent themes, the plan submitted to the SEA can use the information of the diagnoses made by other development plans and programs, avoiding the duplication of data collection and handling (PIZELLA; SOUZA, 2013).

4.2.3 STUDY OF ALTERNATIVES

The main guiding goals of the PDPA-Billings and the APRM Environmental Zoning are focused on phosphorus load and vegetation cover, as determined by the Billings Specific Act. The phosphorus load defined by using MQUAL is a model that correlates soil use and water quality expressed as phosphorus load (SSRH, 2017). The trend analysis brought by the PDPA-Billings included thirteen possible future scenarios of land use and their respective impacts on water bodies and considering the population growth, starting from a baseline scenario without new sanitary infrastructure measures and contemplating situations of phosphorus load reduction according to the actions potentially taken. However, there is a weak connection with development trends of other activities intervening in the watershed environmental quality. As a consequence of this scope limitation, the PDPA does not consider a reasonable set of alternatives to achieve the defined goals. Furthermore, even for the proposed options, no information is presented on their potential negative or positive environmental impacts generated by each of the actions proposed in the PDPA.

It is worth noting that the PDPA study of scenarios provides an essential basis for zoning regarding the appropriate urban parameters for each zone, which is a vital link between the PDPA and the territorial planning that is under the responsibility of municipalities. Thus, the PDPA offers an essential contribution in defining regional guidelines created in dialogue with municipalities. Furthermore, there is also a norm to guide the regional-local compatibilization (Joint Resolution SMA/SSRH No. 01/2013). Thus, we understand that the PDPA presents complete scenarios in terms of alternatives for land use.

However, SEA could offer more possibilities for the study of alternatives. For example, in France, SEA inserts the environmental baseline in the Sages elaboration process, contributing to the proposition of a consistent set of other options to avoid and mitigate adverse environmental impacts and maximize positive ones. There is also a comprehensive study on the consequences of the plan's adoption, considering different themes, explaining the positive and negative impacts that may result from its implementation, even taking up the plan's objectives and the consistency analysis presented earlier.

The SEA of the Sages also presents the description of plan impacts on priority areas for biodiversity conservation – NATURA 2000 (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020), and can evaluate the effects of the plan on topics of interest identified throughout the planning process.

4.2.4 SYNTHESIS

Table 1 presents a synthesis of the findings for the context of the PDPA-Billings, practices related to the use of SEA in France, and the contributions identified in the present study.

Table 1 | Potential contributions from SEA applied to water management in France to the PDPA-Billings

<i>Practices identified in PDPA-Billings</i>	<i>SEA practices in water management in France</i>	<i>Contributions</i>
<p>As for the PDPA's objectives: Focus on objectives related to water quality (phosphorus load and vegetation cover).</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Integration of strategic sustainability objectives in context; • Articulation of the Sages' goals with the regional objectives of water quality and previous sectoral decisions. 	<ul style="list-style-type: none"> • Insertion of other strategic objectives for the restoration of the environmental quality of the watershed.
<p>As for the PDPA's scope:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Scenario analysis restricted to aspects of land use and capacity of sewage treatment systems; • Water use conflicts not highlighted; • Absence of studies on fishing, tourism, water security; • It does not consider water security, climate change, and biodiversity issues. 	<ul style="list-style-type: none"> • Identification of existing water use conflicts; • Analysis of sustainability key issues in Sage's region; • It considers the impacts of climate change and threats to water security; • It seeks the resolution of conflicts involving social actors that intervene in the water quality. 	<ul style="list-style-type: none"> • More strategic and sustainability-oriented approach; • Mapping of key social actors to the achievement of the defined goals; • Identification of a set of environmental indicators considering conflicts; • Focus on key issues for inducing uses and activities compatible with the conservation and restoration of environmental quality in the watershed.
<p>As for the PDPA study of alternatives and impact analysis:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Scenario analysis focused on land use and respective impacts on water quality; • Absence of environmental impact assessment of the proposed options. 	<ul style="list-style-type: none"> • Identification of the potential effects and mitigation measures; • Analysis of the impact of Sage on the Natura 2000 (biodiversity). 	<ul style="list-style-type: none"> • Proposal of programs and actions capable of reaching the goals with more significant environmental benefits for multiple topics.

Source: Prepared by the authors.

5 DISCUSSION

Water management in water source areas requires a comprehensive approach integrating socio-environmental issues and articulating basic sanitation actions, including solid waste management and drainage, biodiversity protection, and housing issues, especially in scenarios of extensive irregular occupation as observed in the Billings Reservoir watershed. In this sense, SEA has proved to be an essential reference to guide decision-making aimed at integrating environmental issues (FRANCE, 2015; GULLÓN, 2005; MONTEIRO *et al.*, 2018). When analyzing the PDPA-Billings compared to French practices, we identified possibilities in this research to broaden the definition of the objectives, scoping, and the study of alternatives.

Concerning the protection of water sources, it is evident that the PDPA is a crucial instrument to combine territorial and water resource planning, fulfilling a limitation of the PBH of Alto Tietê when promoting dialogue among different planning scales (SANTOS *et al.*, 2020). The PDPA shows itself

exactly as an instrument capable of creating connections that did not exist in the relationship between the basin plans and other plannings (SANTOS *et al.*, 2020). We can say that the plan also can induce institutional and intersectoral integration as the PDPA explores land use issues relevant to environmental protection building solutions along with agents involved in sanitation and housing policies, especially in municipalities responsible for the development of zoning.

However, this potential can be broader. For example, a plan with a "development" in its name could advance more deeply in the appropriation of the different strategic objectives for the watershed and the multiple uses of water. By contrast, the plan's text makes a detailed analysis of the unfavourable economic scenario for the development of the planned actions and advances in pointing out possible ways to overcome these limitations, thus progressing the assessment of essential governance issues. Unfortunately, as pointed out, it has been observed during this research that the PDPA-Billings has not been systematically implemented and does not have an organized follow-up process since it has no supervision, monitoring, and structured information system available. This fact certainly limits the planning and management process in the APRM-Billings.

We recognize, in this sense, that the contributions identified to the PDPA-Billings based on SEA would only have meaning in a governance structure in which there is interest in further potentiating the integrating role that the PDPA can fulfil. However, as Monteiro and Partidário (2017) state, any SEA is nested in a specific cultural context of decision-making, which shapes its content. Therefore, SEA is also a political instrument linked to the governance context in which it is inserted.

SEA in the French context proves to be an essential instrument in verifying the connection and the compatibility among different planning initiatives, including transnational guidelines, defined in the WFD, to plans at different scales and sectors (FRANCE, 2015; SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). SEA is vital in this practice, and it contributes to ensuring environmental protection principles, guidelines, and actions from legal texts and plans to implementation. A planning and management system in which sectoral and territorial plans and activities are interrelated also allows better control and clarity over the responsibilities of the agents involved in executing the planned actions. Thus, SEA alone in its content is certainly not a determining element for the effectiveness of plans results; it is an evaluation instrument that fulfils an improvement role in a planning system (MONTEIRO; PARTISAN; MEULEMAN, 2018).

We identified that the PDPA-Billings could advance in defining strategic objectives, studies on multiple uses and studies of alternatives. We understand that the PDPA-Billings can be a crucial regional planning instrument focused on the region's sustainability. Expanding objectives, scope, and analysis of other options, as suggested in the results, would mean including topics such as water security, climate change, and multiple uses, contemplating strategies with possibilities for the economic development of the region in alternatives compatible with the preservation of the water source area.

As for the limitations of the research, we consider that the recommendations presented here definitely need to be widely debated by the different social actors of the APRM-Billings. Still, they are a way to show the untapped potential supported in the French practice. We recognize that the PDPA-Billings focusses on the main problems of the watershed, which are the deficiency of basic sanitation and territorial planning; and, even limited to these themes, we still do not see the expected results in water quality, as highlighted by the interviewee E3. This suggests a limited institutional capacity to execute the plan so that strengthening studies in the planning phase would not necessarily improve practical actions.

SEA has been applied heterogeneously in Brazil, with difficulties in advancing institutionally (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019). Nevertheless, we understand that the recommendations derived from this work do not depend on SEA regulations and could represent good practices in developing future PDPAs, beyond the context of the Billings Reservoir watershed.

6 CONCLUSION

The PDPA is a vital planning instrument in the context of water management in the state of São Paulo since it allows to outline characteristics, potential, and demands of watersheds that are or can be used as water supply sources, defined as APRMs. We have sought to identify contributions to the PDPA-Billings, based on the analysis of SEA in the French water management system. It is the leading environmental policy instrument used to support and improve plans such as the PDPA to consider environmental or sustainability issues.

We have explored three potential contributions. The first one deals with the definition of the objectives of the plan. In the case of PDPA-Billings, we have observed that there is no explicit definition of an objective, nor clear connections with other objectives of other water resources plans, nor with planning from different sectors, highlighting, in particular, the absence of the theme of climate change. Therefore, in France, SEA can assist the water plans, Sages, and SDAGEs to identify environmental issues contemplated in the elaboration of these plans, facilitating the integration of goals, for example, for biodiversity and climate change into water plans.

The second theme explored stems from the first and deals with the scoping stage to a certain extent. The PDPA-Billings focuses on water quality for supply and addresses little of the multiple water use in the reservoir. In France, the scope definition includes identifying the compatibility among different policies and planning, with identification of conflicts and key actors, which also allows better inclusion of society in participatory processes during the preparation of plans. Finally, we have identified that the PDPA-Billings presents a fascinating comparative study between land use scenarios, but that could be expanded and complemented, especially with the exploration of strategic alternatives for socio-economic development in the watershed and a study evaluating the impacts in each scenario.

We consider that the PDPA promotes an essential connection between water and territorial plans, sanitation, and housing, bridging a gap that the basin plan, the PBH Alto Tietê, did not comply with and is essential for the restoration of environmental quality in the watershed (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

However, the plan's implementation was slow, and little information has been available so far. We emphasize here that the French context has SEA consolidated as part of a planning system in which there is already greater integration among policies, plans, and programs, favouring the strategic character of water resource plans in the definition of objectives, scope, and alternatives. This highlights the need for a more in-depth study of governance in the APRM-Billings context, beyond the contributions of SEA, demonstrating the obstacles and potentials for planning and management in this context.

Finally, we understand the practices of SEA highlighted here can be helpful in the context of PDPAs even without a regulated instrument in Brazil. In this work, we merely explore three potential contributions from SEA, but other contributions from the different contexts have a use for future studies. Therefore, we recommend future research both to examine the themes already addressed here and to explore new themes, especially the public participation, the definition of recommendations, mitigation of adverse impacts, enhancement of positive impacts, and the follow-up stage.

ACKNOWLEDGEMENT

To the *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* – CNPq (process nº 138328/2020-0) for the scholarship granted to the second author. Also, we thank the interviewees and reviewers for their contributions.

REFERENCES

- ACADÉMIE DE L'EAU. **Sensibilisation, information et éducation des publics aux problèmes de l'eau**. Guide des methodes, 2013. Disponível em: http://www.academie-eau.org/IMG/pdf/Guide_methodes_06_03.pdf.
- ANA [AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS]. **Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação**. Brasília/DF: ANA, 2016.
- ALVES DA SILVA, M. E. P. *et al.* Levantamento da Pesca e Perfil Socioeconômico dos Pescadores Artesanais Profissionais no Reservatório Billings. **Boletim Instituto da Pesca**, v. 35, n. 4, p. 531–543, 2009.
- ALVIM, A. T. B.; KATO, V. R. C.; ROSIN, J. R. G. A urgência das águas: intervenções urbanas em áreas de mananciais. **Cadernos Metrópole**, v. 17, n. 33, p. 83–107, 2015.
- ARTS, J.; TOMLINSON, P.; VOOGD, H. Planning in tiers? Tiering as a way of linking SEA and EIA. *In*: SADLER, B.; DUSIK, J.; FISCHER, T. (Ed.). **Handbook of Strategic Environmental Assessment**, p. 415–433. Washington, DC: CRC Press., 640p., 2011.
- BERRETA, M. S. R.; LAURENT, F.; BASSO, L. A. Os princípios e os fundamentos da Legislação das Águas na França. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 39, p. 13–24, 2012.
- BICUDO, C. E. M. *et al.* Carta de São Paulo. Recursos Hídricos no Sudeste: segurança, soluções, impactos e riscos. **Revista USP**, n. 106, p. 11, 2 set. 2015.
- BOHN, N. *et al.* Planos de recursos hídricos: uma análise comparativa entre o Sage (França) e o PBH (Brasil). **Revista de Gestão da Água da América Latina**, v. 5, n. 1, p. 39–50, 2008.
- BRAGA, L. M. M.; FERRÃO, A. M. de A. A gestão dos recursos hídricos na França e no Brasil com foco nas bacias hidrográficas e seus sistemas territoriais. **Labor & Engenho**, v. 9, n. 4, p. 19–33, 2015.
- CARMO, R. L.; TAGNIN, R. Uso múltiplo da água e múltiplos conflitos em contextos urbanos: o caso do Reservatório Billings. *In*: HORGAN, D. J. *et al.* (Org.). **Migração e Ambiente nas Aglomerações Urbanas**. Campinas: Núcleo de Estudos de População/Unicamp, 2001. p. 421–441.
- CETESB [COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO]. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2019**. São Paulo: Cetesb, 2020.
- DUARTE, C. G. **Avaliação Ambiental Estratégica**. São Paulo: Editora Senac, 2017.
- DUARTE, C. G. *et al.* Sustainability assessment of sugarcane-ethanol production in Brazil: a case study of a sugarcane mill in São Paulo state. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 119–129, 2013.
- DUARTE, C. G. *et al.* Legislation and water management of water source areas of São Paulo Metropolitan Region, Brazil. **Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 3, p. 245–257, 2010.
- DUARTE, C. G.; MALHEIROS, T. F. Habitação e gestão ambiental em áreas de mananciais: o caso do município de Santo André (SP). **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 82–95, 2012.
- FERRARA, L. N. Urbanização de assentamentos precários em área de mananciais: um balanço da atuação do poder público e os desafios que permanecem na região metropolitana de São Paulo. **Oculum Ensaios**, v. 15, n. 3, p. 413–435, 2018.
- FISCHER, T. B. **Theory and practice of Strategic Environmental Assessment: towards a more systematic approach**. London, UK: Earthscan Publications Ltd., 208p. 2007. ISBN 9781844074525.

FRANCE. Ministère de L'écologie, de L'énergie, du Développement Durable et de L'aménagement du Territoire. **Guide méthodologique pour l'élaboration et la mise en œuvre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux**, 156p., 2015.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê**. Relatório Final: Volume I – Diagnóstico. São Paulo, 2019.

GIBSON, R. B. Beyond the pillars: sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 8, n. 3, p. 259-280, 2006.

GULLÓN, N. Links between the water framework directive and SEA. In: SHMIDT, M.; JOÃO, E. (Ed.) **Implementing strategic environmental assessment**. Berlim: Springer-Verlag, p. 513-521.2005.

HUBERT, G.; PEREIRA, J. S.; LANNA, A. Os Novos Instrumentos de Planejamento do Sistema Francês de Gestão de Recursos Hídricos: I - Apresentação e análise para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 2, p. 81-107, 2002.

IKEMATSU, P. **Conflitos e desafios na gestão da Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga**. 2014. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, 2014.

LANNA, A.; HUBERT, G.; PEREIRA, J. S. Os Novos Instrumentos de Planejamento do Sistema Francês de Gestão de Recursos Hídricos: II - Reflexões e Propostas para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 2, p. 81-107, 2002.

LEE, N. Bridging the gap between theory and practice in integrated assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, p. 57-78, 2006.

MACHADO, C. J. S. A gestão francesa de recursos hídricos: descrição e análise dos princípios jurídicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 31-47, 2003.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. C. A. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261-269, 2019.

MALVESTIO, A. C.; MONTAÑO, M. From medicine to poison: how flexible strategic environmental assessment may be? Lessons from a non-regulated SEA system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 5, p. 437-451, 2019.

MARICATO, E. MetrÓpole, legislação e desigualdade. **Estudos Avançados**, v. 17, n. 48, p. 151-166, 2003.

MARTINS, R. C. Sociologia da governança francesa das águas. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 23, n. 67, p. 83-190, 2008.

MILARÉ, E. (Ed.). **Direito do Ambiente**, 9. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1680p., 2014.

MIRANDA, G. M. Motivações e desafios para a implementação da gestão integrada de recursos hídricos em federações: os casos brasileiro e suíço. **Revista Gestão da Água da América Latina**, v. 17, e6, 2020.

MONTEIRO, M. B.; PARTIDÁRIO, M. R.; MEULEMAN, L. A comparative analysis on how different governance contexts may influence Strategic Environmental Assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 79-87, 2018.

MOSCARELLI, G.; BUGS, G. Reflexões sobre os limites e escala de gestão brasileiros. **Revista Franco-brasileira de Geografia**, n. 50, 2021.

PERES, R. B.; SILVA, R. S. Interfaces da gestão ambiental urbana e gestão regional: análise da relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacia Hidrográfica. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 5, n. 2, p. 13-25, 2013.

PIÉGAY, H.; DUPONT, P.; FABY, J. A. Questions of water resources management. Feedback on the implementation of the French Sage and Sdage plans (1992–2001). **Water Policy**, v. 4, p. 239-262, 2002.

PINHEIRO, J. H. P. *et al.* A gestão das águas no Brasil: uma abordagem sobre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 7, n. 53, 2019.

PIZELLA, D. G.; DE SOUZA, M. P. Avaliação ambiental estratégica de Planos de Bacias Hidrográficas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 243–252, 2013.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de Bacias Hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

RISSE, S. S. O. *et al.* Multipurpose reservoir performance analysis: a case study on the Billings sub-basin. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 46, p. 289–312, 2018.

SANTOS, S.; PIZELLA, D.; SOUZA, M. Da experiência francesa em Avaliação Ambiental Estratégica de Sages para os Planos de Bacia Hidrográfica do Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 17, n. 1, p. 9–9, 2020.

SÃO PAULO (Estado). Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings**. São Paulo, 2010.

SÃO PAULO. Governo do Estado de São Paulo. **Lei Estadual Nº 9.866, de 28 de novembro de 1997**. Dispõe sobre as diretrizes e normas para a proteção e recuperação das Bacias Hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências. Assembleia Legislativa, São Paulo, SP, 1997.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Sub-bacia Billings**. Programa Mananciais. 213p. São Paulo: SSRH, 2017.

SCHASBERG, B.; LOPES, A. O Tema Metropolitano nos Planos Diretores. *In*: SANTOS Jr., O. A. dos; MONTANDON, D. T. (Org.). **Os Planos Diretores Municipais Pós-Estatuto da Cidade: balanço crítico e perspectivas**. Rio de Janeiro: Letra Capital: Observatório das Cidades: IPPUR/UFRJ, 2011.

SILVA, S. C.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. Diretiva quadro d'água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo v. XVI, n. 1, 2013.

THERIVEL, R. **Strategic Environmental Assessment in Action**. 2. ed. London: Earthscan, 2010.

TSHIBANGU, G. M.; MONTAÑO, M. Outcomes and contextual aspects of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: the case of Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 3–4, p. 334–343, 2019.

UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 2001/42/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de junho de 2001, relativa à avaliação dos efeitos de determinados planos e programas no ambiente.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2015.

Contribuições da Avaliação Ambiental Estratégica francesa para o planejamento em áreas de mananciais no Brasil: o caso da Sub-bacia do Reservatório Billings

Contributions of the French Strategic Environmental Assessment to Brazilian planning in water source areas: the Billings Reservoir sub-basin case

Carla Grigoletto Duarte ¹

Larissa Ribeiro Souza ²

Simone Mendonça dos Santos ³

¹ *Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Docente, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, SP, Brasil
E-mail: carla.duarte@unifesp.br*

² *Bacharel em Ciências Ambientais, Pesquisadora, Laboratório de Ecologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, SP, Brasil
E-mail: larissar.souza@outlook.com*

³ *Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Docente, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR, Brasil
E-mail: simone.santos@ufpr.br*

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40637

Received: 03/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

A Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) é um instrumento que visa integrar questões ambientais em processos decisórios, geralmente visando apoiar a elaboração de planos e programas setoriais ou territoriais. A AAE é obrigatória na União Europeia, sendo aplicada à gestão da água na França. A gestão da água no Brasil é inspirada no modelo francês, mas não conta com AAE; no estado de São Paulo bacias hidrográficas de interesse para abastecimento público têm normas específicas e podem contar com um Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA). Nesta pesquisa exploramos três potenciais contribuições da AAE como adotada na gestão da água francesa para o caso do PDPA da Sub-bacia do Reservatório Billings. Foi realizado estudo de caso avaliativo para esse PDPA, revisão bibliográfica sobre as práticas francesas e análise comparativa. Concluímos indicando potenciais contribuições da AAE para a definição de objetivos, definição do escopo e estudo de alternativas do PDPA-Billings.

Palavras-chave: Planejamento Ambiental. Gestão de Recursos Hídricos. Política Pública. Mananciais Protegidos. Área de Proteção e Recuperação de Mananciais.

ABSTRACT

Strategic Environmental Assessment (SEA) is a tool that aims to integrate environmental issues into decision-making processes, usually to support the development of sectoral or territorial plans and programs. SEA is mandatory in the European Union and is applied to water management in France. Water management in Brazil is inspired by the French model, but does not have SEA; in the state of São Paulo watersheds of interest for public supply have specific norms and can count on a Development and Environmental Protection Plan (PDPA). In this research we explore three potential contributions of SEA as adopted in French water management for the case of the PDPA of the Billings Reservoir sub-basin. We conducted an evaluative case study for this PDPA, a literature review on French practices, and comparative analysis. We conclude by indicating potential contributions of SEA for the definition of objectives, scoping, and study of alternatives of the PDPA-Billings.

Keywords: Environmental Planning. Water Resources Management. Public Policy. Protected Springs. Area of Protection and Recovery of Watersheds.

1 INTRODUÇÃO

A Avaliação Ambiental Estratégica é um instrumento de política ambiental amplamente adotado no mundo para integrar questões ambientais em processos decisórios de diversos contextos no planejamento setorial e territorial (DUARTE, 2017; THÉRIVEL, 2010; UNIÃO EUROPEIA, 2001). No Brasil, o uso deste instrumento não é obrigatório, e tem sido aplicado de forma heterogênea e raramente no contexto da gestão da água (MALVESTIO, MONTAÑO, 2019; TSHIBANGU, MONTAÑO, 2019).

A gestão da água no Brasil enfrenta desafios importantes para a proteção de mananciais em áreas urbanas. Um dos casos de destaque é o do Reservatório Billings, situado na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Trata-se do maior manancial da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), com cerca de 580 km² de área de drenagem (SMA/CPLA, 2010).

Segundo estimativas, a Represa Billings possui capacidade para abastecer cerca de 4,5 milhões de pessoas, no entanto, esse sistema produtor abastece apenas cerca de 1,5 milhão de pessoas, devido à severa degradação do reservatório (FABHAT, 2019; SÃO PAULO, 2010). Essa degradação decorre principalmente devido ao recebimento de alta carga de efluentes domésticos *in natura* de áreas sem infraestrutura de saneamento básico e também por meio do bombeamento das águas do Rio Pinheiros, também degradado há décadas pelo mesmo motivo (CARMO; TAGNIN, 2001; DUARTE; MALHEIROS, 2012; MARICATO, 2003; RISSO *et al.*, 2018).

A tentativa de proteger essa área veio ainda da década de 1970 com um conjunto de leis estaduais de proteção de mananciais (principalmente Leis Estaduais nº 898/1975 e nº 1.172/1976), que buscava restringir a ocupação nas bacias de interesse da RMSP. Ao restringir, no entanto, as leis afastaram projetos formais e, diante do enorme déficit habitacional existente na RMSP, a região acabou por atrair ocupações irregulares, sem infraestrutura urbana. Diante desse cenário, em 1997 foi instituída a Lei Estadual nº 9.866, que objetivava a proteção e recuperação da qualidade ambiental das bacias hidrográficas dos mananciais, trazendo, para isso, novos instrumentos (DUARTE *et al.*, 2010; SÃO PAULO, 1997).

Visando contemplar as singularidades das diferentes bacias, esta lei estabeleceu que as bacias hidrográficas em que há mananciais de interesse regional devem ser constituídas como uma Área de Proteção e Recuperação Ambiental (APRM). As APRMs devem ter regulamentação e instrumentos de planejamento e gestão específicos, e devem contar com um Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) para definir diretrizes para um desenvolvimento regional e local compatível com a promoção da recuperação ambiental. Para cumprir esse objetivo, o PDPA deve aliar instrumentos da gestão de recursos hídricos e da gestão territorial, reconhecendo que o uso do solo é tema fundamental

para a proteção de mananciais (SÃO PAULO, 1997). Nesse contexto, a Sub-bacia do Reservatório Billings foi definida como APRM, e conta com um PDPA.

Apesar do cenário de crises hídricas na RMSP presente na última década, há poucos resultados de pesquisas científicas relacionados à efetividade da lei de mananciais e de seus instrumentos (ALVIM; KATO; ROSIN, 2015; FERRARA, 2018; IKEMATSU, 2014). Dados recentes de qualidade da água, no entanto, indicam ainda um cenário de degradação e tendências preocupantes (FABHAT, 2019), sugerindo a necessidade de avaliar e aprimorar as práticas e instrumentos atuais.

Buscando práticas de referência em gestão de recursos hídricos, o sistema francês se destaca como referência para inúmeros países com diferentes regimes de governo e configurações político-administrativas (ACADÉMIE DE L'EAU, 2013). Além disso, na França há a adoção da AAE como instrumento que promove a integração sistemática da variável ambiental no planejamento dos recursos hídricos, e que tem potenciais contribuições ao contexto brasileiro identificadas por outros autores (GULLÓN, 2005; SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

Dessa forma, esta pesquisa busca responder à seguinte questão: quais as contribuições que a AAE, como adotada na gestão da água na França, poderia trazer para o PDPA-Billings? Neste artigo exploramos três potenciais contribuições nesse referido contexto, selecionadas após terem se destacado em uma análise preliminar de potenciais contribuições, e que correspondem às etapas de definição de objetivos, definição do escopo e estudo de alternativas.

Na sequência são apresentados no referencial teórico a descrição do planejamento de recursos hídricos no Brasil e na França, com breve comparação entre os instrumentos adotados nos dois países. Nos métodos, descrevemos o estudo de caso avaliativo sobre o PDPA-Billings e a revisão bibliográfica feita sobre o contexto francês. Nos resultados, indicamos três momentos do planejamento do PDPA-Billings em que identificamos potenciais contribuições do modelo francês. Por fim, apresentamos as discussões e conclusões que problematizam e sintetizam as contribuições desta pesquisa.

2 REFERENCIAL TEÓRICO: INSTRUMENTOS DE PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL E NA FRANÇA

O Brasil, inspirado no modelo da França e seguindo a tendência mundial, em sua Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH, Lei n.º 9.433/1997) prevê a criação de duas instituições para atuação no recorte territorial das bacias hidrográficas: o Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) e as Agências de Águas. A criação do CBH como uma nova instância participativa para decisão, reunindo entes federativos (União, estados e municípios) e outros atores sociais, traz grande desafio na medida em que exige do sistema grande capacidade de integração setorial e articulação governamental (MIRANDA, 2020).

A PNRH também traz um conjunto de instrumentos que, apoiados em uma base de dados acessível ao público, estabelece regras e incentivos ao uso racional dos recursos hídricos, metas de qualidade, programas e medidas para atendimento de usos múltiplos. Entre os instrumentos de planejamento, destacam-se os planos de recursos hídricos (MIRANDA, 2020; PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L., 2008). Enquanto as políticas nacionais e estaduais de recursos hídricos estabelecem as grandes diretrizes de planejamento e gestão, os planos de recursos hídricos visam fundamentar e orientar a implementação das políticas de recursos hídricos, tendo em vista as diretrizes de proteção, planejamento e gerenciamento ambiental vigentes. Os planos de recursos hídricos podem ser elaborados por bacias, estados e para o país, e o processo de elaboração deve considerar outros planos, regionais e setoriais, buscando compatibilizar diferentes objetivos e ações.

Seguindo os planos nacional e estaduais, temos os Planos de Bacia Hidrográfica (PBHs), elaborados com o suporte técnico das Agências de Águas e aprovados pelos CBHs. Os PBHs apresentam uma abordagem

executiva, articulando demandas de curto, médio e longo prazos, na perspectiva de articulação das questões ambientais, econômicas e sociais (MILARÉ, 2014). Por meio de processos orientados pelas agendas e discussões realizadas nos CBHs, os PBHs devem operacionalizar os objetivos e metas de sustentabilidade e segurança hídrica definidos nos planos de recortes territoriais mais amplos, considerando os interesses dos usuários da água, do poder público e da sociedade civil organizada (PINHEIRO *et al.*, 2019).

No estado de São Paulo, associado à gestão de recursos hídricos temos também a definição das APRMs e elaboração de PDPAs, que, por serem feitas em escalas de sub-bacia, são capazes de trazer detalhamentos específicos para uma dada região, sendo um importante elo entre os PBHs e as iniciativas de planejamento local (CPLA/SMA, 2010). Nenhum dos instrumentos de planejamento mencionados conta com AAE no caso brasileiro.

Na França, foi em 1964, com a Lei da Água nº 64-1.245, que a bacia hidrográfica foi adotada como unidade de planejamento, delimitando no território francês seis grandes bacias ou grupos de bacias hidrográficas. Também foram criadas duas instituições fundamentais para atuação em cada uma das grandes bacias do país: os Comitês de Bacia Hidrográfica e as Agências de Água (MACHADO, 2003). Com representação tripartite paritária entre os usuários dos recursos hídricos, as coletividades e a administração pública, foram atribuídas aos CBHs funções consultivas e deliberativas sobre os conflitos relacionados aos usos dos recursos hídricos nas bacias, sendo que são as agências de água que tornam a gestão possível enquanto responsáveis pela administração dos recursos arrecadados com a cobrança pelos usos dos recursos hídricos (MARTINS, 2008).

Em 1992, uma nova Lei da Água (Lei nº 92-3) reconheceu o produto como patrimônio nacional, conferindo à preservação e à recuperação dos meios aquáticos um caráter de interesse geral e aderindo ao princípio da gestão equilibrada entre os interesses dos usuários e a proteção dos ecossistemas aquáticos (LANNA; PEREIRA; HUBERT, 2002). Entre as maiores contribuições da Lei da Água, de 1992, destaca-se a instituição de dois novos instrumentos de planejamento: os *Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux* (Sdages) e os *Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux* (Sages). Os SDAGEs são planos estratégicos que fixam, para um período de 6 anos, as metas de qualidade para os recursos hídricos no território das grandes bacias, grupos de bacia ou territórios ultramarinos, considerando as orientações da Política Nacional e das Diretivas da União Europeia relacionadas aos recursos hídricos. Focados em temas relacionados à articulação e cooperação setorial, os Sdages definem diretrizes para a gestão (equilibrada) dos recursos hídricos. Eles têm caráter obrigatório, sendo elaborados pelas Agências de Água, sob orientação dos Comitês de Bacia (BOHN *et al.*, 2008; LANNA; PEREIRA; HUBERT, 2002).

Os Sages são planos de longo prazo (10 a 15 anos) que estabelecem os objetivos e as regras para utilização, exploração e proteção dos recursos hídricos e ecossistemas aquáticos, considerando as diretrizes e áreas prioritárias de ação definidas pelos Sdages e aplicáveis a sub-bacias hidrográficas, grupos de sub-bacias ou sistema de aquífero cuja elaboração requer a participação e deliberação dos poderes locais (BRAGA; FERRÃO, 2015; PIÉGAY; DUPONT; FABY, 2002). Eles têm caráter facultativo, sendo obrigatórios apenas nas sub-bacias identificadas como prioritárias nos SDAGEs (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). Não por acaso, a elaboração, revisão e acompanhamento dos SAGEs é de competência das Comissões Locais de Água (CLAs), instâncias descentralizadas compostas por representantes das coletividades territoriais, dos usuários das águas e do Estado (BERRETA; LAURENT; BASSO, 2012).

Em 1981 foi criada pelo Ministério do Meio Ambiente francês a figura do *Contrat de Milieu*, traduzido aqui como Contrato Ambiental, um plano de ação de cinco anos, que estabelece um compromisso financeiro contratual entre atores locais e regionais, visando à implementação das ações e projetos previstos nos Sages (PIÉGAY; DUPONT; FABY, 2002). Assim, enquanto o Sage cumpre um papel de ordenamento, orientando as ações no âmbito da sub-bacia, o Contrato Ambiental é um compromisso entre os segmentos envolvidos com a gestão da água estabelecendo objetivos, metas, prazos e responsabilidades consensuais para o cumprimento do Sage.

Importante ressaltar que nos anos 2000 duas novas normas europeias influenciam a gestão da água na França. Primeiro a Diretiva Quadro da Água (DQA) (2000/60/CE), que, ao definir que o processo de elaboração dos planos de recursos hídricos deveria considerar as características ambientais da sua área de abrangência, a revisão dos impactos ambientais sobre a qualidade das águas e as influências da legislação vigente no alcance de seus objetivos, sinalizou a importância da integração da variável ambiental no planejamento dos recursos hídricos (GULLÓN, 2005).

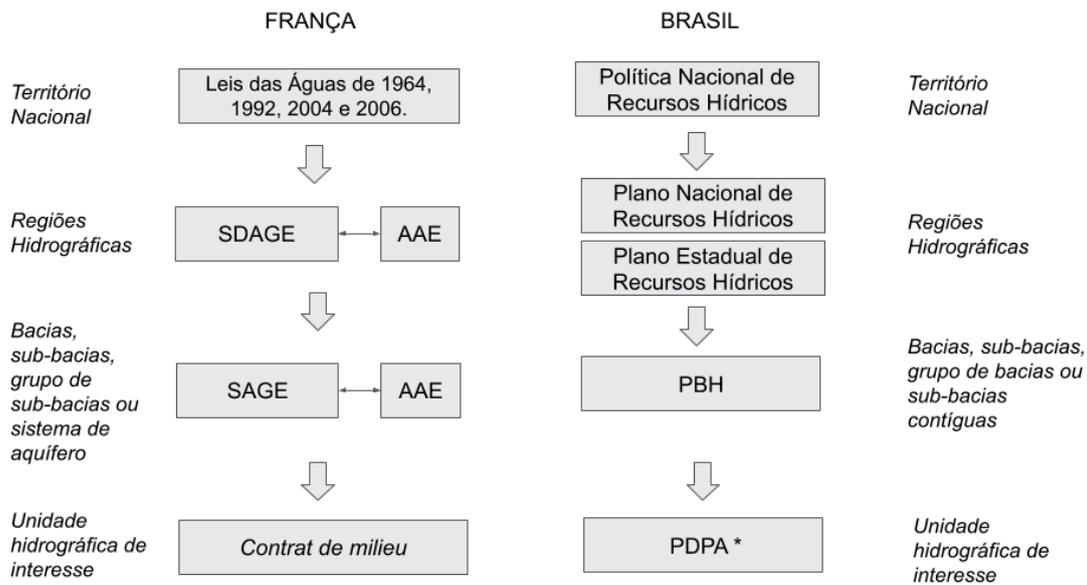
Posteriormente, a Diretiva AAE (2001/42/CE) estabeleceu a obrigatoriedade de realizar AAE para planos e programas suscetíveis a efeitos significativos no ambiente. De acordo com essa diretiva, a AAE é um instrumento que garante que os efeitos ambientais da aplicação dos planos e programas são levados em consideração durante a sua elaboração, antes da sua aprovação (UNIÃO EUROPEIA, 2001). Portanto, a AAE é instrumento que dá suporte à elaboração de Sdages e Sages, desde a publicação da portaria que transpôs para o direito francês os requisitos da Diretiva AAE (*Ordonnance* nº 2004-489, de 3 de junho de 2004).

Desse modo, segundo a última versão do Guia Nacional para a elaboração de Sages (FRANCE, 2015), as AAEs devem:

- I. Fornecer elementos para a identificação das principais tendências dos aspectos ambientais na área de abrangência do Sage, de modo a embasar a definição de uma estratégia compatível com o uso sustentável dos recursos hídricos;
- II. Auxiliar na definição do conteúdo do Sage, antecipando os impactos ambientais, prevenindo, reduzindo ou compensando os impactos negativos sobre o meio ambiente incluindo os impactos cumulativos;
- III. Assegurar a coerência com estratégias de desenvolvimento em sua área de abrangência e justificar as escolhas feitas em termos dos objetivos de proteção ambiental e;
- IV. Reforçar participação por meio de processo de consulta ao público e às autoridades competentes.

Em 2006, o sistema de gestão dos recursos hídricos da França, instituído a partir da Lei nº 64-1245, de 1964, e concretizado pela Lei nº 92-3, de 1992, foi novamente atualizado pela Lei das Águas e Ambientes Aquáticos (Lema, *Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques*, Lei nº 2006-1772, de 2006). Essa lei reformou os vários códigos existentes, buscando o atendimento das metas de qualidade estabelecidas na DQA e reforçou o alcance jurídico dos Sages, definindo que as regras estabelecidas no Sage têm ampla validade, sobrepondo-se a qualquer decisão contrária, em sua área de abrangência (BOHN *et al.*, 2008). Assim, diferente do Brasil, a França possui quatro leis principais relacionadas à gestão da água, sendo que uma delas transpõe a DQA para o contexto francês.

Focando os principais instrumentos de planejamento dos recursos hídricos no Brasil e na França apresentados, a Figura 1 mostra uma relação simplificada entre os instrumentos identificando suas escalas de aplicação.



* Instrumento previsto no contexto paulista de gestão de recursos hídricos.

Figura 1 | Comparação entre os instrumentos de planejamento de recursos hídricos por escala territorial da França e do Brasil, incluindo o PDPA adotado no estado de São Paulo.

Fonte: Elaborada pelas autoras.

Como se pode observar, a AAE é elaborada para Sdages e Sages; e os *Contrats de Milieu*, se beneficiam de um sistema de planejamento em que seus antecessores já realizaram a avaliação de questões ambientais anteriormente. Convém lembrar que outros instrumentos de planejamento setorial e territorial na França também contam com AAE, como planos de uso e ocupação do solo, de forma que os Contratos Ambientais sempre contam com decisões anteriores em que já houve esforços de inclusão da questão ambiental. Ainda, convém destacar que o paralelo entre Contratos Ambientais e PDPA não significa alinhamento de conteúdo e objetivo, mas apenas que estes são os instrumentos aplicados em escala semelhante.

3 METODOLOGIA

Esta pesquisa foi estruturada em três etapas. Na primeira, foi feita uma avaliação do PDPA-Billings, desenvolvida a partir da proposta de estudo de caso de Yin (2015), em que a triangulação de dados foi feita a partir de pesquisa documental, pesquisa bibliográfica e cinco entrevistas semiestruturadas com agentes envolvidos com a gestão do manancial ou especialistas em recursos hídricos. As informações obtidas no estudo de caso foram organizadas a partir dos critérios de avaliação de sustentabilidade propostos por Gibson (2006), organizadas como perguntas e respostas elaboradas em processo iterativo, em que novas perguntas e respostas eram agregadas à construção do estudo de caso, como em Duarte *et al.* (2013). Os critérios utilizados para o estudo foram: integridade do sistema socioecológico, recursos suficientes para a subsistência e acesso a oportunidades, equidade intra e intergeracional, manutenção de recursos naturais e eficiência, civilidade socioambiental e governança democrática, prudência, precaução, e adaptação e integração entre situação atual e de longo prazo (GIBSON, 2006).

A pesquisa documental teve como objetivo construir uma descrição do PDPA-Billings quanto ao seu conteúdo, histórico e contexto, e planos relacionados a ele. Foi adotada como referência a segunda versão do PDPA-Billings publicada em 2017 (SSRH, 2017). Uma breve apresentação do plano é apresentada na seção 4.1.

A pesquisa bibliográfica teve como objetivo buscar histórico e análises críticas relacionadas aos critérios acima citados, para o contexto da Sub-bacia do Reservatório Billings, realizada a partir de busca no Portal de Periódicos da Capes e *Google Scholar*.

As entrevistas foram realizadas mediante aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de São Paulo (CAAE: 31770720.0.0000.5505). As questões realizadas abordaram o conteúdo do plano, pontos fracos, fortes e perspectivas sobre o que poderia ser aprimorado. Os entrevistados foram: um membro do Subcomitê Billings-Tamanduateí (entrevistado E1), uma ex-secretária do Meio Ambiente da Prefeitura de São Bernardo do Campo (E2), um representante da consultoria responsável pela elaboração do PDPA-Billings e de outros PDPA's na Bacia do Alto Tietê (E3), e dois especialistas que atuam na área de qualidade da água (E4 e E5).

Na segunda etapa desta pesquisa foi realizada revisão bibliográfica sobre o sistema de planejamento e gestão de recursos hídricos na França, com foco no papel da AAE nesse contexto. Foram consultados o *Guia Nacional para a elaboração e avaliação ambiental de Sages* (FRANCE, 2015), artigos científicos e, pontualmente, foram feitas consultas a sites oficiais de interesse, a saber, a página da comunidade de atores envolvidos na gestão integrada dos recursos hídricos *Gest'eau* (www.gesteau.fr) e a plataforma do serviço público de difusão de informações da França *Legifrance* (www.legifrance.gouv.fr). A revisão bibliográfica possibilitou a identificação de abordagens, métodos e ferramentas analíticas empregadas no planejamento dos recursos hídricos na França. Posteriormente, considerando-se as similaridades entre os sistemas francês e paulista de gestão dos recursos hídricos, foram identificadas práticas de planejamento passíveis de assimilação pelo sistema paulista de planejamento dos recursos hídricos.

Na terceira etapa, tendo como referência as etapas básicas de um processo de planejamento apoiado na AAE (DUARTE, 2017; THÉRIVEL, 2010; UNIÃO EUROPEIA, 2001), as autoras procederam a uma análise crítica preliminar, listando e discutindo as potenciais contribuições da AAE no contexto francês para o contexto do PDPA-Billings. Como resultado dessa análise, as autoras selecionaram três temas para aprofundamento, cujos resultados são apresentados na seção 4.2.

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO PDPA-BILLINGS E DA SUB-BACIA DO RESERVATÓRIO BILLINGS

A Sub-bacia do Reservatório Billings teve sua área definida como APRM em 2009, por meio da Lei Estadual nº 13.579/2009, a Lei Específica da Billings. Entre outros elementos, foram definidas metas de qualidade ambiental, dadas por indicadores de carga de fósforo e de cobertura vegetal, e um zoneamento para toda a bacia com diretrizes de uso e ocupação do solo a ser compatibilizado com os planos diretores municipais. No ano seguinte, em 2010, foi disponibilizada a primeira versão do PDPA-Billings, aprovada pelo Subcomitê Billings-Tamanduateí, responsável pela sua gestão, e em 2017, uma nova versão foi divulgada, apesar de não aprovada pelo subcomitê até o momento da realização desta pesquisa.

Dada a extensão e diversidade de características, a bacia foi dividida na Lei Específica em cinco compartimentos ambientais (Figura 2), cada um com diretrizes e metas diferentes estabelecidas na referida lei.

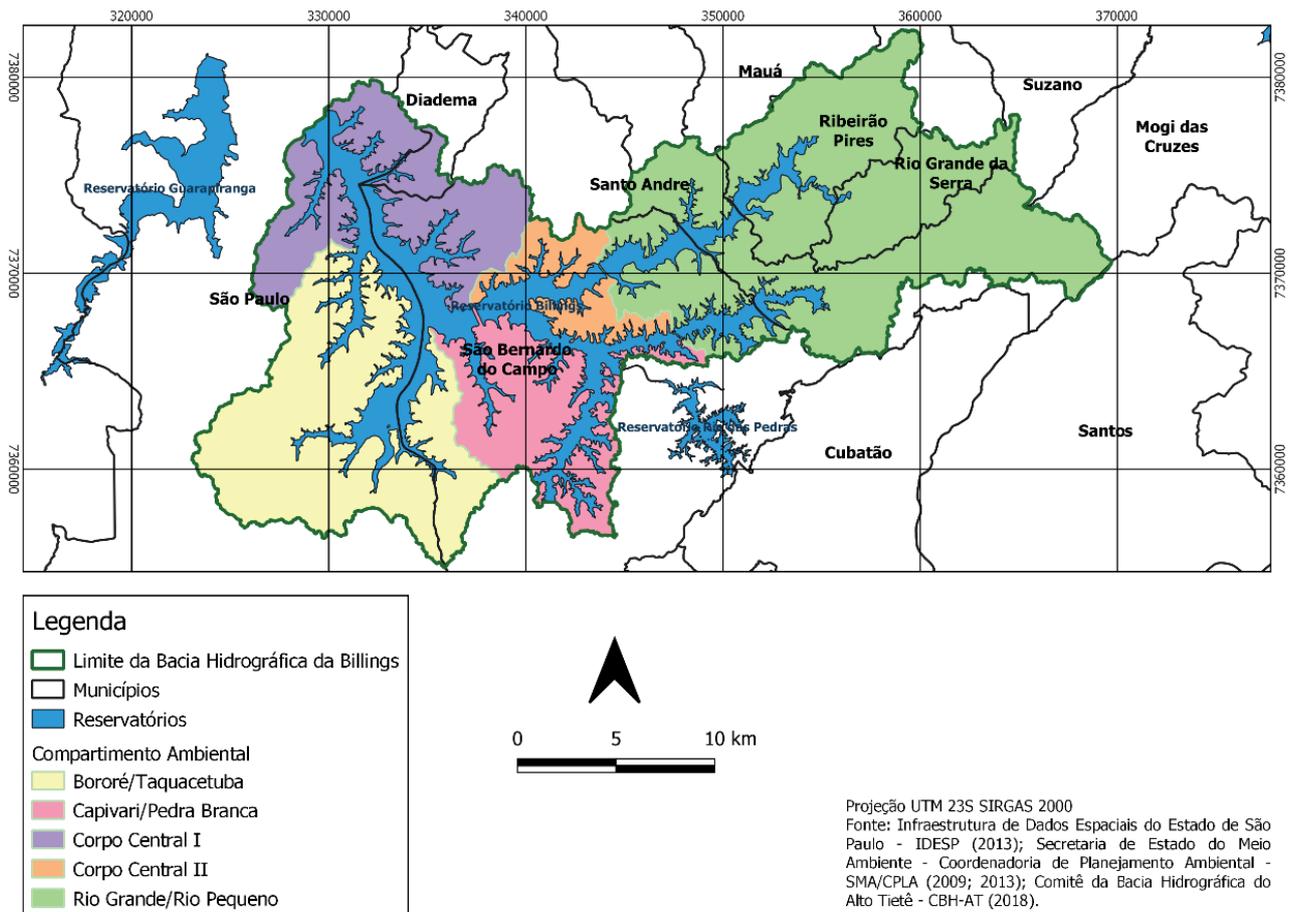


Figura 2 | A Bacia Hidrográfica da Represa Billings e seus compartimentos ambientais.

Fonte: Elaborada pelas autoras.

Com 213 páginas, o conteúdo do plano traz uma breve introdução do documento, o qual apresenta os fundamentos para a gestão de toda a bacia hidrográfica. O segundo capítulo traz um diagnóstico da bacia, abordando desde um breve histórico, o uso e ocupação do solo, ordenamento territorial, socioeconomia e demografia, vetores de expansão urbana, infraestrutura sanitária, áreas protegidas e a qualidade das águas.

O terceiro capítulo apresenta *Cenários de Modelagem*, os quais utilizaram o Modelo de Correção do Uso do Solo e Qualidade da Água (MQUAL). Foi ainda apresentada uma *Avaliação Geral* que explora razões pelas quais o diagnóstico se mostra ainda distante das metas estabelecidas em 2009, seguida de propostas de ajustes no zoneamento da bacia. No sexto capítulo há *Diretrizes Gerais e Territoriais*, orientadas pela Lei Específica da Billings e direcionadas a diferentes setores/temas. Sob a luz das diretrizes, foram então apresentados seis programas, sete subprogramas e 42 ações, e há uma análise da relação entre medidas estruturais e não estruturais e o problema de seu financiamento. Ainda contém um *Programa de Investimentos e Fontes de Recursos, Indicadores* para avaliação da qualidade e gestão e de acompanhamento dos programas, e as *Considerações Finais* do plano.

4.2 AVALIAÇÃO DO PDPA-BILLINGS E CONTRIBUIÇÕES DA AAE

A partir do diagnóstico quanto à sustentabilidade do PDPA e as entrevistas realizadas, foi possível identificar pontos passíveis de aprimoramento no documento, sendo três melhor explorados neste estudo e as práticas de referências do contexto francês que podem contribuir para superá-las.

4.2.1 DEFINIÇÃO DE OBJETIVOS

O objetivo do PDPA-Billings não é apresentado de forma evidente no texto do documento. Contudo, claramente, o documento está voltado à busca por estratégias que possam representar a melhoria da qualidade da água na bacia hidrográfica, em especial, no Reservatório Billings. As metas de qualidade definidas por compartimento na Lei Específica da Billings e exploradas no PDPA são *carga de fósforo* e *cobertura vegetal*. O PDPA-Billings trata de diversos temas fundamentais para a qualidade da água, no entanto, recupera poucas ações dos planos de recursos hídricos que o antecedem e de outras políticas públicas setoriais e territoriais relevantes.

Como destacado por entrevistados (E1 e E4), chama atenção a ausência do tratamento do tema das mudanças climáticas dentro do critério de integridade do sistema socioecológico. A ausência de estudos sobre o regime pluviométrico sugere uma abordagem limitada quanto aos impactos das mudanças climáticas no alcance das metas para obtenção dos padrões de qualidade ambiental. A consideração de cenários climáticos possibilitaria a definição de medidas de mitigação e adaptação climática, bem como a definição de um conjunto mais amplo de indicadores de gestão da APRM Billings. Diante do atual cenário de emergência climática, a análise de cenários climáticos surge como oportunidade para lidar com as incertezas associadas à disponibilidade hídrica, agregando valor ao planejamento e gestão de ambientes complexos, como as áreas de mananciais de interesse regional (ANA, 2016). Ademais, há evidências da incapacidade dos sistemas produtores da RMSP em atender à demanda atual e projetada de água para abastecimento público nos próximos anos em projeções que consideram as mudanças climáticas (BICUDO *et al.*, 2015).

Já no contexto francês, a DQA antecipa um quadro de referência com objetivos estratégicos. Além disso, há transferência deliberada de informações e decisões ambientais dos Sdages, objetos de AAEs anteriores, para os Sages, que orientam o planejamento dos recursos hídricos na escala das sub-bacias hidrográficas (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). O processo de formulação de Sages integra os objetivos de sustentabilidade da DQA e as recomendações dos Sdages, articulando o desenvolvimento local com os objetivos regionais, numa abordagem de planejamento multiescalar, e favorece a consideração de temas estratégicos, como a biodiversidade e mudanças climáticas (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020; SILVA; FERREIRA; POMPÊO, 2013).

Desse modo, tanto a etapa de identificação da linha de base ambiental em AAE como o diagnóstico ambiental dos Sages são orientados por objetivos de sustentabilidade do sistema hídrico, ponderando, além dos parâmetros de qualidade dos recursos hídricos, outros indicadores ecológicos e ambientais relacionados. Esses indicadores exercem influência em todo o processo de AAE e, também, no conteúdo do Sage, contribuindo para a avaliação das medidas propostas com base em critérios de sustentabilidade (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

Esse encadeamento dos diferentes níveis estratégicos de planejamento, associado ao conceito de avaliação em cascata, estabelece uma estrutura mais favorável à avaliação, uma vez que as estratégias de desenvolvimento em análise teriam respaldo em referências anteriores, em níveis mais abrangentes de avaliação (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011; FISCHER, 2007; LEE, 2006). Nesse contexto, o papel da AAE é também verificar se os objetivos ambientais, estabelecidos em diversas políticas públicas e normas, são aplicáveis ao contexto em estudo.

Assim, o PDPA poderia contar com objetivos múltiplos, relacionados aos objetivos dos planos de recursos hídricos que o antecedem – Nacional, Paulista e o Plano de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Estes últimos, idealmente, também poderiam contar com a realização de uma AAE. Esse item tem relação direta com a etapa do planejamento que sucede a definição do objetivo, que é a definição do escopo.

4.2.2 DEFINIÇÃO DO ESCOPO

O artigo 1º da Lei de Mananciais (Lei Estadual nº 9.866/1997) estabelece que as *diretrizes e normas para a proteção e a recuperação da qualidade ambiental das bacias hidrográficas dos mananciais*, apresentadas na Lei, visam o uso de abastecimento público *assegurados, desde que compatíveis os demais usos múltiplos*. O Reservatório Billings é utilizado para diferentes finalidades, além do abastecimento público e uso industrial, como a pesca esportiva e de subsistência, recreação, nado, navegação por meio de balsas e barcos turísticos, e realização de esportes náuticos (CARMO; TAGNIN, 2001; SSRH, 2017).

O texto do PDPA traz, contudo, apenas considerações pontuais sobre os usos múltiplos na bacia. Para a qualidade da água, o PDPA apresenta três grupos diferentes de informações, que incluem (i) as informações do *Monitoramento da Qualidade das Águas da Área de Proteção e Recuperação de Mananciais das Bacias Hidrográficas dos Reservatórios Billings e Guarapiranga*; (ii) os dados de carga de fósforo estimados por meio da aplicação do MQUAL durante a elaboração do PDPA; e (iii) os índices calculados pela Cetesb, apresentados no *Relatório Anual de Águas Interiores do Estado de São Paulo*, onde há o Índice de Qualidade para o Abastecimento Público (IAP) e Índice de Estado Trófico (IET). O IAP é calculado para indicar a qualidade da água nos pontos em que há captação ou transposições para outros reservatórios e o IET para indicar o enriquecimento por nutrientes e o consequente efeito na população de algas e cianobactérias (CETESB, 2020).

A ausência de informações ou indicadores relacionados à qualidade das águas para fins recreativos de contato primário, como o Índice de Balneabilidade de Reservatórios, ou à proteção da biota aquática, como a concentração de poluentes emergentes, evidenciou a abordagem superficial das atividades de recreação e pesca, dois dos usos múltiplos da represa (SSRH, 2017).

Embora a atividade turística tenha sido objeto das medidas propostas no âmbito da *Ação 5 – Programa de Recuperação e Preservação Ambiental*, um diagnóstico mais detalhado nas etapas iniciais de preparação do Plano possibilitaria a identificação antecipada dos conflitos pelo uso das águas e a garantia do que é definido pelo Artigo 1º da Lei de Mananciais. Além disso, a adequada identificação dos usos múltiplos também permitiria identificar os atores sociais relevantes para participação, assim, estes poderiam ser consultados. Como exemplo, temos pescadores e indígenas que foram excluídos dos processos decisórios, fato observado em nosso estudo de caso e reiterado dois dos entrevistados, E1 e E2 (ALVES DA SILVA *et al.*, 2009).

Ademais, uma vez que a Represa Billings se enquadra nas Classes 1 e 2, estabelecidas pelo Conama nº 357/2005, uma das preocupações a serem trazidas pelo PDPA deveria ser a proteção das comunidades aquáticas, o que é abordado de maneira superficial (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019). Assim, consideramos que há limitada consideração de planos regionais e locais, e agendas relevantes para a região.

Na França, a AAE cumpre um importante papel ao organizar uma *análise de consistência* que trata da compatibilidade e coerência dos objetivos e metas estabelecidos nos planos em relação aos objetivos de outras políticas públicas setoriais de relevância no território da bacia. Diretamente relacionada à definição do objetivo, essa análise também auxilia a delimitar quais temas devem ou não ser incluídos no escopo de um plano. Realizada nas etapas iniciais do planejamento, a análise orienta a delimitação do escopo dos Sages, identificando sinergismos e/ou conflitos que podem limitar o alcance das metas previamente definidas. Além disso, favorece a identificação dos atores sociais chave para formulação e implementação do Plano (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

Nesse contexto, um dos pontos fortes das AAEs de Sages é a prestação de informações sobre a relação do Sage com as estratégias setoriais relevantes (incluindo as de proteção ambiental nacionais e internacionais, especialmente da Europa), que só é possível devido aos procedimentos de análise da consistência (conformidade e compatibilidade) entre objetivos de desenvolvimento, procedimento obrigatório em AAEs de Sages (FRANCE, 2015; SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

Quando associada a um processo participativo de identificação da linha de base ambiental, a análise de consistência permite a contextualização do plano na dinâmica territorial da bacia hidrográfica, constituindo oportunidade para estabelecimento das preconizadas articulações setoriais e governamentais. Além disso, no caso de temas convergentes, o plano submetido à AAE pode utilizar as informações dos diagnósticos realizados por outros Planos e Programas de desenvolvimento, evitando-se a duplicação de coleta e tratamento de dados (PIZELLA; SOUZA, 2013).

4.2.3 ESTUDO DE ALTERNATIVAS

As principais metas orientadoras do PDPA-Billings e do Zoneamento Ambiental da APRM são focadas na carga de fósforo e na cobertura vegetal, como determinado pela Lei Específica da Billings. A carga de fósforo foi determinada com o MQUAL, modelo que correlaciona o uso do solo e qualidade da água expressa como carga de fósforo (SSRH, 2017). A análise de tendências trazida pelo PDPA-Billings incluiu 13 possíveis cenários futuros de uso e ocupação do solo e de seus respectivos impactos sobre corpos hídricos, além de considerar o crescimento populacional, partindo de um cenário-base sem novas medidas de infraestrutura sanitária e considerando cenários de redução da carga de fósforo de acordo com as medidas efetuadas. No entanto, há pouco diálogo com tendências futuras de desenvolvimento de outras atividades intervenientes na qualidade ambiental da bacia. Como consequência dessa limitação de escopo, o PDPA não considera um conjunto razoável de alternativas para alcance das metas definidas. Ademais, mesmo para as alternativas propostas, não são apresentadas informações sobre os potenciais impactos ambientais negativos ou positivos, que podem ser gerados por cada uma das ações propostas no PDPA.

Convém ressaltar que o estudo de cenários do PDPA oferece importante embasamento para propostas de zoneamento quanto aos parâmetros urbanísticos adequados a cada zona, que é o grande elo entre o PDPA e o planejamento territorial que é de responsabilidade dos municípios. Assim, o PDPA oferece uma importante contribuição ao definir diretrizes regionais, criadas em diálogo com os municípios; inclusive, há uma norma com instruções para compatibilização regional-municipal (Resolução Conjunta SMA/SSRH nº 01/2013). Assim, em termos de alternativas para uso e ocupação do solo, entendemos que o PDPA apresenta cenários completos.

Contudo, a AAE poderia oferecer mais possibilidades para o estudo de alternativas. Na França, a AAE insere a caracterização da linha de base ambiental no processo de preparação dos Sages, o que contribui para a proposição de um conjunto consistente de alternativas para evitar e mitigar impactos ambientais negativos e maximizar os positivos. Há também um estudo amplo das consequências da adoção do plano, considerando diferentes temas, com explicitação dos impactos positivos e negativos que podem decorrer de sua implementação, inclusive retomando os objetivos do plano e da análise de consistência apresentados anteriormente.

A AAE dos Sages também apresenta a descrição dos impactos do Sage sobre as áreas prioritárias para conservação da Biodiversidade – Natura 2000 (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020), e pode avaliar os impactos do plano em temas de interesse identificados ao longo do planejamento.

4.2.4 SÍNTESE

O Quadro 1 apresenta uma síntese dos achados para o contexto do PDPA-Billings, as práticas relacionadas ao uso da AAE na França e as contribuições identificadas no presente trabalho.

Quadro 1 | Potenciais contribuições da AAE aplicada à gestão da água na França para o PDPA-Billings.

Práticas identificadas no PDPA-Billings	Práticas da AAE na gestão da água na França	Contribuições
<p>Quanto aos objetivos do PDPA:</p> <ul style="list-style-type: none"> Foco em objetivos relacionados à qualidade da água (carga de fósforo e cobertura vegetal). 	<ul style="list-style-type: none"> Integração de objetivos estratégicos de sustentabilidade ao contexto; Articulação dos objetivos dos Sages com os objetivos regionais de qualidade hídrica e decisões setoriais anteriores. 	<ul style="list-style-type: none"> Inserção de outros objetivos estratégicos para a recuperação da qualidade ambiental da bacia.
<p>Quanto ao escopo do PDPA:</p> <ul style="list-style-type: none"> Análise de cenários restrita aos aspectos de uso e ocupação do solo e capacidade dos sistemas de tratamento de esgoto; Conflitos de uso de água não evidenciados; Ausência de estudos sobre pesca, turismo e segurança hídrica; Não considera questões relacionadas à segurança hídrica, às mudanças climáticas e à biodiversidade. 	<ul style="list-style-type: none"> Identificação dos conflitos de uso da água existentes; Análise das questões-chave para a sustentabilidade na área do Sage; Considera os impactos das mudanças climáticas e as ameaças à segurança hídrica; Busca a resolução de conflitos envolvendo os atores sociais que intervêm na qualidade dos recursos hídricos. 	<ul style="list-style-type: none"> Abordagem mais estratégica e orientada para a sustentabilidade; Mapeamento dos atores sociais chave para o alcance das metas definidas; Identificação de um conjunto de indicadores ambientais contextualizado, considerando conflitos identificados; Foco em questões fundamentais para a indução de usos e atividades compatíveis com a conservação e recuperação da qualidade ambiental da bacia.
<p>Quanto ao estudo de alternativas e análise de impactos, no PDPA temos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Desenvolvimento de cenários focados em uso e ocupação do solo e respectivos impactos sobre os corpos hídricos; Ausência de avaliação de impactos ambientais das alternativas propostas. 	<ul style="list-style-type: none"> Identificação dos impactos possíveis e medidas de potencialização e mitigação; Análise dos impactos do Sage sobre a Rede Natura 2000 (biodiversidade). 	<ul style="list-style-type: none"> Proposição de programas e ações capazes de atingir as metas com maiores benefícios ambientais, para mais temas.

Fonte: Elaborado pelas autoras.

5 DISCUSSÃO

A gestão da água em áreas de mananciais exige um olhar abrangente, que integre questões socioambientais e seja capaz de articular ações de saneamento básico, incluindo a gestão de resíduos sólidos e a drenagem, a proteção da biodiversidade, e questões habitacionais, em especial em cenários de ampla ocupação irregular como o observado na Sub-bacia do Reservatório Billings. Nesse sentido, a AAE tem se mostrado uma importante referência para orientar processos

decisórios visando à integração de questões ambientais (FRANCE, 2015; GULLÓN, 2005; MONTEIRO *et al.*, 2018). Ao analisar o PDPA-Billings perante as práticas adotadas na França, identificamos nesta pesquisa possibilidades relacionadas à ampliação da definição de objetivos e escopo, e para o estudo de alternativas.

No que tange à proteção dos mananciais, fica evidente que o PDPA se mostra como importante instrumento para aliar planejamentos territorial e de recursos hídricos, cumprindo uma limitação do PBH do Alto Tietê em promover diálogo entre diferentes escalas de planejamento (SANTOS *et al.*, 2020). O PDPA se mostra exatamente como um instrumento capaz de criar conexões que inexistiam na relação entre Plano de Bacia Hidrográfica e outros planejamentos (SANTOS *et al.*, 2020). Podemos dizer que o plano também tem o potencial de induzir a integração institucional e intersetorial à medida que explora questões de uso e ocupação do solo relevantes para a proteção ambiental, e constrói soluções com agentes envolvidos em políticas públicas de saneamento e habitacionais, especialmente com municípios responsáveis pela elaboração de zoneamentos.

O potencial do PDPA, contudo, pode ser ampliado. Um plano, que se intitula como *de desenvolvimento*, poderia avançar com maior profundidade na apropriação dos diferentes objetivos estratégicos para a sub-bacia e dos usos múltiplos da água. Convém destacar, contudo, que o texto do plano faz boa análise do cenário econômico desfavorável para o desenvolvimento das ações nele previstas, e avança em apontar caminhos possíveis para superação dessas limitações, progredindo, assim, na análise de importantes pontos da governança. Infelizmente, como alertado, foi observado durante a realização da pesquisa que o PDPA-Billings não tem sido implementado e acompanhado de forma sistemática, não tendo fiscalização, monitoramento e sistema de informações estruturados, o que certamente limita o processo de planejamento e gestão na APRM-Billings.

Reconhecemos, nesse sentido, que as contribuições que identificamos neste artigo da AAE para o PDPA-Billings só teriam sentido em uma estrutura de governança em que houvesse interesse em potencializar ainda mais o papel integrador que o PDPA pode cumprir. Como afirmam Monteiro e Partidário (2017), qualquer AAE está aninhada em um contexto cultural específico de decisão, que molda seu conteúdo, de forma que a AAE é também um instrumento político que não pode ser dissociado do contexto de governança em que está inserida.

A AAE no contexto francês se mostra um instrumento importante na verificação da conexão e da compatibilidade entre diferentes iniciativas de planejamento, incluindo desde diretrizes transnacionais, definidas na DQA, quanto planos em diferentes escalas e setores (FRANCE, 2015; SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020). Esse é um dos papéis que a AAE tem executado na prática, e que contribui para garantir que princípios, diretrizes e ações de proteção ambiental sejam levados dos textos legais e planos à execução. Um sistema de planejamento e gestão em que os planos e ações setoriais e territoriais estão mais claramente inter-relacionados permite também melhor controle e clareza sobre as responsabilidades dos agentes envolvidos na execução das ações previstas. Assim, a AAE sozinha em seu conteúdo certamente não é um elemento determinante da efetividade dos resultados de um plano; ela é um instrumento de avaliação que cumpre um papel de aprimoramento em um sistema de planejamento (MONTEIRO; PARTIDÁRIO; MEULEMAN, 2018).

Identificamos que o PDPA-Billings poderia avançar na definição de objetivos estratégicos, em estudos sobre usos múltiplos, e em estudos de alternativas, pois entendemos que o PDPA-Billings pode ser um importante instrumento de planejamento regional voltado à sustentabilidade da região. Ampliar objetivos, escopo e estudo de alternativas, como sugerido nos resultados, significaria incluir temas como segurança hídrica, mudanças climáticas e usos múltiplos, contemplando estratégias que indiquem possibilidades para o desenvolvimento econômico da região em alternativas compatíveis com a preservação do manancial.

Quanto às limitações da pesquisa, consideramos que as recomendações aqui apresentadas precisam,

naturalmente, ser amplamente debatidas pelos diferentes atores sociais da APRM-Billings, mas estão aqui apresentadas como forma de mostrar potenciais não explorados e que já encontram respaldo na prática francesa. Reconhecemos que o PDPA-Billings, de fato, está focado nos principais problemas da sub-bacia, que são a deficiência de saneamento básico e o ordenamento territorial e, mesmo limitado a esses temas, ainda não se vê os resultados esperados na qualidade da água, como ressaltado pelo entrevistado E3. Isso sugere limitada capacidade institucional para execução do plano, de forma que o fortalecimento dos estudos na fase de planejamento não necessariamente resultaria em ações práticas aprimoradas.

A AAE tem sido aplicada de forma heterogênea no Brasil, com dificuldades em avançar institucionalmente (MALVESTIO; MONTAÑO, 2019; TSHIBANGU; MONTAÑO, 2019). Todavia, entendemos que as recomendações que derivam deste trabalho não dependem de regulamentação da AAE e poderiam ser adotadas como boas práticas no desenvolvimento dos próximos PDPAs, inclusive, para além do contexto da Sub-bacia do Reservatório Billings.

6 CONCLUSÃO

O PDPA é um importante instrumento de planejamento no contexto da gestão da água no estado de São Paulo, pois permite especificar características, potencial e demandas de sub-bacias hidrográficas que são ou podem vir a ser usadas como mananciais para abastecimento de água, definidas como APRMs. Nesta pesquisa buscamos identificar contribuições para o PDPA-Billings a partir da observação do uso da AAE na gestão da água na França, considerando que a avaliação é o principal instrumento de política ambiental usado no mundo para dar suporte e aprimorar a elaboração de planos como o PDPA.

Exploramos três potenciais contribuições. A primeira, trata da definição dos objetivos do plano, sendo que no caso do PDPA-Billings observamos que não há definição explícita de um objetivo, nem conexões claras com outros objetivos de outros planos de recursos hídricos, tampouco com planejamentos de outros setores, destacando em especial a ausência do tema das mudanças climáticas. Na França, a AAE auxilia os planos de recursos hídricos, Sages e Sdages, a identificarem objetivos relacionados a temas ambientais que podem ser contemplados na elaboração desses planos, facilitando a integração de metas, por exemplo, para a biodiversidade e mudanças climáticas nos planos de recursos hídricos.

O segundo tema explorado decorre, em certa medida, do primeiro, e trata da definição do escopo. O PDPA-Billings tem seu foco na qualidade da água para abastecimento e pouco aborda os usos múltiplos da água no reservatório. Na França, a definição do escopo inclui uma identificação da compatibilidade entre diferentes políticas públicas e planejamentos, com identificação de conflitos e atores-chave, o que permite também melhor inclusão da sociedade em processos participativos durante a elaboração dos planos. Por fim, identificamos que o PDPA-Billings apresenta um interessante estudo comparativo entre cenários de uso e ocupação do solo, mas que poderia ser ampliado e complementado, em especial com a exploração de alternativas estratégicas para o desenvolvimento socioeconômico na bacia, bem como com um estudo de avaliação dos impactos em cada cenário.

Consideramos que o PDPA promove uma importante conexão entre os planos de recursos hídricos e ordenamento territorial, saneamento básico e habitação, suprimindo uma lacuna que o PBH Alto Tietê não cumpria e essencial para a recuperação da qualidade ambiental na sub-bacia (SANTOS; PIZELLA; SOUZA, 2020).

A implementação do plano, no entanto, se mostrou lenta e com pouca informação disponível. Ressaltamos aqui que o contexto francês tem a AAE consolidada como parte de um sistema de planejamento em que já há maior integração entre políticas, planos e programas, o que favorece o caráter estratégico dos planos de recursos hídricos na definição de objetivos, escopo e alternativas. Isso evidencia a necessidade de um estudo mais aprofundado da governança no contexto da APRM-Billings, para além das contribuições da AAE, que mostre barreiras e potenciais do planejamento e gestão nesse contexto.

Por fim, entendemos que as práticas da AAE aqui destacadas podem ser adotadas no contexto dos PDPA mesmo sem que este instrumento esteja regulamentado no Brasil. Neste trabalho nos limitamos a explorar três potenciais contribuições da AAE, mas certamente outras contribuições, do modelo francês e de outros contextos, podem ser exploradas em trabalhos futuros. Recomendamos pesquisas futuras tanto para maior aprofundamento dos temas já tratados aqui quanto para explorar novos temas, em especial a participação da sociedade, a definição de recomendações, mitigação de impactos adversos, potencialização de impactos positivos e para a etapa de acompanhamento.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (processo nº 138328/2020-0) pela bolsa concedida à segunda autora. Agradecemos também aos entrevistados e revisores as suas contribuições.

REFERÊNCIAS

ACADÉMIE DE L'EAU. **Sensibilisation, information et éducation des publics aux problèmes de l'eau**. Guide des methodes, 2013. Disponível em: http://www.academie-eau.org/IMG/pdf/Guide_methodes_06_03.pdf.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação**. Brasília/DF: ANA, 2016.

ALVES DA SILVA, M. E. P. *et al.* Levantamento da Pesca e Perfil Socioeconômico dos Pescadores Artesanais Profissionais no Reservatório Billings. **Boletim Instituto da Pesca**, v. 35, n. 4, p. 531–543, 2009.

ALVIM, A. T. B.; KATO, V. R. C.; ROSIN, J. R. G. A urgência das águas: intervenções urbanas em áreas de mananciais. **Cadernos Metrôpole**, v. 17, n. 33, p. 83–107, 2015.

BERRETA, M. S. R.; LAURENT, F.; BASSO, L. A. Os princípios e os fundamentos da Legislação das Águas na França. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 39, p. 13-24, 2012.

BICUDO, C. E. M. *et al.* Carta de São Paulo. Recursos Hídricos no Sudeste: segurança, soluções, impactos e riscos. **Revista USP**, n. 106, p. 11, 2 set. 2015.

BOHN, N. *et al.* Planos de recursos hídricos: uma análise comparativa entre o Sage (França) e o PBH (Brasil). **Revista de Gestão da Água da América Latina**, v. 5, n. 1, p. 39-50, 2008.

BRAGA, L. M. M.; FERRÃO, A. M. de A. A gestão dos recursos hídricos na França e no Brasil com foco nas bacias hidrográficas e seus sistemas territoriais. **Labor & Engenho**, v. 9, n. 4, p. 19–33, 2015.

CARMO, R. L.; TAGNIN, R. Uso múltiplo da água e múltiplos conflitos em contextos urbanos: o caso do Reservatório Billings. *In: HORGAN, D. J. et al. (Org.). Migração e Ambiente nas Aglomerações Urbanas*. Campinas: Núcleo de Estudos de População/Unicamp, 2001. p. 421-441.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2019**. São Paulo: Cetesb, 2020.

DUARTE, C. G. **Avaliação Ambiental Estratégica**. São Paulo: Editora Senac, 2017.

DUARTE, C. G. *et al.* Sustainability assessment of sugarcane-ethanol production in Brazil: a case study of a sugarcane mill in São Paulo state. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 119–129, 2013.

DUARTE, C. G. *et al.* Legislation and water management of water source areas of São Paulo Metropolitan Region, Brazil. **Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 3, p. 245–257, 2010.

DUARTE, C. G.; MALHEIROS, T. F. Habitação e gestão ambiental em áreas de mananciais: o caso do município de Santo André (SP). **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 82–95, 2012.

FERRARA, L. N. Urbanização de assentamentos precários em área de mananciais: um balanço da atuação do poder público e os desafios que permanecem na região metropolitana de São Paulo. **Oculum Ensaios**, v. 15, n. 3, p. 413-435, 2018.

FISCHER, T. B. **Theory and practice of Strategic Environmental Assessment: towards a more systematic approach.** London, UK: Earthscan Publications Ltd., 208p. 2007. ISBN 9781844074525.

FRANCE. Ministère de L'écologie, de L'énergie, du Développement Durable et de L'aménagement du Territoire. **Guide méthodologique pour l'élaboration et la mise en œuvre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux**, 156p., 2015.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.** Relatório Final: Volume I – Diagnóstico. São Paulo, 2019.

GIBSON, R. B. Beyond the pillars: sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 8, n. 3, p. 259-280, 2006.

GULLÓN, N. Links between the water framework directive and SEA. *In*: SHMIDT, M.; JOÃO, E. (Ed.) **Implementing strategic environmental assessment.** Berlin: Springer-Verlag, p. 513-521.2005.

HUBERT, G.; PEREIRA, J. S.; LANNA, A. Os Novos Instrumentos de Planejamento do Sistema Francês de Gestão de Recursos Hídricos: I - Apresentação e análise para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 2, p. 81-107, 2002.

IKEMATSU, P. **Conflitos e desafios na gestão da Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga.** 2014. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, 2014.

LANNA, A.; HUBERT, G.; PEREIRA, J. S. Os Novos Instrumentos de Planejamento do Sistema Francês de Gestão de Recursos Hídricos: II - Reflexões e Propostas para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 2, p. 81–107, 2002.

LEE, N. Bridging the gap between theory and practice in integrated assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, p. 57-78, 2006.

MACHADO, C. J. S. A gestão francesa de recursos hídricos: descrição e análise dos princípios jurídicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 31-47, 2003.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. C. A. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, 2019.

MALVESTIO, A. C.; MONTAÑO, M. From medicine to poison: how flexible strategic environmental assessment may be? Lessons from a non-regulated SEA system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 5, p. 437–451, 2019.

MARICATO, E. MetrÓpole, legislação e desigualdade. **Estudos Avançados**, v. 17, n. 48, p. 151–166, 2003.

MARTINS, R. C. Sociologia da governança francesa das águas. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 23, n. 67, p. 83-190, 2008.

MILARÉ, E. (Ed.). **Direito do Ambiente**, 9. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1680p., 2014.

MIRANDA, G. M. Motivações e desafios para a implementação da gestão integrada de recursos hídricos em federações: os casos brasileiro e suíço. **Revista Gestão da Água da América Latina**, v. 17, e6, 2020.

MONTEIRO, M. B.; PARTIDÁRIO, M. R.; MEULEMAN, L. A comparative analysis on how different governance contexts may influence Strategic Environmental Assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 79–87, 2018.

MOSCARELLI, G.; BUGS, G. Reflexões sobre os limites e escala de gestão brasileiros. **Revista Franco-brasileira de Geografia**, n. 50, 2021.

PERES, R. B.; SILVA, R. S. Interfaces da gestão ambiental urbana e gestão regional: análise da relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacia Hidrográfica. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 5, n. 2, p. 13-25, 2013.

PIÉGAY, H.; DUPONT, P.; FABY, J. A. Questions of water resources management. Feedback on the implementation of the French Sage and Sdage plans (1992–2001). **Water Policy**, v. 4, p. 239-262, 2002.

PINHEIRO, J. H. P. *et al.* A gestão das águas no Brasil: uma abordagem sobre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 7, n. 53, 2019.

PIZELLA, D. G.; DE SOUZA, M. P. Avaliação ambiental estratégica de Planos de Bacias Hidrográficas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 243–252, 2013.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de Bacias Hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

RISSO, S. S. O. *et al.* Multipurpose reservoir performance analysis: a case study on the Billings sub-basin. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 46, p. 289–312, 2018.

RTS, J.; TOMLINSON, P.; VOOGD, H. Planning in tiers? Tiering as a way of linking SEA and EIA. *In*: SADLER, B.; DUSIK, J.; FISCHER, T. (Ed.). **Handbook of Strategic Environmental Assessment**, p. 415-433. Washington, DC: CRC Press., 640p., 2011.

SANTOS, S.; PIZELLA, D.; SOUZA, M. Da experiência francesa em Avaliação Ambiental Estratégica de Sages para os Planos de Bacia Hidrográfica do Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 17, n. 1, p. 9–9, 2020.

SÃO PAULO (Estado). Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings**. São Paulo, 2010.

SÃO PAULO. Governo do Estado de São Paulo. **Lei Estadual Nº 9.866, de 28 de novembro de 1997**. Dispõe sobre as diretrizes e normas para a proteção e recuperação das Bacias Hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências. Assembleia Legislativa, São Paulo, SP, 1997.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Sub-bacia Billings**. Programa Mananciais. 213p. São Paulo: SSRH, 2017.

SCHASBERG, B.; LOPES, A. O Tema Metropolitano nos Planos Diretores. *In*: SANTOS Jr., O. A. dos; MONTANDON, D. T. (Org.). **Os Planos Diretores Municipais Pós-Estatuto da Cidade: balanço crítico e perspectivas**. Rio de Janeiro: Letra Capital: Observatório das Cidades: IPPUR/UFRJ, 2011.

SILVA, S. C.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. Diretiva quadro d'água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo v. XVI, n. 1, 2013.

THERIVEL, R. **Strategic Environmental Assessment in Action**. 2. ed. London: Earthscan, 2010.

TSHIBANGU, G. M.; MONTAÑO, M. Outcomes and contextual aspects of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: the case of Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 3–4, p. 334–343, 2019.

UNIÃO EUROPEIA. Diretiva 2001/42/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de junho de 2001, relativa à avaliação dos efeitos de determinados planos e programas no ambiente.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2015.

Environmental licensing screening in Espírito Santo state: the practice for small Hydroelectric Power Plants

Triagem no licenciamento ambiental do estado do Espírito Santo: a prática para Centrais Geradoras Hidrelétricas

Fernanda Aparecida Veronez¹

Maria Stella Sena Estevam²

Maria Rita Raimundo e Almeida³

¹ PhD in Environmental Engineering Sciences, Full Professor,
Federal Institute of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

² Undergraduate Student in Sanitary and Environmental Engineering, Researcher,
Federal Institute of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil
E-mail: stella-sena@live.com

³ PhD in Environmental Engineering Sciences, Associate Professor,
Federal University of Itajubá, Itajubá, MG, Brazil
E-mail: mrralmeida@unifei.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40633

Received: 03/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

In the context of Environmental Licensing (EL), project screening is an essential process that establishes whether Environmental Impact Assessment is needed or not. This paper analyzes the EL screening of a type of Small Hydroelectric Power Plants (less than 3 MW) in Espírito Santo state and compares it with other states in Brazil. The methodological process involved document analysis, good practices criteria application, and comparative analyses of the case study. The document analysis allowed us to understand how EL procedures in Espírito Santo have changed over time. The good practices criteria application allowed us to discuss how well processes aligned with outlined objectives. Finally, the comparative analysis between Espírito Santo and other Brazilian states allowed us to identify possible improvements for Espírito Santo's EL system. For example, screening could be improved by considering environmental sensitivity metrics for project classification and establishing guidelines for case-by-case analyses.

Keywords: Environmental Licensing. EIA. Screening. Hydroelectric.

RESUMO

No contexto do Licenciamento Ambiental (LA), a triagem dos projetos é fundamental e estabelece a necessidade, ou não, da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). Este trabalho analisa a triagem do LA de Centrais Geradoras Hidrelétricas no Espírito Santo (ES) e a compara com outros estados. Foram utilizadas análise documental, aplicação de critérios de boas práticas e análise comparativa

de um Estudo de Caso. A análise documental possibilitou entender como o LA do ES tem modificado seus procedimentos ao longo do tempo e a aplicação dos critérios permitiu discutir seu alinhamento com o que se espera de uma triagem. Por fim, a comparação com a prática de sistemas de outros estados brasileiros permitiu identificar possibilidades de melhoria no sistema do ES. Como sugestão de aprimoramento da triagem, destaca-se a necessidade de consideração da sensibilidade do meio para a definição do enquadramento do projeto e o estabelecimento de diretrizes para a análise caso a caso.

Palavras-chave: Licenciamento Ambiental. AIA. Triagem. Hidrelétricas.

1 INTRODUCTION

Environmental Licensing (EL) is used by the Brazilian National Environmental Policy (PNMA) to authorize implementing operating activities that use natural resources or cause degradation to the environment (SÁNCHEZ, 2020). Environmental Impact Assessment (EIA) is another PNMA instrument (BRASIL, 1981), which is a systematic process that examines and anticipates future environmental consequences from development actions (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). In this sense, for projects with the potential to cause significant environmental impacts, EIA provides information to the EL decision-making process, and, in advance, EIA assesses the project's potential for causing significant impacts (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Furthermore, EIA identifies, measures, and proposes measurements for controlling and mitigating impacts (SOUSA *et al.*, 2014).

The EL process includes stages like screening. In an initial assessment, screening identifies the project's potential for causing significant impacts, defining whether an EIA is necessary and, if it is, defining the type of study needed (IAIA; IEA, 1999). Screening can lead to three scenarios depending on a project's potential for causing significant impacts: (1) EL exempt from EIA; (2) EL subject to simplified EIA; or (3) EL subject to comprehensive EIA (ROCHA; FONSECA, 2017). This stage reflects the first level of commitment to the environmental protection system (RAJARAM; DAS, 2011) and is a critical decision phase (WOOD; BECKER, 2005) since it implicitly involves making judgments on potential environmental consequences for projects (PINHO; MCCALLUM; CRUZ, 2010).

For defining screening scenarios, the environmental agency responsible for conducting the EL process uses lists (positive and negative), thresholds criteria (related to size), project location criteria, potentially affected environmental resources and case-by-case analysis (SÁNCHEZ, 2020). Rocha and Fonseca (2017) state that screening can axe on project thresholds considering the type of project, its size, and its polluting potential. Almeida and Montañó (2015) refer to this approach as project classification and claim that it guides the screening and indicates the studies and documents that will guide the EL process. The criteria used in judging the impact's significance, which guide screening, can be objective or subjective (CANTER; CANTY, 1993). They must, however, be clear and systematic and separate the activities with the potential to cause significant impacts from activities with insignificant potential (ALMEIDA; MONTAÑO, 2015).

The potential of a project for causing significant impacts depends on environmental vulnerability (environment function), in addition to requests imposed by projects on the environment (project function) (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). Even projects that would initially have minor impacts can seriously impact sensitive environments, whereas the opposite is true of projects with high environmental demands implemented in resilient environments. Inadequate screening can be too permissive and not adequately protect the environment, or it could be unnecessarily conservative, focusing on insignificant impacts. When an EIA is unnecessarily requested, additional project costs and delays can occur (WOOD; BECKER, 2005). Furthermore, screening effectiveness is significant for environmental agencies in optimizing human and financial resources for environmental protection since these agencies often operate with limited administrative capacities and budgets (ROCHA; FONSECA, 2014).

EL for Central Hydroelectric Power Plants (CHPP), the focus of this research, is an example of a situation where screening results for the same project can have three results: i) EL exempt from EIA, ii) simplified EIA, or iii) comprehensive EIA, depending on the characteristics of the location where a project is implemented. Small Hydroelectric Power Plants are divided into categories depending on their size. The definitions may vary according to country, as no internationally accepted definition exists. In the Brazilian context, the CHPP is a small hydroelectric power plant very similar to another type named "Small Hydroelectric Plant" (SHP). From January 2015 to March 2020, small plants ratings less than 3 MW were classified as CHPP (BRASIL, 2015). Currently, this maximum power is set at 5 MW (BRASIL, 2020). Since CHPP are smaller than SHP, they do not usually have the same problems as Hydroelectric Power Plants (HPP) because they do not require large structures or large flooded areas. Therefore, the CHPP project impacts are presumed to be of lesser magnitude when compared to those expected by an HPP (CORRÊA FILHO; PONTE; SOARES, 2017), but they can still be significant depending on project location sensitivity. Also, cumulative impacts from these small projects can be significant or surpass HPP impacts (ATHAYDE *et al.*, 2019).

Pope *et al.* (2013) suggest that EIA research should advance concerning the "fundamentals of impact assessment", including screening. Rocha and Fonseca (2017) also describe the importance of further investigation into screening, claiming that there is a dearth of research at this stage in Brazil, and emphasized that issues related to evolutions and effectiveness of procedures remain little explored.

Thus, the importance of the screening stage and the need for research on practice justify this paper (ROCHA; FONSECA, 2017). Furthermore, practical research bringing empirical evidence on the effectiveness of "impact assessment systems" in Brazil is essential (MONTAÑO; SOUZA, 2015). Finally, a better understanding of how screening occurs in Brazil is a fundamental step towards effectiveness for the entire system (ROCHA; FONSECA, 2017).

This study analyzes screening processes for CHPP projects in Espírito Santo (ES) state, in Brazil. The objective of the study was to analyze the screening of CHPP processes in ES's EL by comparing good practice criteria, allowing us to discuss how practices align (or not) with expected screening practices, and to compare practices with other states to identify possibilities for improvements on the screening process.

2 METHODOLOGY

As detailed below, the methodological procedures were divided into two stages: analyzing EL screening processes in Espírito Santo and comparing Espírito Santo with other Brazilian states.

2.1 SCREENING ANALYSIS

First, we searched to identify CHPP projects submitted to the state environmental agency in Espírito Santo up to 2019. This step occurred at the State Institute for the Environment and Water Resources (Iema), where we identified and analyzed 12 EL processes of CHPP submitted between 1999 and 2018 (no project submitted in 2019) – Table 1.

The document analysis for the case files (up to the end of the screening stage) allowed us to understand how screening was carried out for each case studied. In addition, this method helped us understand how the project was classified for subsequent screening. We identified the different procedures and legislation used and their modifications throughout the studied period using the case files. Furthermore, the document analysis allowed us to classify procedures according to the three scenarios listed by Rocha and Fonseca (2017): i) EL exempt from EIA, ii) simplified EIA, and iii) comprehensive EIA.

Table 1 | EL processes of CHPP identified and analyzed.

<i>Identification</i>	<i>Process number</i>	<i>Year</i>	<i>Municipality</i>
1	24419222	1999	Água Doce do Norte
2	35255137	2006	Conceição do Castelo
3	35454512	2006	Santa Tereza
4	49370480	2010	Rio Novo do Sul
5	73863670	2016	Serra
6	77794982	2017	Alegre
7	77794850	2017	Domingos Martins
8	79746446	2017	Alegre
9	80441700	2017	João Neiva
10	80940838	2018	Domingos Martins
11	80876595	2018	Alfredo Chaves
12	83722467	2018	Domingos Martins

Source: Authors' elaboration.

Based on Oliveira *et al.* (2016) and Rocha and Fonseca (2014), we considered the following: an EL exempt from EIA is where a study that does not involve a structured impact assessment process, focusing on establishing controls for known environmental impacts, without necessarily carrying out impact analysis; an EL subject to a simplified EIA is where a study that needs impacts assessment but uses a more straightforward approach than the Environmental Impact Statement (EIS); and an EL subject to a comprehensive EIA, that requires an EIS. This classification was related to the type of study required in the EL process, which was performed using content analysis of the studies, either using the legal definitions or the term of reference that directed the drafting of this study.

Next, we analyzed the screening processes by applying criteria based on EIA best practice operating principles (IAIA; IEA, 1999). These principles establish that the screening process should provide information for determining whether or not a proposal should be subject to EIA and, if so, at what level of detail. They also point out that the EIA must be rigorous, implying that the process should employ methodologies and techniques appropriate to address the problems identified. So, the analysis carried out in this study focused on: if there were parameters for defining the type of EL (rigour in classification to determine whether a project should be submitted to EIA or not) and the type of study needed (rigour for establishing levels of detail). We also verified how screening defines the parameters used to calculate the EL fee. The latter was based on Rocha and Fonseca (2017). These authors highlight that the differences between the EL process and the cost of application fees among Brazilian states can affect practical business concerns, either incentivizing or disincentivizing project installations in specific regions. They also suggest that research should explore differences in procedures and costs and the further implications.

In summary, the analysis sought to verify whether screening fulfilled its functions in directing EIA use on EL processes. Three criteria were applied to each of the 12 EL processes, using the following guiding questions: 1. Does the system have parameters for defining the type of EL (exempt from EIA, simplified EIA or comprehensive EIA)? 2. Does the system have parameters for defining the type of study required? 3. Does the system define the value or parameters used to calculate the EL fee? First, the criteria were applied to each of the 12 EL processes individually to answer them using the information in the case files. However, after analyzing the initial results, we noticed that they were related to the legal framework related to the EL procedures and not to each process. Thus, the criteria were applied to each of the three EL procedures in the studied period. The guiding questions were answered with either a "yes" or a "no".

During the case files analysis, we also needed to realize structured interviews to confirm the information we collected from the EL process and legislation. The interviews were held online, using a questionnaire sent by email and answered by lema managers. The questions were related to confirming the procedures and sought to obtain information not present in legislation, for example, the absence of procedures for defining the type of study, with analysis on a case-by-case basis. We did not need to submit the interviews to an ethics committee review for research with human beings since we were not dealing with individual opinions but environmental agency data and procedures confirmation (BRASIL, 2016).

2.2 COMPARING BRAZILIAN STATES

Comparing practices at Espírito Santo with EL screening processes of CHPP in other states allowed us to reflect on the practices at Espírito Santo, based on the experiences of other Brazilian states, to identify areas for improvement. First, the same screening analysis criteria applied to Espírito Santo were applied to other states. Then, using a Case Study (CS), we simulated the screening process for a licensed project in Espírito Santo.

In the first stage, to compare the criteria, we needed to search normative documents contained on state environmental agency websites, to identify procedures applied to CHPP. Only the states with easily accessible screening information were included, resulting in 17 of the total 27 Brazilian states (including the Federal District): Alagoas, Amazonas, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Rondônia, Santa Catarina, and Sergipe.

Next, project “CHPP Ponte 2” (Process IEMA 80876595, process 11 in this study) was randomly chosen as the Case Study (CS). The project was for 1.7 MW of installed power, a 266.80 km² drainage basin, and ecological flows at 0.74 m³/s. The project did not foresee creating a reservoir nor interfering with protected areas, indigenous areas, communities, highways and railways.

We decided to use only states that met all the screening criteria applied to compare the CS. In addition, these states had detailed enough information to simulate screening and to make comparisons. Thus, CS comparisons were made only for Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, and Santa Catarina, unlike the analysis criteria, applied to all 17 states. The types of EL required for the CS in the states were also classified using the same analysis of the Espírito Santo (exempt from EIA, simplified EIA, and comprehensive EIA).

Comparisons with other Brazilian states allowed us to reflect on practices in Espírito Santo and propose some points for improvements. Despite information limitations from some Brazilian environmental agency websites, this comparison information can serve as inspiration and support for learning and research (FONSECA; RESENDE, 2016).

3 RESULTS AND DISCUSSION

The results are presented according to the two methodological stages.

3.1 CHPP SCREENING ANALYSIS FOR ENVIRONMENTAL LICENSING IN ESPÍRITO SANTO STATE

During the studied period (1999-2019), in which the 12 analyzed EL processes of CHPP took place, Espírito Santo state had three different EL procedures (Table 2). Upon analyzing the data in chronological

order, we understood these procedures and analyzed what they said about the EL processes screening of CHPP. First, for screening, we noticed that the procedures for project classification meant that projects were always classified according to project size and polluting/degrading potential (PDP).

Table 2 | Environmental Licensing procedure characteristics for Espírito Santo state.

Year	EL Procedure	Identification process	Project size	PDP	Class
1998	Decree 4344-N/1998	1, 2 e 3	Mc S M L	Mc S M L	Sp I II III IV
2007	Decree 1777/2007	4 e 5	S M L	High	II III IV
2016	Decree 4039-R/2016	6 a 12	S M L	High	II III IV

Subtitle: Mc: micro; S: small; M: medium; L: large; Sp: simplified.

Source: Authors' elaboration.

Decree 4344-N/1998 established the first procedure (ESPÍRITO SANTO, 1998), called the Environmental Licensing System for Polluting Activities (Slap). At that time, both project size (function of flooded area) and the PDP (function of power) for the projects were divided into four categories: Micro (Mc), Small (S), Medium (M), or Large (L). Furthermore, regarding the class (combination between project size x PDP), the project could either be Simplified (Sp) or classes I, II, III or IV.

In 2007, by State Decree 1777/2007, this procedure became the System of Environmental Licensing and Control of Polluting or Degrading Activities of the Environment (Silcap). This decree classified projects using an index (I), calculated relative to the flooded area (FA), and the extension of the reduced flow section (RFS) - $(I=FA+2*RFS)$. If a project did not consider building a reservoir, the FA would be zero. The index accounted for the project size (S, M or L, since the classification in micro size no longer existed), which, when related to the PDP (consistently high, and no longer a function of power), determined the project class (either II, III or IV, while keeping the same Slap characteristics) (ESPÍRITO SANTO, 2007). The update on the Silcap in 2016 resulted in classifications being carried out based on two annexes from Iema 14-N/2016 Normative Instruction (NI), but there were no changes on project size determinations, PDP, nor CHPP class (ESPÍRITO SANTO, 2016a; 2016b).

The EL fee in Espírito Santo was established by Law 7001/2001, which related the class and type of license (in this case, Prior License) for defining the price. The values were updated by State Laws 10612/2016, 10710/2017, and 10788/2017.

After describing the three EL procedures, one can see a marked change in 2007, when the project size, PDP, and class parameters were changed. The process analyses allowed us to verify that the project classification always had the same results from the beginning of the Silcap, regardless of the projects and environmental characteristics wherein the projects would be inserted (Table 3). Despite this procedure standardizing only the PDP (consistently high), the parameters always led to small project size classifications. This stems from the fact that CHPP screening follows the same project classification code as other hydroelectric power plants projects. That is, using the same project classification code for all hydroelectric power plants projects results in CHPP compared with larger projects, and as a result they are always classified as small and cannot be differentiated from the others.

Table 3 | Results for project classification and screening processes.

Identification process	EL procedure	Year	Framing			Screening
			Project size	polluting/ degrading potential	Class	Type of Environmental Licensing
1	Slap/1998	1999	S	S	I	Simplified EIA - ECR
2		2006	Mc	Mc	Sp	Exempt from EIA - no study
3		2006	Mc	Mc	Sp	Exempt from EIA - ECP + DARP
4	Silcap/2007	2010	S	High	II	Exempt from EIA - no study
5		2016	S	High	II	Exempt from EIA - ECP
6	Silcap/2016	2017	S	High	II	Exempt from EIA - no study
7		2017	S	High	II	Simplified EIA - ECR
8		2017	S	High	II	Simplified EIA - ECR
9		2017	S	High	II	Simplified EIA - ECR
10		2018	S	High	II	Simplified EIA - ECR + ECP + DARP
11		2018	S	High	II	Simplified EIA - ECR
12		2018	S	High	II	Exempt from EIA - ECP

Subtitle: Mc: micro; S: small; Sp: simplified; ECR: Environmental Control Report; ECP: Environmental Control Plan; DARP: Degraded Area Recovery Plan.

Source: Authors' elaboration.

Currently, Silcap/2016 is still valid, but the project classification code was updated by NI 15-N/2020 (ESPÍRITO SANTO, 2020). Even without applying it during the analysis of the processes used in this research, we decided to add this update in the discussions since it is the legislation currently being used. This 2020 update changed the project size definition parameters, previously based on flooded area and extension of the RFS, and started to consider installed power. This modification seemed to indicate a potential setback in project classification since it excluded two parameters that had more direct relationships with environmental impacts for this type of project. However, there may be relationships between the flooded area, extension of the RFS, and installed power. The change related to parameter project size did not solve the problem in the previous regulations since CHPP projects will always be small, while the PDP remains fixed at high. The fees were updated via Law 11229/2020, but the way fees are determined has not changed over time since its calculation follows the project class and type of required license.

Analyzing the EL in Espírito Santo and its modifications once can see that only on the Slap we identify slight considerations for locational characteristics during the project classification processes, which is mentioned only in a part of the state decree: "The polluting/degrading potential of activities [...] is defined [...] by considering the effects of activities on soil, air, and water" (ESPÍRITO SANTO, 1998, Art. 58). Despite the changes, one can see that the EL in Espírito Santo has no project classification parameter that considers the sensitivity of the environment, not even indirectly, while the project classification criteria only reflect the CHPP project characteristics. Therefore, the absence of locational parameters for project classification is an essential factor in EL screening in ES. Among the projects analyzed, some projects installed in sensitive environmental areas had the same project classification results as other projects installed in resilient environmental areas. Thus, because procedures that always lead to the same project classification results are adopted without considering environmental sensitivity, the EIA system can wrongly classify specific projects, even though these projects could generally have some

kinds of EL simplifications. No institutional mechanisms were found to identify or correct errors of this nature, both for case document analysis and during the interviews.

Rocha and Fonseca (2017) evaluated the Southeast region of Brazil and pointed out that the criteria used in screening processes were based on project typology, size, and PDP. This goes against the grain of best international practices (IAIA; IEA, 1999) since potential impacts are decisive screening factors depending on project characteristics and environmental sensitivity (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). In the opinion of experts, introducing locational factors into screening criteria should be an urgent improvement for the Brazilian EIA systems (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Based on this, introducing location criteria already appears as an essential point for improving screening processes in the Espírito Santo state.

After identifying the mechanisms for project classification, we sought to verify how this project classification was applied to the screening process to define the type of EL. In the period studied, the type of EL (Table 3) was always defined in a case-by-case analysis, which was not related to the legislative framework. Although the case-by-case analysis does not appear in any EL normative procedures by legislation in Espírito Santo, the case-by-case analyses were identified in all processes we studied. However, analyzing the case files, none of the processes mentioned how (and why) they decided on the type of EL or study. Information obtained during the interviews confirmed no established parameters for defining the type of EL. Even on a case-by-case analysis, screening criteria clarity is necessary for both rigour and transparency in EIA decision-making processes (IAIA; IEA, 1999) and an essential repository of information for the EIA learning process (CRUZ; VERONEZ; MONTAÑO, 2018). Using a case-by-case approach during screening may capture the significance of the potential environmental impacts of a project. However, if it is misused, it can also be complex, slow, and expensive (ROCHA; FONSECA, 2017).

The same was valid for defining the type of study, which is requested at the discretion of the environmental agency analyst, without using guiding criteria. Nadeem and Hameed (2008) also noticed the absence of criteria for defining the type of environmental study needed when analyzing Pakistan's EIA.

Given the procedures involved in granting EL in Espírito Santo, in legislation and processes, and the content required in different studies, the type of EL was identified, considering the procedures described in the methodology. We considered: EL exempt from EIA, as cases involving Environmental Control Plans (ECP) and Degraded Area Recovery Plans (Prad); EL subject to simplified EIA, as being cases when Environmental Control Reports (ECR) were required; and EL subject to comprehensive EIA, as being cases when the EIS was required. Half of the projects was licensed using simplified EIA, with the most common study being the ECR, and the other half were licensed with EIA exemptions (Table 3). Despite appearing to be a somewhat coherent result for a CHPP, rescuing the risks of inadequate screening, without considering the environmental sensitivity, some projects may be unnecessarily rigorous (WOOD; BECKER, 2005), while others are pretty permissive (ATHAYDE *et al.*, 2019).

Next, the CHPP screening analysis in Espírito Santo was complemented by applying best practices criteria (Table 4). As described in the methodology section, the criteria were applied to each procedure established in legislation and adopted over time, including changes made recently by NI 15-N/2020. A fact already mentioned was that no specific parameter for case-by-case analyses was identified in the case files analysis for defining the type of license, nor the type of study required, corroborating the results presented in Table 4.

Table 4 | Analysis of screening in Environmental Licensing process in Espírito Santo.

Criteria	Slap/1998	Silcap/2007	Silcap/2016	NI 15-N/2020
1 - Does the system have parameters for defining the type of EL?	no	no	no	no
2 - Does the system have parameters for defining the type of study required?	no	no	no	no
3 - Does the system define the value or parameters used to calculate the EL fee?	yes	yes	yes	yes

Source: Authors' elaboration.

The analysis based on the best practices criteria shows that, despite changes to EL procedures, we observed no changes in fulfilling the criteria for analyzing the CHPP screening processes. Despite legislation having parameters for project classification CHPPs (Silcap project classification always led to the same result), this was not used to screen projects, and screening (requiring EIA and type of study), was done on a case-by-case analysis, without legal provisions, and without applying any guiding parameters. During the analyzed period, the screening procedures always focused on classifying the project to determine the price of the fee that would be charged for the EL, and criteria for establishing the type of EL and necessary study were not defined. This lack of rigour to define whether an EIA was necessary and, if so, to define the type of study goes against best practices (IAIA; IEA, 1999). The procedures adopted in Espírito Santo do not indicate (and do not support indicating) a systematic and judicious process for defining the type of EL and the type of study needed, which is fundamental for EIA screening outcomes (IAIA; IEA, 1999; ROCHA; FONSECA, 2017). This is worrying since the screening is a critical decision phase (WOOD; BECKER, 2005).

Given these results and observing practices from other states, we can offer guidelines for improvements, as presented in the following section.

3.2 COMPARING SCREENING IN DIFFERENT BRAZILIAN STATES

To compare CHPP screening with other Brazilian states, we needed to identify states with environmental agency websites with sufficient information on the screening stages for this project typology (including available legislation). Using the availability of information as a criterion proved to be adequate since transparency and availability of information are essential practices in processes involving multiple stakeholders (SNELLEN; THAENS; DONK, 2012). Furthermore, according to Fonseca and Resende (2016), state environmental agency websites have evolved in recent years and are essential sources of information on EL practices in Brazil.

We compared current EL procedures in Espírito Santo (NI IEMA 15-N/2020). Table 5 shows the result of applying CHPP screening criteria to other surveyed states. Of the total 27 Brazilian states, 10 had no information (Acre, Amapá, Bahia, Distrito Federal, Maranhão, Mato Grosso, Rio Grande do Norte, Roraima, São Paulo, and Tocantins). This study corroborates results from Fonseca and Resende (2016), who compared website content from state environmental agencies and percentage compliance with best practices in providing information. Of the 17 analyzed states here, 12 (Alagoas, Amazonas, Ceará, Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro, Santa Catarina, and Sergipe) received "good" or "fair" ratings from Fonseca and Resende (2016). Therefore, the analyzed information was easily accessible, although São Paulo and Bahia states were evaluated as the best by Fonseca and Resende (2016), but did not have necessary screening information here in this study.

The overview in Table 5 shows that 10 states did not meet any criteria. Espírito Santo, as already discussed, only fulfilled the criterion related to fees. Only five states used screening parameters to define the type of EL and the fees (Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, and Santa Catarina), but Piauí met two criteria. We should note that the focus of the analysis was on CHPP screening and that this assessment may not apply to other cases, thereby not constituting a complete assessment of screening in these states.

In summary, the application of analysis criteria showed that the screening situation in Espírito Santo does not differ much from other Brazilian states. However, the lack of clear information on EL and the need for discretionary environmental agency definitions compromises not just screening but the entire process, especially concerning decision-making. For Abema (2013), the lack of clarity or imprecise rules and a high degree of analysts and manager discretion is one challenge for improving EL in Brazil.

The states that met all criteria were used in the second part of the comparative analysis since they had enough detailed information to allow for this comparison. Thus, a more detailed analysis of the Espírito

Santo screening processes for CHPP was compared with five other states using the CS we had chosen (Table 6). The definition of the type of EL in this table was based on the type of study brought by the legislation, and the study content was verified to identify if the EL case was exempt from EIA, simplified EIA, or comprehensive EIA, according to the methodology.

Table 5 | Analyzing CHPP screening in some Brazilian states.

State	Analyzed legislation	Criterion 1 (need for EIA)	Criterion 2 (type of study)	Criterion 3 (licensing fee)
Alagoas	Law 7625/2014	No	no	no
Amazonas	Law 3785/2012	No	no	no
Ceará	Resolution Coema 02/2019	No	no	no
Espírito Santo	NI IEMA 15-N/2020	No	no	yes
Goiás	Environmental Licensing Manual	No	no	no
Mato Grosso do Sul	Resolution Semade 9/2015 and Decree 11766/2004	Yes	yes	yes
Minas Gerais	Normative Resolution Copam 217/2017	Yes	yes	yes
Pará	Resolution Coema 117/2014	No	no	no
Paraíba	Administrative Norm 101/2019	No	no	no
Paraná	Resolution Sedest 09/2021 e Law 10233/1992	Yes	yes	yes
Pernambuco	Law 14249/2010	No	no	no
Piauí	Resolution Consema 033/2020	Yes	yes	no
Rio de Janeiro	Resolution Inea 32/2011	No	no	no
Rio Grande do Sul	Resolution Consema 388/2018	Yes	yes	yes
Rondônia	Law 3686/2015	No	no	no
Santa Catarina	Resolution Consema 98/2017, NI IMA 44/2019 e Law 15940/2012	Yes	yes	yes
Sergipe	Resolution Cema 06/2008	No	no	no

Source: Authors' elaboration.

The comparisons show that Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul and Santa Catarina used EL subject to simplified EIA, while Minas Gerais was EL exempt from EIA. Since screening information was lacking in Paraná, both cases were possible. Therefore, the comparative analysis considering the CS showed that Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, and Santa Catarina have more conservative screening, while Minas Gerais and Paraná are potentially more flexible, allowing EL exempt from EIA. For Minas Gerais state, it is worth noting that the EL of CHPP for the CS takes place via mere registration. No state required EL with comprehensive EIA, and the most frequent requirement was a simplified EIA. Regarding EL process simplifications, Oliveira *et al.* (2016) showed that simplifications could reduce the degree of process safety by reducing information volumes, EL analyses, and public participation; however, simplified procedures can streamline licensing and reduce process costs. Simplifying has the sense of making it more explicit, less complex and what one should seek for the EL is a simpler normative model, as long as they do not diminish safety and efficiency in examining negative environmental externalities (GARBACCIO; SIQUEIRA; ANTUNES, 2018).

Table 6 | Comparative analysis using the case study (process 11 from Table 3).

State	Screening parameters	Screening Result for the Case Study		
		Type of EL	Study	Fee (R\$)
Espírito Santo*	Power	Simplified EIA	ECR	2,096.39
Mato Grosso do Sul	Power and reservoir area	Simplified EIA	PEA	Not Evaluated**
Minas Gerais	Reservoir volume and location criteria	Exempt from EIA	SEL	197.2
Paraná	Flooded area; area of suppressed native vegetation in the initial regeneration stages; area of suppressed native vegetation in the medium regeneration stages; area of suppressed native vegetation in the advanced regeneration stages; length of the adduction system; extension of the reduced flow section; number of unfeasible-use rural properties; installed power and flooded area.	Exempt from EIA (ECP) or Simplified EIA (SES)	ECP or SES	318.22
Rio Grande do Sul	Ecological flows in reduced flow sections and zoning sensitive areas	Simplified EIA	SES	418.25
Santa Catarina	Power, polluting/degrading potential and flooded Area	Simplified EIA	SES	1,868.10

Subtitle: *analysis considering the updated NI Iema 15- N/2020

**could not evaluate given the information on the Espírito Santo case study

ECR: Environmental Control Report; ECP: Environmental Control Plan; PEA: Preliminary Environmental Study; SEL: Simplified Environmental License; SES: Simplified Environmental Study.

Source: Authors' elaboration.

We observed a relationship between the type of EL and the fee charged. States with EL subject to simplified EIA had the highest rates relative to states with EL exempt from EIA. The fee in Minas Gerais is ten times lower than the fee in Espírito Santo. In Minas Gerais, the EL is made using registration and is exempt from EIA, while in Espírito Santo is necessary an environmental study based on simplified EIA.

Santa Catarina had screening results that were more similar to Espírito Santo, with EL performed using simplified EIA and SES, and the EL fee was closest to the fee charged in Espírito Santo.

It is worth noting that states that meet screening criteria also have some kind of guideline of the project location or environmental sensitivity. In Minas Gerais and Santa Catarina, the PDP is defined using activity impacts relative to air, soil and water. In Minas Gerais, the locational factor was weighed in the screening process. The Paraná also considers sensitive areas, and the Rio Grande do Sul has specific procedures depending on the SHP and CHPP. In Rio Grande do Sul, the state has a location map of areas for use in EL of SHP and CHPP, separating them into suitable or unsuitable areas where the projects could be subjected to specific studies on migratory ichthyofauna.

The screening analysis of the CHPP project in Espírito Santo, and the comparisons with other Brazilian states, allowed us to reflect on these practices and consequently propose some improvements. First, we highlight the need for inserting locational factors in screening parameters. Minas Gerais and Santa Catarina determine PDP relative to air, soil, and water, and this is a good practice. Also, Minas Gerais

introduced locational factors in determining parameters for screening, which is an interesting practice, and a significant advancement in legislation in Minas Gerais (ALMEIDA; MALVESTIO; BERNADI, 2019).

Even regarding project location, maps of specific suitable areas for SHP and CHPP, as is done in Rio Grande do Sul state, can enhance benefits on considering environmental sensitivity in the screening process. Therefore, integrating EL and EIA with other instruments from the Brazilian National Environmental Policy is needed, mainly for Environmental Zoning. Interactions between these three instruments can occur at different times, and when observing their objectives, we see a close relationship between them (MONTAÑO *et al.*, 2004). For example, environmental Zoning indicates areas with more or less potential (or restrictions) for implementing specific activities and can dispense with or reinforce the need for using EIA (MONTAÑO *et al.*, 2007). By contrast, not integrating these instruments ends up overloading EL, which ends up taking on functions that it should not (IGNÁCIO; ALMEIDA; MONTAÑO, 2012).

Another Espírito Santo screening feature that needs improvement is returning to a conceptual basis for screening and its role in being rigorous in separating projects depending on their environmental impact potential. Screening in Espírito Santo state (which today is based on a case-by-case analysis without guiding parameters, with project classification used only to determine the EL fees) would now have criteria for screening projects, considering not only PDP but also environmental sensitivity. This could reduce discretion in defining EL type, and the screening stage could fulfil its role in EL processes.

4 CONCLUSION

During the studied period, Espírito Santo had three different EL procedures. In all of them, the CHPP classification was used to calculate the EL fee, with no directions for the screening process. Screening, which should define whether an EIA is needed or not and what type of study, was defined on a case-by-case analysis. However, this analysis is not outlined in the Espírito Santo state's legal EL procedures and is carried out without guiding parameters, at the discretion of the environmental agency analyst. The adopted procedure in the Espírito Santo state does not align with screening best practices since it does not indicate (and does not support indicating) criteria for defining the types of EL nor the types of necessary studies, which is fundamental for EIA screening outcomes.

Another deficiency was the absence of project classification and screening parameters related to environmental sensitivity, which reflected only on CHPP project characteristics. Adopting procedures that always lead to the same project classification results without considering environmental sensitivity and screening without guiding parameters mean that the EIA system may be subject to misclassifications for CHPP projects without accounting for institutional mechanisms for identifying or correcting errors of this nature.

The screening of Espírito Santo could improve by classifying projects accounting for environmental sensitivity. Regarding screening, in addition to being supported by the project classification outcome, criteria for case-by-case analyses need to be established. Finally, we suggest that screening of CHPP allows for defining the type of EL (exempt from EIA, simplified EIA, or comprehensive EIA) and the type of study based on clear criteria.

One limitation of this study was that the conclusions here are only valid for the project typology studied in the periods analyzed and applied to Espírito Santo state. Therefore, we suggest that future studies apply other project typologies and contexts. In addition, new studies should explore and analyze other screening aspects, like thresholds and the possibility of public participation.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the Federal University of Itajubá for providing financial support for the English version of this paper and the Federal Institute of Espírito Santo for financial support for the research and its publication.

REFERENCES

ABEMA. Associação Brasileira de Entidades Estaduais de Meio Ambiente. **Novas propostas para o licenciamento ambiental no Brasil**. Brasília: Abema, 2013. 92p.

ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. Benchmarking na avaliação de impacto ambiental: o sistema mineiro frente às melhores práticas internacionais. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 1, p. 81–96, 2015.

ALMEIDA, M. R. R.; MALVESTIO, A. C.; BERNADI, Y. R. Modifications of environmental licensing in Minas Gerais: advance or regression? **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, p. 91–113, 2019.

ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. **Energy Policy**, v. 132, n. October 2018, p. 265–271, set. 2019.

BRASIL. Lei 13.097, de 19 de janeiro de 2015. Altera legislação do setor energético e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2015. **Diário Oficial da União (DOU)**, 20 Jan. 2015.

BRASIL. Lei Federal 6.938/1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União (DOU)**, 02 set. 1982.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Resolução 875, de 2020. Estabelece os requisitos e procedimentos necessários à aprovação dos Estudos de Inventário Hidrelétrico de bacias hidrográficas e dá outras providências. **Diário Oficial da União (DOU)**, 16 mar. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Resolução 510, de 2016. Dispõe sobre as normas aplicáveis a pesquisas em Ciências Humanas e Sociais cujos procedimentos metodológicos envolvem a utilização de dados diretamente obtidos com os participantes ou de informações identificáveis ou que possam acarretar riscos maiores. **Diário Oficial da União (DOU)**, 24 mai. 2016.

CANTER, L. W.; CANTY, G. A. Impact significance determination – Basic considerations and a sequenced approach. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 13, n. 5, p. 275–297, 1993.

CORRÊA FILHO, H.; PONTE, M. X.; SOARES, S. R. Avaliação do Ciclo de Vida da Farinha de Mandioca. **Espacios**, v. 38, n. 59, 2017.

CRUZ, F. B.; VERONEZ, F. A.; MONTAÑO, M. Evidence of learning processes in EIA systems. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 36, n. 3, p. 242–252, 4 maio 2018.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 4.344, de 8 de outubro de 1998. Regulamenta o Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras ou Degradoras do Meio Ambiente, denominado Slap, com aplicação obrigatória no Estado do Espírito Santo. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 out. 1998.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 1.777, de 8 de janeiro de 2007. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradoras do Meio Ambiente, denominado Silcap. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 jan. 2007.

ESPÍRITO SANTO. Instrução Normativa 14-N, de 7 de dezembro de 2016. Dispõe sobre o enquadramento

das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao lema e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 12 dez. 2016, 2016a.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 4.039, de 7 de dezembro de 2016. Atualiza as disposições sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradadoras do Meio Ambiente – Silcap. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 dez. 2016, 2016b.

ESPÍRITO SANTO. Instrução Normativa 15-N, de 23 de setembro de 2020. Dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental no lema e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 24 set. 2020.

FONSECA, A.; RESENDE, L. Boas práticas de transparência, informatização e comunicação social no licenciamento ambiental brasileiro: uma análise comparada dos websites dos órgãos licenciadores estaduais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 295–306, 2016.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90–97, 2017.

GARBACCIO, G. L.; SIQUEIRA, L. N.; ANTUNES, P. B. Licenciamento ambiental: necessidade de simplificação. **Justiça do Direito**, v. 32, n. 3, p. 562-582, 2018.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. **An introduction to environmental impact assessment**. 3. ed. London: Routledge, 2005.

IGNÁCIO, L. R.; ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. Zoneamento, Avaliação de Impacto e Licenciamento: levantamento da relação desses instrumentos dos estados brasileiros. In: 2ª CONFERÊNCIA DA REDE DE LÍNGUA PORTUGUESA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS /1º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO. **Anais [...]**. São Paulo: ABAI, 2012.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT AND INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Available in: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Access on: 19 dez. 2021.

MONTAÑO, M. *et al.* O zoneamento ambiental e sua importância para a localização de atividades. **Pesquisa & Desenvolvimento Engenharia de Produção**, v. 5, n. 1, p. 49–64, 2007.

MONTAÑO, M. *et al.* O papel do instrumento zoneamento ambiental no processo de licenciamento de atividades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Anais [...]**. Florianópolis: ICTR, 2004.

MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. Impact Assessment Research in Brazil: achievements, gaps and future directions. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 17, n. 01, p. 1550009, mar. 2015.

NADEEM, O.; HAMEED, R. Evaluation of environmental impact assessment system in Pakistan. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 28, p. 562–571, 2008.

OLIVEIRA, F. S. D. *et al.* Licenciamento ambiental simplificado na Região Sudeste brasileira: conceitos, procedimentos e implicações. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 461–479, 2016.

PINHO, P.; MCCALLUM, S.; CRUZ, S. S. A critical appraisal of EIA screening practice in EU Member States. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 28, n. 2, p. 91–107, 1 jun. 2010.

POPE, J. *et al.* Advancing the theory and practice of impact assessment: setting the research agenda. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 41, p. 1–9, jul. 2013.

RAJARAM, T.; DAS, A. Screening for EIA in India: enhancing effectiveness through ecological carrying capacity approach. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, p. 140–148, 2011.

ROCHA, C. P. F.; FONSECA, A. Simulations of EIA screening across jurisdictions: exposing the case for harmonic criteria? **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 5517, p. 1–13, 2017.

ROCHA, C. P. F.; FONSECA, A. **Simulações de Triagem de Projetos no Licenciamento Ambiental**: uma análise comparativa dos sistemas estaduais no Sudeste brasileiro. *In*: 2º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, v. 1, n. 1, p. 264–270, 2014.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental**: conceitos e métodos. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.

SNELLEN, I. T. M.; THAENS, M.; VAN DE DONK, W. B. H. J. **Public Administration in the Information Age**: revisited. [s.l.] IOS Press, 2012. v. 9.

SOUSA, M. M. *et al.* **Procedimentos de Triagem na Avaliação de Impacto Ambiental**: estudos de caso de órgãos licenciadores brasileiros. *In*: 2º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, v. 1, n. 1, p. 452–457, 2014.

WOOD, G.; BECKER, J. Discretionary Judgment in Local Planning Authority Decision Making: screening development proposals for environmental impact assessment. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 48, n. 3, p. 349–371, 2005.

Triagem no licenciamento ambiental do estado do Espírito Santo: a prática para Centrais Geradoras Hidrelétricas

*Environmental licensing screening in Espírito Santo state:
the practice for small Hydroelectric Power Plants*

Fernanda Aparecida Veronez ¹

Maria Stella Sena Estevam ²

Maria Rita Raimundo e Almeida ³

¹ Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Professora Titular, Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

² Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental, Pesquisadora, Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil
E-mail: stella-sena@live.com

³ Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Professora Associada, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, MG, Brasil
E-mail: mrralmeida@unifei.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40633

Received: 03/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

No contexto do Licenciamento Ambiental (LA), a triagem dos projetos é fundamental e estabelece a necessidade, ou não, da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). Este trabalho analisa a triagem do LA de Centrais Geradoras Hidrelétricas no Espírito Santo (ES) e a compara com outros estados. Foram utilizadas análise documental, aplicação de critérios de boas práticas e análise comparativa de um Estudo de Caso. A análise documental possibilitou entender como o LA do ES tem modificado seus procedimentos ao longo do tempo, e a aplicação dos critérios permitiu discutir seu alinhamento com o que se espera de uma triagem. Por fim, a comparação com a prática de sistemas de outros estados brasileiros permitiu identificar possibilidades de melhoria no sistema do ES. Como sugestão de aprimoramento da triagem, destaca-se a necessidade de consideração da sensibilidade do meio para a definição do enquadramento do projeto e o estabelecimento de diretrizes para a análise caso a caso.

Palavras-chave: Licenciamento Ambiental. AIA. Triagem. Hidrelétricas.

ABSTRACT

In the context of Environmental Licensing (EL), project screening is an essential process that establishes whether Environmental Impact Assessment is needed or not. This paper analyzes the EL screening of a type of Small Hydroelectric Power Plants (less than 3 MW) in Espírito Santo state and compares it with

other states in Brazil. The methodological process involved document analysis, good practices criteria application, and comparative analyses of the case study. The document analysis allowed us to understand how EL procedures in Espírito Santo have changed over time. The good practices criteria application allowed us to discuss how well processes aligned with outlined objectives. Finally, the comparative analysis between Espírito Santo and other Brazilian states allowed us to identify possible improvements for Espírito Santo's EL system. For example, screening could be improved by considering environmental sensitivity metrics for project classification and establishing guidelines for case-by-case analyses.

Keywords: Environmental Licensing. EIA. Screening. Hydroelectric.

1 INTRODUÇÃO

O Licenciamento Ambiental (LA) é um instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) que autoriza a implantação e a operação de atividades que utilizam de recursos naturais e/ou que tenham potencial de causar danos ao ambiente (SÁNCHEZ, 2020). Por sua vez, a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), outro instrumento da PNMA (BRASIL, 1981), é um processo sistemático que examina o ambiente de forma a antecipar as consequências futuras das ações de desenvolvimento (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). Nesse sentido, para projetos que tenham potencial de causar impactos ambientais significativos, a AIA leva informação para a tomada de decisão no processo de LA, avaliando, antecipadamente, o potencial do projeto de causar impactos relevantes (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Além disso, a AIA permite identificar, mensurar e propor medidas de controle e mitigação desses impactos (SOUSA *et al.*, 2014).

Entre as etapas do LA, a triagem é a responsável por identificar, em uma avaliação inicial, o potencial do projeto em causar impactos significativos, definir se a AIA é necessária e, em caso afirmativo, baseada em qual tipo de estudo (IAIA; IEA, 1999). A triagem pode, então, levar a três cenários, a depender da decisão sobre o potencial do projeto de causar impactos significativos: LA isento de AIA, LA com AIA simplificada e LA com AIA (ROCHA; FONSECA, 2017). Essa etapa reflete o primeiro nível de compromisso do sistema com a proteção ambiental (RAJARAM; DAS, 2011) e representa uma fase crítica de decisão (WOOD; BECKER, 2005), já que envolve implicitamente um julgamento sobre as potenciais consequências ambientais dos projetos (PINHO; MCCALLUM; CRUZ, 2010).

Para definir os cenários de triagem, o órgão ambiental responsável pelo LA do projeto utiliza listas (positivas e negativas), critérios de corte (relativos ao porte), localização do empreendimento, recursos ambientais potencialmente afetados e análise caso a caso (SÁNCHEZ, 2020). Rocha e Fonseca (2017) apontam ainda que a triagem pode ser baseada em limiares do projeto que consideram o tipo do empreendimento, porte e potencial poluidor. Almeida e Montañó (2015) referem-se a essa abordagem como enquadramento do projeto e afirmam que ele orienta a triagem quanto aos estudos e documentos que irão nortear o processo de LA. Assim, os critérios utilizados no julgamento da significância de impactos, orientativos da triagem, podem ser objetivos ou subjetivos (CANTER; CANTY, 1993). No entanto, devem ser claros e aplicados de forma sistemática e permitir a separação das atividades que têm potencial de causar impacto significativo daquelas em que esse potencial é insignificante (ALMEIDA; MONTAÑO, 2015).

Por sua vez, o potencial de um projeto causar impactos significativos depende, além da solicitação imposta pelo projeto sobre o meio (função do projeto), da vulnerabilidade deste (função do ambiente) (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). Logo, mesmo os projetos que a princípio teriam um pequeno potencial de causar impactos significativos podem impactar seriamente ambientes sensíveis, sendo que o oposto pode ocorrer quando um projeto com grande solicitação sobre o meio é implantado em um ambiente resiliente. Dessa forma, uma triagem inadequada pode passar a ser permissiva demais, não protegendo adequadamente o ambiente, ou desnecessariamente conservadora, com foco em impactos insignificantes. Quando a AIA é desnecessariamente solicitada, tem a possibilidade de causar

custos adicionais e atrasos para o projeto (WOOD; BECKER, 2005). Além disso, a efetividade da triagem é particularmente importante para o órgão ambiental na otimização do uso de recursos humanos e financeiros para a proteção ambiental, já que, muitas vezes, tais órgãos operam com capacidade administrativa e orçamento limitados (ROCHA; FONSECA, 2014).

O LA de projetos de Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH) é um exemplo de situação em que o resultado da triagem de um mesmo projeto pode ter os três tipos de cenários: LA isento de AIA, com AIA simplificada e com AIA, a depender das características do local onde o projeto será implantado. As CGH são hidrelétricas de pequeno porte e possuem uma dinâmica semelhante às Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), com relação ao funcionamento, sendo sua principal diferença a potência gerada. De janeiro de 2015 a março de 2020, eram consideradas como CGH os aproveitamentos hidrelétricos com potência inferior a 3 MW (BRASIL, 2015). Atualmente, essa potência máxima é 5 MW (BRASIL, 2020).

Com um porte menor que as PCH, as CGH normalmente não estão relacionadas aos mesmos problemas das Usinas Hidrelétricas (UHE), pois não requerem grandes estruturas ou grandes áreas de alagamento. Logo, os impactos causados por projetos de CGH são considerados como de menor magnitude quando comparados aos esperados por uma UHE (CORRÊA FILHO; PONTE; SOARES, 2017), mas podem, mesmo assim, ser importantes a depender da sensibilidade do local do projeto. Ainda, cabe destacar que os impactos cumulativos desses pequenos aproveitamentos podem ser significativos, inclusive ultrapassando aqueles de UHE (ATHAYDE *et al.*, 2019).

Pope *et al.* (2013) sugerem que a pesquisa precisa avançar em relação aos considerados “fundamentos da avaliação de impacto”, entre eles a triagem. Rocha e Fonseca (2017) também descrevem a importância de investigar mais a triagem, afirmam que pesquisas sobre essa etapa nos estados brasileiros são escassas e ressaltam que questões relativas à evolução e efetividade de seus procedimentos permanecem pouco exploradas.

Assim, esse trabalho se justifica pela importância da etapa de triagem e a necessidade de pesquisas sobre sua prática (ROCHA; FONSECA, 2017). Além disso, pesquisas práticas que tragam evidências empíricas sobre a efetividade dos “sistemas de avaliação de impacto” no Brasil são notadamente importantes (MONTAÑO; SOUZA, 2015). Entender melhor como ocorre a triagem nos estados brasileiros é, portanto, um passo fundamental para a efetividade de todo o sistema (ROCHA; FONSECA, 2017).

Nesse sentido, este trabalho apresenta uma análise da triagem de projetos de CGH, utilizando como objeto de estudo o estado do Espírito Santo (ES). O objetivo foi analisar a triagem de processos de CGH no LA capixaba diante de critérios de boas práticas, permitindo discutir como a prática se alinha (ou não) com o que se espera de uma triagem, e realizar uma comparação com a prática de outros estados, a fim de identificar possibilidades de melhorias.

2 METODOLOGIA

Os procedimentos metodológicos foram divididos em duas etapas: análise da triagem do LA do ES e comparação com outros estados brasileiros, conforme segue.

2.1 ANÁLISE DA TRIAGEM

Inicialmente, foi realizado um levantamento para a identificação dos projetos de CGH submetidos ao órgão ambiental estadual capixaba até 2019. Essa etapa foi realizada nas dependências do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Iema), onde foram identificados e analisados todos os 12 processos de LA de CGH submetidos entre 1999 e 2018 (nenhum projeto submetido em 2019 foi identificado) – Quadro 1.

A análise documental dos autos dos processos (até a finalização da etapa de triagem) possibilitou entender como a triagem foi realizada em cada caso estudado, apontando inicialmente um enquadramento do projeto em classes para a posterior triagem. Assim, foi possível identificar, com base nos autos, os diferentes procedimentos e normas aplicadas, bem como suas modificações ao longo do período estudado. Além disso, a análise documental possibilitou classificar os procedimentos utilizados de acordo com os três cenários citados por Rocha e Fonseca (2017): LA isento de AIA, com AIA simplificada e com AIA.

Quadro 1 | Processos identificados e analisados.

<i>Identificação</i>	<i>Processo</i>	<i>Ano</i>	<i>Município</i>
1	24419222	1999	Água Doce do Norte
2	35255137	2006	Conceição do Castelo
3	35454512	2006	Santa Tereza
4	49370480	2010	Rio Novo do Sul
5	73863670	2016	Serra
6	77794982	2017	Alegre
7	77794850	2017	Domingos Martins
8	79746446	2017	Alegre
9	80441700	2017	João Neiva
10	80940838	2018	Domingos Martins
11	80876595	2018	Alfredo Chaves
12	83722467	2018	Domingos Martins

Fonte: Elaboração própria.

Baseado em Rocha e Fonseca (2014) e Oliveira *et al.* (2016), considerou-se: LA isento de AIA como aquele cujo estudo não envolvia um processo estruturado de avaliação dos impactos, apenas focando o estabelecimento do controle dos impactos ambientais conhecidos, sem necessariamente fazer uma análise de impactos; LA com AIA simplificada, aquele em que eram exigidos estudos que avaliassem impactos, mas com uma abordagem mais simples que o Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA); e LA com AIA, aquele em que era exigido um EIA/RIMA. Essa classificação foi relacionada com o tipo de estudo exigido no processo de LA e realizada mediante análise de conteúdo dos estudos, seja por meio da sua definição legal ou do Termo de Referência que orientava a sua elaboração.

A seguir, a triagem foi analisada considerando a aplicação de critérios baseados nos princípios operacionais das melhores práticas da AIA (IAIA; IEA, 1999). Tais princípios estabelecem que, na triagem, o processo de AIA deve providenciar a seleção dos projetos de modo a definir se ele deve ou não ser submetido à AIA e, em caso positivo, estabelecer o nível de detalhamento necessário. Ainda apontam que a AIA deve ser rigorosa, o que implica que o processo deve aplicar as melhores metodologias e técnicas científicas, adequadas ao tratamento dos problemas em pauta. Dessa forma, a análise realizada neste trabalho focou os seguintes pontos: existência de parâmetros para a definição do tipo de LA (rigor na classificação dos processos para determinar se um projeto deve ou não ser submetido à AIA) e do tipo de estudo necessário (rigor para estabelecer o nível de detalhamento).

Além desses pontos, também foi verificado como a triagem define o valor ou parâmetros utilizados para o cálculo da taxa de LA. Este último foi usado considerando Rocha e Fonseca (2017). Os autores destacam que as diferenças entre o rito do LA e o custo de suas taxas entre estados brasileiros podem afetar decisões de negócios, incentivando (ou não) a instalação de projetos em regiões específicas, e sugerem que o avanço de pesquisas nessa área deve explorar as diferenças de procedimento e custo, bem como suas implicações.

Em resumo, os pontos de análise visavam verificar se a triagem cumpria com rigor sua função de direcionar o uso da AIA nos processos de LA. Três critérios foram aplicados a cada um dos 12 processos, utilizando perguntas-guia: 1: O sistema apresenta parâmetros para a definição do tipo de LA (sem AIA, com AIA simplificada ou com AIA)? 2: O sistema apresenta parâmetros para a definição do tipo de estudo necessário? 3: O sistema define o valor, ou os parâmetros utilizados para o cálculo da taxa de LA? Cabe destacar que, inicialmente, os critérios foram aplicados individualmente a cada um dos 12 processos, para serem respondidos pelas informações dos autos. No entanto, após a análise dos resultados iniciais, percebeu-se que os critérios estavam relacionados ao arcabouço legal que descrevia os procedimentos de LA e não a cada processo. Assim, os critérios foram aplicados a cada um dos três procedimentos de LA presentes no período estudado e sendo as perguntas-guias respondidas como "sim" ou "não".

Durante a análise dos dados, também foi necessária a realização de uma entrevista estruturada para confirmação de informações coletadas nos autos dos processos de LA e nas legislações. A entrevista aconteceu de forma *on-line*, utilizando um roteiro de perguntas enviado por e-mail e respondido por um gerente do lema. As perguntas eram relacionadas à confirmação de procedimentos e visavam captar alguma informação não presente na legislação (exemplo: confirmação de ausência de procedimentos para a definição do tipo de estudo, sendo a análise feita caso a caso). Não foi necessário submeter a entrevista ao comitê de ética em pesquisa com seres humanos por não se tratar de opinião individual e sim da confirmação de dados e procedimentos realizados pelo órgão ambiental (BRASIL, 2016).

2.2 COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTADOS BRASILEIROS

A comparação da prática do Espírito Santo com a triagem de CGH de outros estados permitiu refletir sobre a prática na região capixaba a partir da experiência de outros estados e identificar possibilidades de melhoria. Primeiro, foram aplicados aos demais estados os mesmos critérios de análise de triagem aplicados ao ES. Em seguida, por meio do uso de um Estudo de Caso (EC), simulou-se a triagem de um projeto licenciado no ES.

Na primeira etapa, para a comparação por meio dos critérios, foi necessário fazer um levantamento dos documentos normativos contidos nos *websites* dos órgãos ambientais estaduais para identificar os procedimentos aplicados à CGH. Dessa forma, foram incluídos apenas os estados que continham informações facilmente acessíveis sobre a triagem, sendo utilizados 17 dos 27 estados brasileiros (incluindo Distrito Federal): Alagoas (AL), Amazonas (AM), Ceará (CE), Espírito Santo (ES), Goiás (GO), Mato Grosso do Sul (MS), Minas Gerais (MG), Pará (PA), Paraíba (PB), Paraná (PR), Pernambuco (PE), Piauí (PI), Rio de Janeiro (RJ), Rio Grande do Sul (RS), Rondônia (RO), Santa Catarina (SC) e Sergipe (SE).

A seguir, foi escolhido aleatoriamente como EC o projeto denominado "CGH Ponte 2" (Processo lema 80876595, processo 11 neste trabalho). O projeto prevê 1,7 MW de potência instalada, 266,80 km² de área de drenagem da bacia e vazão ecológica de 0,74 m³/s. Não são previstas formação de reservatório e interferências com unidades de conservação, áreas indígenas, comunidades, rodovias pavimentadas e ferrovias.

Para a comparação com o emprego do EC, optou-se por utilizar apenas os estados que atendiam a todos os critérios de triagem utilizados. Isso porque eram os estados que apresentaram as informações detalhadas o suficiente para permitir a simulação da triagem e tal comparação. Assim, essa comparação usando o EC foi realizada apenas com os estados de MS, MG, PR, RS e SC, diferentemente dos critérios de análise que foram aplicados a 17 estados. O tipo de LA exigido nos estados para o EC também foi classificado seguindo a mesma forma de análise aplicada ao ES (isento de AIA, com AIA simplificada e com AIA).

A comparação com outros estados permitiu a reflexão sobre a prática capixaba e a proposição de alguns pontos de melhoria. Apesar de limitações de informação presentes nos sites dos órgãos ambientais brasileiros, a comparação dessas informações pode servir de inspiração e subsídio de aprendizado e pesquisa (FONSECA; RESENDE, 2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados de acordo com as duas etapas da metodologia.

3.1 ANÁLISE DA TRIAGEM DE CGH NO LICENCIAMENTO AMBIENTAL CAPIXABA

Durante o período estudado, que reflete o horizonte temporal dos 12 processos de CGH analisados (1999-2019), o estado do ES teve três procedimentos diferentes para o LA (Quadro 2). Ao analisar os dados em ordem cronológica, foi possível conhecer esses procedimentos e analisar o que eles diziam sobre a triagem de CGH. Inicialmente, para a triagem, percebeu-se que os procedimentos realizavam um enquadramento dos projetos em classes, sempre determinadas em função do seu porte e potencial poluidor/degradador (PPD).

Quadro 2 | Características dos Procedimentos de Licenciamento do estado do Espírito Santo.

Ano	Procedimentos de LA	Identificação dos Processos	Porte	PPD	Classe
1998	Decreto 4.344-N/1998	1, 2 e 3	Mc P M G	Mc P M G	S I III III IV
2007	Decreto 1.777/2007	4 e 5	P M G	Alto	II III IV
2016	Decreto 4.039-R/2016	6 a 12	P M G	Alto	II III IV

Legenda: Mc: micro; P: pequeno; M: médio; G: grande; S: simplificado.

Fonte: Elaboração própria.

O primeiro procedimento foi estabelecido pelo Decreto 4.344-N/1998 (ESPÍRITO SANTO, 1998), denominado de Sistema de Licenciamento Ambiental de Atividades Poluidoras (Slap). Nessa época, tanto o porte (função da área inundada) quanto o PPD (função da potência de geração) do projeto eram divididos em quatro categorias: Micro (Mc), Pequeno (P), Médio (M) ou Grande (G). Quanto à classe (combinação entre porte x PPD), o projeto poderia ser: Simplificado (S), classes I, II, III ou IV.

Em 2007, pelo Decreto Estadual 1.777/2007, o procedimento passou a se chamar Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradadoras do Meio Ambiente (Silcap). A partir desse decreto, o enquadramento passou a ser baseado em um índice (I), calculado com relação à área alagada (AA) e à extensão do trecho de vazão reduzida (TVR) – $I=AA+2*TRV$. Se o projeto não contasse com a construção de reservatório, a AA assumiria o valor zero. O índice fornecia o porte do projeto (P, M ou G, não mais existindo o micro) que, quando relacionado com seu PPD (sempre alto e não mais função da potência), determinava a classe do projeto (apenas II, III ou IV, mas mantendo as mesmas características do Slap) (ESPÍRITO SANTO, 2007). Na atualização do Silcap em 2016, o enquadramento passou a ser realizado com base em dois anexos da Instrução Normativa (IN) do lema 14-N/2016, mas não houve mudanças com relação à determinação do porte, PPD e classe de CGH (ESPÍRITO SANTO, 2016a, 2016b).

A taxa de LA no ES somente teve seus valores expressos pela Lei 7.001/2001, a qual relacionava a classe e o tipo de licença (nesse caso, Licença Prévia) para a definição do valor. Os valores foram atualizados pelas Leis Estaduais 10.612/2016, 10.710/2017 e 10.788/2017.

A partir da descrição dos três procedimentos de LA, percebe-se que a modificação acentuada ocorreu em 2007, quando houve alteração dos parâmetros de porte, PPD e classe. A análise dos processos permitiu verificar que o enquadramento teve sempre o mesmo resultado a partir do Silcap, independente das características dos projetos e do ambiente no qual ele seria inserido (Quadro 3). Apesar do procedimento padronizar somente o PPD (sempre alto), os parâmetros utilizados levavam

sempre a um porte pequeno. Isso decorre do fato de que a triagem de CGH foi feita por meio da mesma matriz de enquadramento que outros empreendimentos hidrelétricos, ou seja, ao usar o mesmo enquadramento para todos os empreendimentos hidrelétricos, as CGH são comparadas com empreendimentos maiores, sendo sempre consideradas pequenas e não permitindo estabelecer diferenciações entre elas.

Quadro 3 – Resultado do enquadramento e da triagem dos processos

Processo	Procedimentos de Licenciamento	Ano	Enquadramento			Triagem
			Porte	Potencial Poluidor/Degradador	Classe	Tipo de Licenciamento
1	Slap/1998	1999	P	P	I	AIA simplificada - RCA
2		2006	Mc	Mc	S	Isento de AIA - sem estudo
3		2006	Mc	Mc	S	Isento de AIA - PCA + PRAD
4	Silcap/2007	2010	P	Alto	II	Isento de AIA - sem estudo
5		2016	P	Alto	II	Isento de AIA - PCA
6		2017	P	Alto	II	Isento de AIA - sem estudo
7		2017	P	Alto	II	AIA simplificada - RCA
8	Silcap/2016	2017	P	Alto	II	AIA simplificada - RCA
9		2017	P	Alto	II	AIA simplificada - RCA
10		2018	P	Alto	II	AIA simplificada - RCA + PCA+PRAD
11		2018	P	Alto	II	AIA simplificada - RCA
12		2018	P	Alto	II	Isento de AIA - PCA

Legenda: Mc: micro; P: pequeno; S: simplificado; RCA: Relatório de Controle Ambiental; PCA: Plano de Controle Ambiental; Prad: Plano de Recuperação de Áreas Degradadas

Fonte: Elaboração própria.

Atualmente, o Silcap/2016 permanece em vigor, mas o enquadramento foi atualizado pela IN 15-N/2020 (ESPÍRITO SANTO, 2020). Mesmo não estando compreendida no período de análise dos processos utilizados nesta pesquisa, optou-se por acrescentar essa atualização nas discussões, pois é a norma atualmente em vigor. Essa atualização de 2020 modificou os parâmetros de definição de porte, que antes eram dados em função da área inundada e extensão do TVR, passando a considerar a potência instalada. Essa modificação parece indicar um provável retrocesso no enquadramento dos projetos, uma vez que exclui os dois parâmetros que tinham uma relação mais direta com os impactos ambientais dessa tipologia, embora possa haver uma relação entre área inundada, extensão do TVR e potência instalada. A mudança realizada no parâmetro de porte também não resolve o problema apresentado nas normativas anteriores, já que os projetos de CGH continuam sendo sempre apontados como de porte pequeno e o PPD continua fixado como alto.

Os valores das taxas foram atualizados pela Lei 11.229/2020, mas a forma de definição da taxa ao longo do tempo não sofreu alterações, sendo calculada em função da classe do projeto e do tipo de licença requerida.

Analisando o LA capixaba e suas modificações, percebe-se que apenas no Slap foi possível identificar uma tímida menção à consideração das características locais no processo de enquadramento, menção essa apenas no texto do decreto estadual: “O potencial poluidor/degradador das atividades [...] está definido [...] levando-se em consideração os efeitos das atividades no solo, no ar, e na água” (ESPÍRITO SANTO,

1998, art. 58). Assim, apesar das mudanças, percebe-se que no LA do estado do ES nenhum parâmetro de enquadramento, nem mesmo de forma indireta, considera a sensibilidade do meio, sendo que os critérios de enquadramento refletem apenas as características do projeto da CGH. Logo, a ausência de parâmetro locacional para a definição do enquadramento é um fator importante na triagem do LA no ES.

Entre os projetos analisados, alguns que seriam instalados em ambientes sensíveis tiveram o mesmo resultado de enquadramento que outros que seriam implantados em ambientes resilientes. Assim, ao adotar procedimentos que levam sempre ao mesmo resultado de enquadramento e não considerar a sensibilidade do meio, o sistema de AIA submete-se à possibilidade de enquadrar de modo equivocado determinados projetos, ainda que se possa assumir que, no geral, de fato, tais projetos sejam passíveis de algum tipo de simplificação no LA. Não foram identificados mecanismos institucionais para a identificação e correção de equívocos dessa natureza, tanto nos autos dos processos como na entrevista.

Rocha e Fonseca (2017), avaliando os estados da Região Sudeste do Brasil, já haviam apontado que os critérios usados na triagem eram baseados na tipologia, porte e PPD. Tal panorama aponta para um sentido que segue na contramão das boas práticas internacionais (IAIA; IEA, 1999), já que o potencial de causar impacto, fator decisivo da triagem, depende da pressão do projeto, mas também da vulnerabilidade do meio (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012). Na opinião de especialistas, introduzir fatores locais nos critérios de triagem deve estar entre as principais prioridades para a modificação do sistema brasileiro de AIA (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017). Assim, baseado nessa importância, a introdução do critério locacional já aparece como um ponto importante para o aprimoramento dos processos de triagem no estado.

Uma vez identificados os mecanismos de enquadramento dos projetos, buscou-se verificar como esse enquadramento era aplicado ao processo de triagem para a definição do tipo de LA. No período estudado, o tipo de LA (Quadro 3) foi sempre definido por análise caso a caso e sem relação com o enquadramento aplicado pela legislação. Embora não apareça em nenhum procedimento normativo do LA do ES, a análise caso a caso foi identificada nos processos estudados. Ainda, ao analisar os autos, não foi identificada, em nenhum dos processos, qualquer menção sobre como (e porque) a decisão sobre o tipo de LA e de estudo foi tomada.

Dados obtidos durante a entrevista confirmaram não haver parâmetros estabelecidos previamente para a definição do tipo de LA. A clareza dos critérios de triagem, mesmo em análise caso a caso, é necessária não só para o rigor e a transparência do processo de decisões da AIA (IAIA; IEA, 1999), mas também importante repositório de informações para o processo de aprendizagem da AIA (CRUZ; VERONEZ; MONTAÑO, 2018). O uso da abordagem caso a caso na triagem pode ser capaz de capturar a significância do potencial impacto ambiental dos projetos, no entanto, se mal-empregada, também pode ser complexa, lenta e cara (ROCHA; FONSECA, 2017).

O mesmo ocorre para a definição do tipo de estudo, que era solicitado a critério do analista do órgão ambiental, sem a utilização de critérios balizadores. Nadeem e Hameed (2008) também apontaram a ausência de critérios para a definição do tipo de estudo ambiental necessário ao analisar a AIA no Paquistão.

Diante dos procedimentos envolvidos no LA no ES, encontrados nas legislações e nos processos, e do conteúdo exigido nos diferentes estudos, o tipo de LA foi identificado, considerando o descrito na metodologia. Considerou-se: LA isento de AIA para os casos que envolviam Plano de Controle Ambiental (PCA) e Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (Prad); LA com AIA simplificada aquele em que eram exigidos estudos como o Relatório de Controle Ambiental (RCA); e LA com AIA aquele em que era exigido um EIA/RIMA. Assim, metade dos projetos foi licenciada com AIA simplificada, sendo o estudo mais comum o RCA e a outra metade foi licenciada com isenção de AIA (Quadro 3). Apesar de parecer um resultado um tanto quanto coerente para uma CGH, resgatando os riscos de uma triagem inadequada, sem a consideração da sensibilidade do meio, alguns projetos podem estar sendo desnecessariamente rigorosos (WOOD; BECKER, 2005) enquanto outros muito permissivos (ATHAYDE *et al.*, 2019).

A seguir, a análise da triagem de CGH no ES foi complementada pela aplicação dos critérios baseados nas melhores práticas (Quadro 4). Conforme descrito na metodologia, os critérios foram aplicados a cada um dos procedimentos estabelecidos em legislação e adotados ao longo do tempo, incluindo as modificações ocorridas recentemente pela IN 15-N/2020. Corrobora os resultados apresentados no Quadro 4, o fato já mencionado de não ter sido identificado, nos autos dos processos e nas entrevistas, qualquer parâmetro específico da análise caso a caso para definir o tipo de licenciamento e o tipo de estudo necessário.

Quadro 4 | Análise da triagem no Licenciamento Ambiental capixaba.

<i>Critérios</i>	<i>SLAP/1998</i>	<i>SILCAP/2007</i>	<i>SILCAP/2016</i>	<i>IN 15-N/2020</i>
1 - O sistema apresenta parâmetros para a definição do tipo de LA?	não	não	não	não
2 - O sistema apresenta parâmetros para a definição do tipo de estudo necessário?	não	não	não	não
3 - O sistema define o valor ou os parâmetros utilizados para o cálculo da taxa de LA?	sim	sim	sim	sim

Fonte: Elaboração própria.

A análise baseada nos critérios de boas práticas mostra que, apesar das mudanças nos procedimentos de LA, pode-se observar que não houve mudança no atendimento aos critérios de análise da triagem de CGH. Apesar de as legislações apresentarem parâmetros de enquadramento das CGH (lembrando que, a partir do Silcap, o enquadramento ainda levou sempre ao mesmo resultado), este não foi usado para triar os projetos, sendo a triagem (necessidade de AIA e tipo de estudo), baseada na análise caso a caso, realizada sem previsão legal e sem aplicação de nenhum parâmetro norteador. Assim, durante o período analisado, os procedimentos de triagem sempre focaram realizar o enquadramento do projeto para determinar o valor da taxa que seria cobrada no processo de LA, não havendo nenhuma definição de critério para o estabelecimento do tipo de LA e estudo necessário. Essa falta de rigor para definir se a AIA é necessária e, em caso afirmativo, definir o tipo de estudo, segue na contramão das boas práticas (IAIA; IEA, 1999). Assim, o procedimento adotado no ES não indica (e não dá suporte para indicar) um processo sistemático e criterioso para a definição do tipo de LA e do tipo de estudo necessário, tarefa fundamental para o resultado da triagem da AIA (IAIA; IEA, 1999; ROCHA; FONSECA, 2017). Isso é preocupante, já que a triagem representa uma fase crítica de decisão (WOOD; BECKER, 2005).

Diante dos resultados alcançados, observar a prática de outros estados pode orientar a proposição de melhorias, conforme apresentado no tópico seguinte.

3.2 COMPARAÇÃO DA TRIAGEM NOS ESTADOS

Para a comparação da triagem de CGH com outros estados, foi necessária a identificação dos estados cujos *websites* dos órgãos ambientais tinham informação suficiente sobre a etapa de triagem dessa tipologia (incluindo a legislação disponibilizada). Utilizar o critério da disponibilidade da informação se mostrou adequado por se considerar que a transparência e a disponibilidade de informação são práticas importantes em processos que envolvem múltiplas partes interessadas (SNELLEN; THAENS; DONK, 2012). Segundo Fonseca e Resende (2016), os *websites* dos órgãos ambientais estaduais evoluíram nos últimos anos e constituem uma importante fonte de informação sobre a prática do LA no Brasil.

Para a comparação foram considerados os procedimentos atuais para o LA do ES (IN IEMA 15-N/2020). O Quadro 5 apresenta o resultado da aplicação dos critérios de triagem de CGH nos estados pesquisados. Dos 27 estados brasileiros, em 10 e no Distrito Federal não foi possível identificar facilmente tais informações (Acre, Amapá, Bahia, Maranhão, Mato Grosso, Rio Grande do Norte, Roraima, São Paulo e Tocantins). Os resultados obtidos nesta pesquisa corroboram alguns resultados do trabalho de Fonseca

e Resende (2016) que compararam o conteúdo do *website* dos órgãos estaduais de meio ambiente e o percentual de atendimento de boas práticas de disponibilização de informação. Entre os 17 estados aqui analisados, 12 deles, AL, AM, CE, ES, MS, MG, PA, PR, PE, RJ, SC e SE foram qualificados como "bom" ou "razoável" por Fonseca e Resende (2016). Logo, as informações encontradas e analisadas condizem com as mais facilmente acessíveis, embora estados como SP e BA, que estão entre os melhores avaliados por Fonseca e Resende (2016), não tenham apresentado as informações sobre triagem necessárias para este estudo.

O panorama apresentado no Quadro 5 mostra que 10 estados não cumpriram nenhum dos critérios. O ES, como já discutido, só cumpriu o critério relacionado à taxa. Apenas em cinco estados a triagem utiliza parâmetros para definir o rito do LA e o valor da taxa (MS, MG, PR, RS e SC), tendo o PI cumprido dois critérios. Cabe destacar também que o foco de análise foi a triagem de CGH e que essa avaliação pode não ser aplicável para outros casos, não constituindo a avaliação da triagem como um todo nesses estados.

Quadro 5 | Análise da triagem de CGH nos estados brasileiros.

Estado	Normativas analisadas	Critério 1 (necessidade de AIA)	Critério 2 (tipo de estudo)	Critério 3 (taxa de licenciamento)
AL	Lei 7.625/2014	não	não	não
AM	Lei 3.785/2012	não	não	não
CE	Resolução Coema 02/2019	não	não	não
ES	IN IEMA 15-N/2020	não	não	sim
GO	Manual de Licenciamento Ambiental	não	não	não
MS	Resolução Semade 9/2015 e Decreto 11.766/2004	sim	sim	sim
MG	Deliberação Normativa Copam 217/2017	sim	sim	sim
PA	Resolução Coema 117/2014	não	não	não
PB	Norma Administrativa 101/2019	não	não	não
PR	Resolução Sedest 09/2021 e Lei 10233/1992	sim	sim	sim
PE	Lei 14.249/2010	não	não	não
PI	Resolução Consema 033/2020	sim	sim	não
RJ	Resolução Inea 32/2011	não	não	não
RS	Resolução Consema 388/2018	sim	sim	sim
RO	Lei 3686/2015	não	não	não
SC	Resolução Consema 98/2017, Instrução Normativa IMA 44/2019 e Lei 15.940/2012	sim	sim	sim
SE	Resolução Cema 06/2008	não	não	não

Fonte: Elaboração própria.

Em síntese, a aplicação dos critérios de análise revela que a situação da triagem no ES não se difere muito da realidade dos demais estados brasileiros. A ausência de informações claras sobre o rito do LA e a necessidade de uma definição discricionária do órgão ambiental comprometem não só a triagem, mas podem trazer prejuízos para todo o processo, sobretudo em relação ao tempo para a tomada de decisão. Para Abema (2013), a ausência de clareza ou imprecisão das regras e o alto grau de discricionabilidade dos analistas e dos gestores representam um dos desafios para a melhoria do LA no Brasil.

Os estados que atenderam a todos os critérios foram os utilizados na segunda parte da análise comparativa, por serem os únicos a apresentarem informações detalhadas o suficiente para permitir tal comparação. Assim, em uma análise mais detalhada, a triagem de CGH do ES foi comparada com outros cinco estados utilizando o EC escolhido (Quadro 6). A definição do tipo de LA apresentada neste

quadro foi realizada a partir do tipo de estudo trazido pela legislação, sendo verificado seu conteúdo, a fim de identificar se ele representava ausência de AIA, AIA simplificada ou AIA, conforme metodologia.

Quadro 6 | Análise comparativa utilizando um estudo de caso (processo 11 do Quadro 3).

Estado	Parâmetros de triagem	Resultado da triagem para o Estudo de Caso		
		Tipo de LA	Estudo	Taxa (R\$)
ES*	Potência	AIA simplificada	RCA	2.096,39
MS	Potência e área do reservatório	AIA simplificada	EAP	Não avaliado**
MG	Volume do reservatório e critérios locacionais	Isento de AIA	LAS	197,2
PR	Área alagada; Área de supressão de vegetação nativa em estágio inicial de regeneração; Área de supressão de vegetação nativa em estágio médio de regeneração; Área de supressão de vegetação nativa primária ou em estágio avançado de regeneração; Comprimento do sistema de adução; Comprimento do TVR; n° de propriedades rurais com uso inviabilizado; Potência instalada e Área alagada.	Isento de AIA (PCA) ou AIA simplificada (RAS)	PCA ou RAS	318,22
RS	Vazão ecológica no TVR e zoneamento de áreas sensíveis	AIA simplificada	RAS	418,25
SC	Potência, PPD e Área Alagada	AIA simplificada	EAS	1.868,10

Legenda: *análise considerando as atualizações da IN Iema 15- N/2020

**não foi possível avaliar com base nas informações disponíveis no estudo de caso do ES

RCA: Relatório de Controle Ambiental; PCA: Plano de Controle Ambiental

EAP: Estudo Ambiental Preliminar; LAS: Licença Ambiental Simplificada

EAS: Estudo Ambiental Simplificado

Fonte: *Elaboração própria.*

Entre os estados comparados com o ES, MS, RS e SC teriam um LA com AIA simplificada para o EC, enquanto MG teria um LA isento de AIA. Como faltavam informações para a triagem no PR, os dois casos mostraram-se possíveis. Logo, a análise comparativa considerando o EC mostra que ES, MS, RS e SC são mais conservadores na triagem, enquanto MG necessariamente e PR potencialmente são mais permissivos, permitindo o LA do projeto isento de AIA. No caso de MG, cabe destacar que o LA da CGH do EC aconteceria ante um mero cadastro. Em nenhum estado o LA seria feito com apoio de AIA, sendo o mais frequente a AIA simplificada. Em relação às simplificações do processo, Oliveira *et al.* (2016) evidenciam que a simplificação pode diminuir o grau de precaução do processo ao diminuir o volume de informações, ritos de análise e participação pública; todavia, os procedimentos simplificados podem agilizar a concessão de licença e reduzir os custos do processo. Simplificar tem o sentido de tornar mais claro, menos complexo, e o que se deve buscar para o LA é um modelo normativo mais simples, mas sem diminuir, em nada, a segurança e eficiência do exame das externalidades ambientais negativas (GARBACCIO; SIQUEIRA; ANTUNES, 2018).

Foi observada uma relação entre o tipo de LA e a taxa cobrada. Estados cujo LA seria apoiado em AIA simplificada eram aqueles com a maior taxa em relação ao LA isento de AIA. A taxa em MG seria dez vezes menor que a taxa do ES. Enquanto no primeiro o LA seria feito por um cadastro e isento de AIA, no segundo seria necessário um estudo ambiental referente à AIA simplificada.

Ainda, SC teve o resultado de triagem mais semelhante ao do ES, sendo o LA realizado com AIA simplificada e EAS. O valor da taxa de LA também seria o mais próximo ao praticado no ES.

Cabe notar que os estados que atendem aos critérios de triagem também possuem algum tipo de diretriz relacionada à sensibilidade do meio/localização do projeto. Em MG e SC, o PPD é definido com base no impacto da atividade em relação ao ar, solo e água. Em MG, o fator locacional tem um peso a ser considerado no processo de triagem. O PR também considera as áreas sensíveis e o RS tem procedimentos específicos em função da localização de PCH e CGH. No caso do RS, o estado tem um mapa de localização de áreas para LA de PCH e CGH separando-as em: aptas, inaptas e áreas onde os projetos estarão sujeitos à apresentação de estudos específicos quanto à ictiofauna migratória.

A análise da triagem de projetos de CGH no ES e a comparação com outros estados permitiram a reflexão sobre a prática e proposição de algumas melhorias. Entre elas, pode-se destacar a necessidade de inserção do fator locacional como parâmetro de triagem. A forma como MG e SC determinam o PPD em relação ao ar, solo e água pode ser considerada uma boa prática a ser seguida. Ainda em MG, introduzir o fator locacional entre os parâmetros determinantes da triagem também é uma prática interessante e é considerada como grande avanço da legislação mineira (ALMEIDA; MALVESTIO; BERNADI, 2019).

Também nesse sentido de localização do projeto, o uso de mapas de áreas aptas específicas para PCH e CGH, como é realizado no RS, pode potencializar os benefícios da consideração da sensibilidade do meio na triagem. Para tanto, entende-se que é fundamental a integração do LA e da AIA com os demais instrumentos da PNMA, principalmente o Zoneamento Ambiental. A interação entre esses três instrumentos pode ocorrer em momentos distintos e, observando os seus objetivos, verifica-se uma estreita relação entre ambos (MONTAÑO *et al.*, 2004). O zoneamento, ao indicar áreas com maior ou menor potencial (ou restrições) para implantação de atividades específicas, pode dispensar ou reforçar a necessidade da utilização da AIA (MONTAÑO *et al.*, 2007). Por outro lado, a não integração desses instrumentos acaba por sobrecarregar o LA que passa a exercer funções que não são dele (IGNÁCIO; ALMEIDA; MONTAÑO, 2012).

Outra característica da triagem no ES que precisa ser aprimorada é o retorno às bases conceituais da triagem e sua função de ser rigorosa para separar os projetos, dependendo de seu potencial de causar impactos ambientais. Nesse sentido, a triagem no estado (que hoje é baseada em análise caso a caso sem parâmetros norteadores, sendo o enquadramento do projeto utilizado apenas para determinar a taxa de LA) passaria a ter critérios para triar os projetos, considerando não só seu PPD, mas também a sensibilidade do meio. Dessa forma, reduzindo a discricionariedade na definição do rito, a etapa de triagem passa a cumprir seu papel no processo de LA.

4 CONCLUSÃO

Durante o período estudado, o ES teve três diferentes procedimentos de LA. Em todos eles o enquadramento de CGH sempre foi usado para calcular a taxa de LA, não havendo direcionamento para a triagem dos projetos. A triagem, definindo a necessidade (ou não) de AIA e o tipo de estudo, foi definida por análise caso a caso. No entanto, essa análise não é prevista nos procedimentos legais de LA do estado, sendo ainda realizada sem parâmetros norteadores, a critério do analista do órgão ambiental. Assim, o procedimento adotado no ES não coloca a triagem alinhada com as boas práticas, pois não indica (e não dá suporte para indicar) os critérios para a definição do tipo de LA e do tipo de estudo necessário, tarefa fundamental para o resultado da triagem da AIA.

Outra deficiência relevante se refere à ausência de parâmetros de enquadramento e de triagem relacionados à sensibilidade do meio, refletindo apenas as características do projeto da CGH. Assim, ao adotar procedimentos que levam sempre ao mesmo resultado de enquadramento e não considerar a sensibilidade do meio, além de uma triagem sem parâmetros norteadores, o sistema de AIA submete-se à possibilidade de enquadrar de modo equivocado os projetos dessa tipologia, sem prever mecanismos institucionais para a identificação e correção de equívocos dessa natureza.

Como aprimoramento da triagem do sistema estudado, sugere-se que o enquadramento dos projetos leve em consideração a sensibilidade do meio. Quanto à triagem, além de ser suportada pelo resultado do enquadramento, é importante o estabelecimento de critérios para a análise caso a caso. Por fim, sugere-se que a triagem de CGH permita a definição do tipo de LA (isento de AIA, com AIA simplificada ou com AIA) e do estudo necessário baseada em critérios claros.

Destaca-se, como limitação deste trabalho, que as conclusões obtidas aqui só são válidas para a tipologia estudada, no período estudado e aplicada ao contexto do ES. Dessa forma, sugerem-se, como trabalhos futuros, estudos similares aplicados a outras tipologias/contextos. Ainda, cabe a novos estudos explorar e analisar outros aspectos da triagem, como os limites de enquadramento e a possibilidade de participação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Unifei o apoio financeiro para tradução e ao Ifes a bolsa de desenvolvimento tecnológico e apoio financeiro para a pesquisa e para a publicação do trabalho.

REFERÊNCIAS

ABEMA. Associação Brasileira de Entidades Estaduais de Meio Ambiente. **Novas propostas para o licenciamento ambiental no Brasil**. Brasília: Abema, 2013. 92p.

ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. Benchmarking na avaliação de impacto ambiental: o sistema mineiro frente às melhores práticas internacionais. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 1, p. 81–96, 2015.

ALMEIDA, M. R. R.; MALVESTIO, A. C.; BERNADI, Y. R. Modifications of environmental licensing in Minas Gerais: advance or regression? **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, p. 91–113, 2019.

ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. **Energy Policy**, v. 132, n. October 2018, p. 265–271, set. 2019.

BRASIL. **Lei 13.097, de 19 de janeiro de 2015**. Altera a legislação do setor energético e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2015. DOU, 20 Jan. 2015.

BRASIL. Lei Federal 6.938/1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União (DOU)**, 02 set. 1982.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Resolução 875 de 2020**. Estabelece os requisitos e procedimentos necessários à aprovação dos Estudos de Inventário Hidrelétrico de bacias hidrográficas e dá outras providências. **Diário Oficial da União (DOU)**, 16 mar. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Resolução 510 de 2016. Dispõe sobre as normas aplicáveis a pesquisas em Ciências Humanas e Sociais cujos procedimentos metodológicos envolvem a utilização de dados diretamente obtidos com os participantes ou de informações identificáveis ou que possam acarretar riscos maiores. **Diário Oficial da União (DOU)**, 24 mai. 2016.

CANTER, L. W.; CANTY, G. A. Impact significance determination – Basic considerations and a sequenced approach. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 13, n. 5, p. 275–297, 1993.

CORRÊA FILHO, H.; PONTE, M. X.; SOARES, S. R. Avaliação do Ciclo de Vida da Farinha de Mandioca. **Espacios**, v. 38, n. 59, 2017.

CRUZ, F. B.; VERONEZ, F. A.; MONTAÑO, M. Evidence of learning processes in EIA systems. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 36, n. 3, p. 242–252, 4 maio 2018.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 4.344, de 8 de outubro de 1998. Regulamenta o Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras ou Degradoras do Meio Ambiente, denominado Slap, com aplicação obrigatória no estado do Espírito Santo. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 out. 1998.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 1.777, de 8 de janeiro de 2007. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradoras do Meio Ambiente, denominado Silcap. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 jan. 2007.

ESPÍRITO SANTO. **Instrução Normativa 14-N, de 7 de dezembro de 2016**. Dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou deadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao lema e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 12 dez. 2016, 2016a.

ESPÍRITO SANTO. **Decreto 4.039, de 7 de dezembro de 2016**. Atualiza as disposições sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradoras do Meio Ambiente – Silcap. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 8 dez. 2016, 2016b.

ESPÍRITO SANTO. **Instrução Normativa 15-N, de 23 de setembro de 2020**. Dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou deadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental no lema e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado (DOE)**, 24 set. 2020.

FONSECA, A.; RESENDE, L. Boas práticas de transparência, informatização e comunicação social no licenciamento ambiental brasileiro: uma análise comparada dos *websites* dos órgãos licenciadores estaduais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 295–306, 2016.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: a critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90–97, 2017.

GARBACCIO, G. L.; SIQUEIRA, L. N.; ANTUNES, P. B. Licenciamento ambiental: necessidade de simplificação. **Justiça do Direito**, v. 32, n. 3, p. 562-582, 2018.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. **An introduction to environmental impact assessment**. 3. ed. London: Routledge, 2005.

IAIA; IEA – International Association for Impact Assessment and Institute for Environmental Assessment. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Disponível em: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2021.

IGNÁCIO, L. R.; ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. Zoneamento, Avaliação de Impacto e Licenciamento: levantamento da relação desses instrumentos dos estados brasileiros. 2ª CONFERÊNCIA DA REDE DE LÍNGUA PORTUGUESA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS/1º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO. In: **Anais [...]**. São Paulo: Abai, 2012.

MONTAÑO, M. *et al.* O zoneamento ambiental e sua importância para a localização de atividades. **Pesquisa & Desenvolvimento Engenharia de Produção**, v. 5, n. 1, p. 49–64, 2007.

MONTAÑO, M. *et al.* O papel do instrumento zoneamento ambiental no processo de licenciamento de atividades. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. In: **Anais [...]**. Florianópolis: ICTR, 2004.

MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. Impact Assessment Research in Brazil: achievements, gaps and future directions. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 17, n. 01, p. 1550009, mar. 2015.

NADEEM, O.; HAMEED, R. Evaluation of environmental impact assessment system in Pakistan. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 28, p. 562–571, 2008.

OLIVEIRA, F. S. D. *et al.* Licenciamento ambiental simplificado na Região Sudeste brasileira: conceitos, procedimentos e implicações. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 461–479, 2016.

PINHO, P.; MCCALLUM, S.; CRUZ, S. S. A critical appraisal of EIA screening practice in EU Member States. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 28, n. 2, p. 91–107, 1 jun. 2010.

POPE, J. *et al.* Advancing the theory and practice of impact assessment: setting the research agenda. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 41, p. 1–9, jul. 2013.

RAJARAM, T.; DAS, A. Screening for EIA in India: enhancing effectiveness through ecological carrying capacity approach. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, p. 140–148, 2011.

ROCHA, C. P. F.; FONSECA, A. Simulations of EIA screening across jurisdictions: exposing the case for harmonic criteria? **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 5517, p. 1–13, 2017.

ROCHA, C. P. F.; FONSECA, A. **Simulações de Triagem de Projetos no Licenciamento Ambiental**: uma análise comparativa dos sistemas estaduais no Sudeste brasileiro. 2º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, v. 1, n. 1, p. 264–270, 2014.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental**: conceitos e métodos. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.

SNELLEN, I. T. M.; THAENS, M.; VAN DE DONK, W. B. H. J. **Public Administration in the Information Age**: revisited. [s.l.] IOS Press, 2012. v. 9.

SOUSA, M. M. *et al.* **Procedimentos de Triagem na Avaliação de Impacto Ambiental**: estudos de caso de órgãos licenciadores brasileiros. 2º CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, v. 1, n. 1, p. 452–457, 2014.

WOOD, G.; BECKER, J. Discretionary Judgment in Local Planning Authority Decision Making: screening development proposals for environmental impact assessment. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 48, n. 3, p. 349–371, 2005.

Participatory Methodologies and the Production of Data on Artisanal Fishing in Areas with Offshore Wind Farm Projects in Ceará, Brazil

Metodologias Participativas e a Produção de Dados da Pesca Artesanal em Áreas com Projetos de Parques Eólicos Offshore no Ceará, Brasil

Thomaz Willian de Figueiredo Xavier ¹

Adryane Gorayeb ²

Christian Brannstrom ³

¹ PhD in Geography, Researcher, Geography Department, Federal University of Ceará, CE, Brazil
E-mail: thomwillian@gmail.com

² PhD in Geography, Professor, Geography Department, Federal University of Ceará, CE, Brazil
E-mail: gorayeb@ufc.br

³ PhD in Geography, Professor, Geography Department, Texas A&M University, USA
E-mail: cbrannst@tamu.edu

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40625

Received: 03/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

Offshore wind farms (OWF) are an essential emerging energy source. In Brazil, environmental licensing of OWFs requires an identification map of multiple preexisting uses, targeting potentially conflicting activities, such as fishing and navigation routes. The objective of the work was to evaluate the application of participatory methodologies in the construction of data on fishing activity, aiming at analyzing potential impacts of OWFs in marine territories of the state of Ceará, with a focus on artisanal fishing. A participatory map and fishing calendar were produced in Colônia Z18, Amontada, Ceará. Data collection took place through four participatory workshops with 45 participants. The data were digitized in a GIS environment and later validated with the community. The results show complete overlap between an OWF and the local fishing activity. Thus, participatory methodologies can help in the acquisition of fishery data and the assessment of the multiple uses of marine territories.

Keywords: Environmental Licensing. Participatory Fishing Calendar. Participatory Mapping. Renewable energy. Social Cartography.

RESUMO

Os Parques Eólicos Offshore (PEO) são uma importante fonte de energia emergente. No Brasil, o licenciamento ambiental de PEO requer um mapa de identificação de usos múltiplos preexistentes, visando às atividades potencialmente conflitantes, como rotas de pesca e navegação. O objetivo do trabalho foi avaliar a aplicação de metodologias participativas na construção de dados sobre a atividade pesqueira, visando à análise de potenciais impactos dos PEO nos territórios marinhos do estado do Ceará, com enfoque na pesca artesanal. Foram produzidos mapa participativo e calendário de pesca na colônia Z18, localizada em Amontada, Ceará. A coleta de dados ocorreu por meio de quatro oficinas participativas com 45 participantes. Os dados foram digitalizados em ambiente SIG e, posteriormente, validados junto à comunidade. Os resultados mostram sobreposição completa entre um PEO e a atividade pesqueira local. Assim, métodos participativos podem auxiliar na aquisição de dados pesqueiros e na avaliação dos múltiplos usos dos territórios marinhos.

Palavras-chave: Calendário de Pesca Participativo. Cartografia Social. Energia Renovável. Licenciamento Ambiental. Mapeamento Participativo.

1 INTRODUCTION

Offshore wind farms (OWFs) have been consolidated as an energy source. The Global Wind Report 2020 (GWEC, 2020) indicated 29.1 GW of installed capacity (IC) around the world. In the Brazilian context, they make up a potential sector for electricity and, more recently, green hydrogen generation. Estimates of offshore wind potential show that Brazilian waters are an abundant energy resource (EPE, 2020; GOMES *et al.*, 2019).

Two decades ago, when studies on Brazilian wind potential were beginning, there was an indication of an offshore wind potential twelve times higher than onshore (ORTIZ; KAMPEL, 2001). More recently, the Energy Sector Management Assistance Program (Esmap) of the World Bank Group, which addresses issues regarding the energy potential of emerging countries for offshore wind technology, published estimates on Brazilian energy potential (DUTTON *et al.*, 2019). According to the document, Brazil presents a total potential of 1,228 GW, much higher than the global installed capacity. Meanwhile, the Global Wind Report 2020 (GWEC, 2020), in presenting the countries in a preparatory phase to take advantage of offshore wind potential, spotlighted, for the first time, Brazil together with countries such as Mexico, India, Sri Lanka, and Australia. Publications such as these emphasize, to the global market, the possible directions of investments.

In the national arena, the Ten-Year Plan of Energy Expansion 2029 – PDE 2029 (EPE, 2019, p. 61) foresaw, “[...] for the first time, offshore wind technology as a candidate for expansion, as of 2027”. Furthermore, the Energy Research Company (*Empresa de Pesquisa Energética* – EPE) presented the Brazil Offshore Wind Roadmap (EPE, 2020), the first script to indicate possible paths to be followed in the insertion of offshore wind technology in Brazilian waters. The material provides essential information for sector planning, such as identifying possible barriers challenges to offshore wind sector development in Brazil and some recommendations from the planner's viewpoint.

Concerning the Brazilian Northeast, the Roadmap presents a generation potential of over 15,000 TWh/year of electrical energy and the entire coastal extension toward the Exclusive Economic Zone (EEZ) limit. In this context, the importance of the offshore region of the states of Ceará and Rio Grande do Norte is noteworthy (EPE, 2020). However, this estimate did not consider any restriction to the insertion of OWFs (bathymetry, environmental protection areas, shipping lanes, migratory bird routes, oil extraction areas, fishery areas or areas with conflicting uses). In other words, the study neglected to recognize critical technical and socio-environmental criteria that would have better defined the areas appropriate for offshore wind power technology in Brazil.

On the other hand, the Roadmap (EPE, 2020) provides analyses aiming at identifying possible barriers and challenges in different sectors to the insertion of OWFs in Brazil. Thirteen challenges are listed in the document: (1) need for precise meteo-oceanographic and climatological data; (2) compatibilization of the Brazilian port system; (3) adaptation of the current national wind industry; (4) availability of adequate vessels for transport, installation, and maintenance of offshore wind structures; (5) professional training in the public and private sphere; (6) improvement in energy transmission infrastructure; (7) pursuit of environmental management instruments with potential to reduce conflicts related to the use of maritime space; (8) need to adjust current procedures of environmental licensing; (9) need to adapt current rules relating to navigation safety; (10) need to improve regulations in effect for the concession of maritime areas; (11) increase competitiveness of the offshore wind source in relation to other available sources in the integrated national system; (12) identify of areas with exploratory restrictions in the Brazilian EEZ; and (13) uncertainties related to potential socioeconomic conflicts between OWFs and other activities. The last two are essential justifications for this research. Moreover, in November 2020, the Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources (Ibama) published the standard Term of Reference (TR) for federal environmental licensing (FEL) of this type of endeavour (IBAMA, 2020). This document dictates the fundamental aspects that should be observed when preparing the environmental viability study of OWFs. As of the end of January 2022, 37 projects had been filed with Ibama to request licensing.

Regarding the analysis of the locational alternatives and integrated analysis of the environmental diagnosis, the standard TR requires the preparation of a map identifying preexisting multiple uses and fragilities. This addresses information for analyzing the proponents' location choice for the enterprise. Among the layers required are data on potentially conflicting activities, such as fishing and shipping lanes and, consequently, fishing *colônias* (communities) that the navigation exclusion zones may impact in the period of (post)installation of the OWFs.

In the Solar and Wind Atlas of Ceará (*Atlas Eólico e Solar do Ceará*, CAMARGO SHUBERT ENGENHEIROS ASSOCIADOS *et al.*, 2019), the estimate is of about 117.2 GW of potential over Ceará's waters at depths ranging from 5 to 50 meters with wind speeds over 7 m/s, making it possible to generate 506 TWh/year of energy. The model proposed in the document estimated the values for a height of 100 m in areas that could potentially receive the projects, excluding areas of environmental protection, fishing, concessions for oil and gas exploration, etc. However, the methodology to define the exclusion areas, including fishing, was not detailed in the document. A total of seven OWF initiatives are located in the waters off Ceará's coast.

For this reason, mapping and debating as early as possible the points relevant to local populations, in the face of planned interventions, becomes a fundamental tool for planning, mainly in terms of consulting the communities that will suffer some impact (HANNA *et al.*, 2014). Planning must be done cautiously and holistically because every dynamic already materialized in space, whether social or environmental, will undergo significant alterations during the different phases of OWF existence.

The objective of this work, then, is to evaluate the application of participatory methodologies in the construction of data on fishing activities to analyze the potential impacts of OWFs in offshore territories of the state of Ceará, with a focus on artisanal fishing. This is essential information for guiding the development of the sector and presenting the potential for subsidizing the preparation of maps of multiple uses and fragilities within Brazilian FEL.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 DESCRIPTION OF THE CASE STUDY

Exploratory in nature and starting from a qualitative analysis in a case study, participatory mapping and preparation of a fishing calendar was adopted in *Colônia Z18*, located in Amontada on the West coast of Ceará. Situated approximately 175 km from Fortaleza, it has about 800 associated fishermen and fisherwomen, distributed along the entire coast of Amontada, according to information obtained from the managers during field activities. About 500 fishermen and fisherwomen (62.5%) had an active registration and, additionally, between 40% and 50% of the total were women. We further learned that, as the onboard fishing activities are, essentially, artisanal and for subsistence (ALMEIDA, 2018), the quantity was approximately 400 vessels, divided into *canoas* (sailboat) and *botes* (sailboat with a closed compartment in the hollow) and, in greater number, *paquetes* (small boat with no sail). However, we were informed that the approximate amount of each type of vessel was uncertain to the *colônia* management at the time of information acquisition.

In this region, there are four OWF projects located in the coastal waters of the municipalities of Acaraú, Trairi, Itapipoca, Amontada, and Itarema. However, two of the four initiatives emerged after our fieldwork had been completed, making it impossible to consider them in the research evaluations. Thus, the results presented here analyzed the installation context of only the two older endeavours. All the projects are registered on Ibama's Electronic Information System (SEI) and can be consulted upon request.

The OWF, whose project is located off the coast of Itarema and Amontada, was foreseen to be about 72km², with 50 turbines, 3 to 8 km from the coast, a depth between 7 and 12 m and a planned potential of 400 MW. However, in October 2021, the project mentioned above had its application to SEI/Ibama archived for inaction. However, in January 2022, the entrepreneur filed a new application on SEI/Ibama with a proposal to expand the required area, updating the technology to be installed and adjusting the design of the respective OWF. Thus, the content of the project, as for its location and previous design, is utilized here as an example that can provide socioenvironmental analyses due to its availability when the study was conducted. The OWF in the waters off Itapipoca and Trairi, on the other hand, is about 958 km², 200 turbines, 23 km from the coast, depth of 20 to 50 m and 3 GW of planned power and continues to have an active SEI/Ibama file. Therefore, both enterprises analyzed could occupy a marine zone of over 1000 km².

2.2 METHODOLOGICAL APPROACH AND DATA COLLECTION

Data collection took place through five participatory workshops conducted in three moments: three in September of 2018 (mapping), one in January 2020 (fishing calendar) and another in March 2020 (validation), totalling 45 participants, all male, ages between 22 and 55 years. All are fishers associated with the Fishing *Colônia Z-18* (Amontada). Because of the exploratory nature of the research, the participants were primarily chosen through contact with the *colônia* management. With consent and authorization from the presidency, we requested announcements be made in the fishing communities associated with the *colônia*, inviting fishers to participate in the workshops on pre-arranged dates. As a prerequisite, the invitations were made to fishers with at least two years of experience in the activity. The predominance of men in the workshops reflects the strict gender division in artisanal fishing, despite women being responsible for almost all shellfish gathering and fish processing (SANTOS, 2015; VASCONCELLOS; DIEGUES; KALIKOSKI, 2011).

Supported by Social Cartography, the mapping was done using sketch maps and scale maps (base maps) using the overlay technique (CORBETT *et al.*, 2006) during the mapping workshops (September 2018). Before beginning the work, we discussed some guiding questions: What fish species are found

in the region? What fishing gear is used, and how are the different fish species captured? What types of vessels are used, how many fishers per boat and what volume of fish is it possible to transport? Do you depend on the wind for your fishing activity? What is the maximum distance travelled, and what are the most frequent routes to reach the fisheries?

Together with the participatory mapping, we prepared Swot matrixes (Strengths, Weaknesses, Opportunities, and Threats) to acquire qualitative data that supported the information included in the maps. This tool allows the rapid construction of internal and external indicators by brainstorming ideas about the object under analysis. The object can be a company, a society, a community, a given sector, etc. Their preparation can be done collectively/participative or individually from the perspective of the research subject or the researcher (YAVUZ; BAYCAN, 2013).

Following the discussion with the fishers provided by the guiding questions outlined above, the workshop activity listed the factors of each Swot matrix category, using Kraft paper with dimensions of about 2.00 m by 1.50 m. The idea was to simulate an information chart and thus make it easy for the participants to visualize. Different coloured pens for each matrix category were utilized to facilitate comprehension and distinction for the subjects discussed. The construction of the matrix was of fundamental importance to (a) register types of target fish species, (b) indicate socioenvironmental issues that already exist in the context of the colônia, (c) define potential threats, as well as (d) identify sectors in the colônia that could improve in the perception of the participating fishers. Some Swot results can also be found in Xavier, Gorayeb and Brannstrom (2020).

After gathering the information in the field and constructing the base social maps (that, is, the base maps plus the mapped social information), the data were synthesized and digitalized in a GIS (Geographic Information System) environment and then validated by the community in another participatory workshop (March 2020). Figure 1 presents the flowchart of the methodological procedures adopted to execute the participatory mapping.

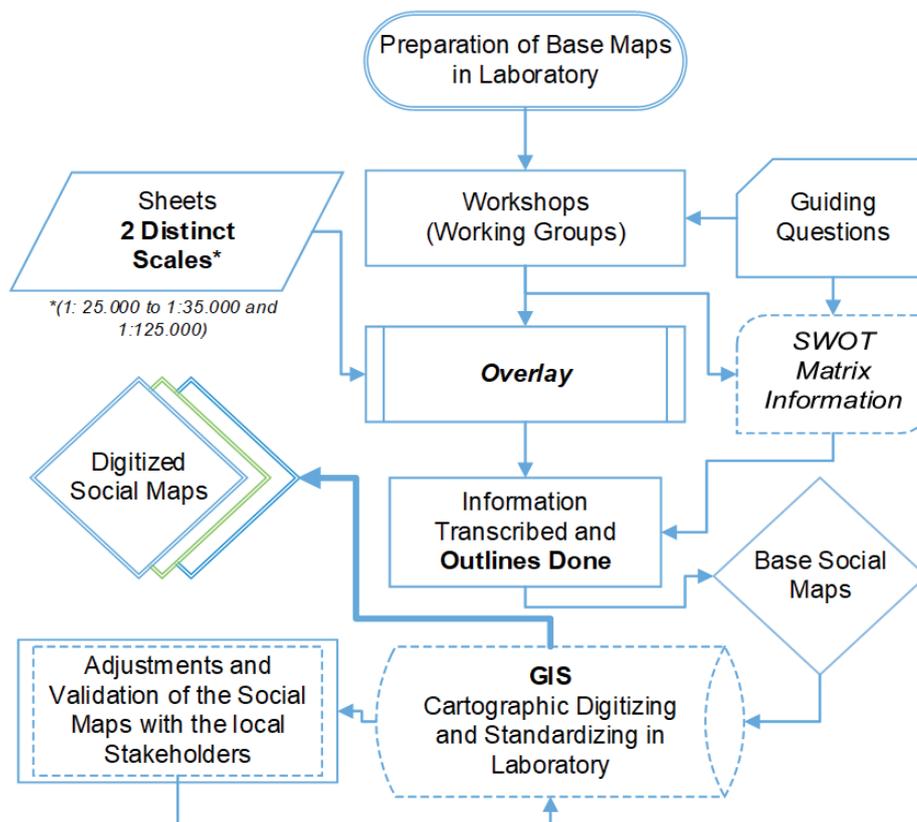


Figure 1 | Flowchart of the processes involved in preparing the social maps.

Source: Prepared by the authors.

In the participatory fishing calendar prepared in a specific workshop (January 2020), we asked four fundamental questions: i) What do you fish? Aiming to gather information on the main types of fish captured; ii) Where do you fish? To understand where the activity takes place; iii) When do you fish? In order to define the seasonalities of the different registered fisheries and iv) How do you fish? To gather information on the fishing gear utilized to catch each type of fish species. The aim of preparing the participatory fishing calendar was to produce additional information on the researched fishing activity.

The participatory methods (mapping, Swot, and fishing calendar) were part of doctoral-level research, and an ethics committee approved the procedures (CAAE/UFC: 06529217.1.0000.5054). To guarantee the highest integrity in the participants' perception, the field team, composed of 2 to 5 members/facilitators, conducted the research so as not to produce interference in the results. In terms of the participants' prior knowledge, only 3 (6.6%) showed that they had any knowledge about the OWF projects. Furthermore, part of the data was produced under the Coastal Economic Ecological Zoning of Ceará (ZEEC Ceará), which, in November 2021, was undergoing a public consultation process by the State Government.. This consists of an essential socioenvironmental survey of the entire Ceará coast to guide a coastal territorial organization (GORAYEB et al., 2021). However, the data utilized in this study are strictly related to artisanal fishing.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Alencar and Maia (2011) indicated that the North and Northeast concentrate most Brazilian fishers, though the data are somewhat outdated due to the statistical void on fishing over the past decade in Brazil (NETO *et al.*, 2021). More recently, Petrobrás S/A, in its report on the monitoring project of fisheries in the petroleum basins of Ceará, noted that there are local, cultural, technical, and logistical particularities in Ceará's fishing (PETROBRAS, 2016). Notwithstanding, the report concludes that there is a lack of data on the local fishing activity.

Fishes are an essential source of food and work for those who live on the coast (VASCONCELLOS; DIEGUES; KALIKOSKI, 2011), especially in Ceará where there is a traditional and widespread practice of artisanal fishing, which directly influences the food security of the local population and the economy of more than twenty coastal municipalities (QUEIROZ *et al.*, 2020).

In the area mapped in conjunction with the fishers of *Colônia* Z18, approximately 840 km², we registered localized information from the beach stretching outward to $\cong 25$ km ($\cong 13.5$ nautical miles or nm) from the coast of Amontada. A total of 16 items makes up the Social Map legend (Figure 2), of which: 8 refer to Fishing, 3 indicate Various Territories, and 5 indicate Existing and Potential Conflicts and Problems perceived by the fishers.

Concerning Caetanos de Baixo beach, where the *Colônia* Z18 headquarters can be found, an OWF Project (Itarema and Amontada) is situated at $\cong 8.25$ km ($\cong 4.5$ nm) to the Northwest. As for the planned area of the other OWF (Itapipoca and Trairi), it is located about 24.2 km ($\cong 13$ nm) to the Northeast.

According to the fishers, fishing takes place along the entire extension of the sea, with emphasis on specific locations. In the participatory mapping, we spotlighted fisheries, examples of fishing routes, and mooring and anchoring locations of the artisanal vessels, mainly for the communities of Moitas, Caetanos de Baixo, and Caetanos de Cima. The data showed the possibility of an overlap of fisheries with the Itarema and Amontada OWF, possibly harming the execution of the activity in these locations. The fishers perceived the potential installation of the OWFs in the region as a threat to their fishing (XAVIER; GORAYEB; BRANNSTROM, 2020). Thus, in the Social Map legend (Figure 2), the OWF projects are inserted in the field "Existing/Potential Conflicts/Problems". However, this may be associated with prior negative experiences with onshore wind farms located in the same region (ALMEIDA, 2018).

Although they address onshore wind power endeavours, studies point to the existence of socioenvironmental and socioeconomic issues in the different phases of installation, mainly in the state of Ceará (ARAÚJO, 2016; BRANNSTROM *et al.*, 2017; GORAYEB *et al.*, 2016, 2018; LOUREIRO; GORAYEB; BRANNSTROM, 2015). Meireles (2008) reported that the insertion of a specific wind farm in the coastal zone of the West coast of Ceará altered the social, economic, and environmental reality of the communities adjacent to the enterprise significantly. For example, Mendes, Gorayeb and Brannstrom (2016) reported marked changes in lagoons utilized by the fishers of Xavier community in Camocim, Ceará. There is a clear need for effective methods of predicting socioenvironmental impacts related to wind power initiatives (BRANNSTROM *et al.*, 2017) to evaluate the possible pressure on the coastal populations.

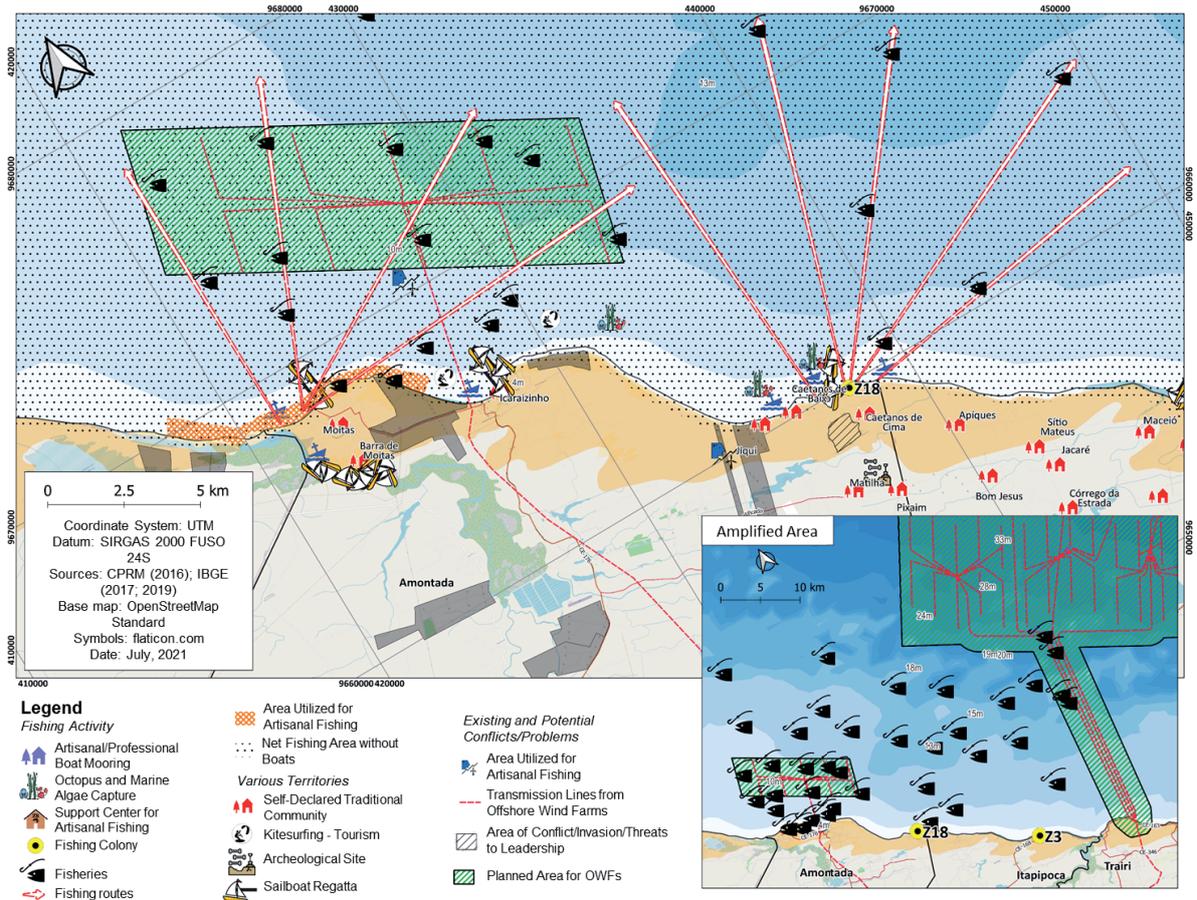


Figure 2 | Colônia Z18 Social Map in Amontada.

Source: Fishermen associated to Colônia Z18, August 2018 and March 2020.

The fisheries are located from the shore until depths of $\cong 20$ m, about 25 km ($\cong 13.5$ nm) from the coast. Therefore, it is possible to visualize a total overlap between the locations of the fisheries mapped in Moitas with the planned area for one of the OWFs. As for the other OWF project, fisheries cited by the fishers are located where the underwater cables are projected to carry electricity to shore.

Though the fishers from the Caetanos de Cima community had indicated fisheries located, primarily, in maritime zones with low potential for direct influence from the OWF projects, the concern over the impact on their boat movement was apparent during the mapping activities. This is clear in the words of one of the participants: "with the construction [of the offshore wind farms], the wind is going to take us there, and it will be hard to go around" (Fisherman residing in the Caetanos de Cima community in Amontada, September 2018). Thus, it is evident that, given the predominant use of sailboats, the

insertion of the wind turbines could become a significant impediment for fishing, provoking negative consequences on the fisherfolk's traditional way of life.

In addition to the OWF possibly intervening in the direction of the vessels, another critical point raised in *Colônia* Z18 was the potential influence the water turbidity would have on the fishing gear. It is possible to infer that the wind turbines, mainly from the OWF located closer to shore, may become an obstacle for fishers in their operational phase and during the construction phase. It could cause alterations in the fishing dynamic due to the higher levels of turbidity generated when driving the monopiles that support the wind turbines into the seabed. Identifying the period that this impact would occur and the extension along which it could occur is fundamental in creating mitigating and compensatory measures for the artisanal fishers.

International studies have highlighted the importance of considering socioenvironmental impacts that take place in all phases of OWF creation (HATTAM; HOOPER; PAPATHANASOPOULOU, 2017; KALDELLIS *et al.*, 2016; KERN *et al.*, 2015; KLAIN *et al.*, 2017; LADENBURG, 2009; LEUNG; YANG, 2012). For example, Kaldellis *et al.* (2016) reached three fundamental conclusions: i) there is a knowledge gap on the socio-environmental impacts of offshore installations; ii) there is no evidence that socio-environmental impacts of OWF are less severe or less disruptive than onshore wind farms and iii) Research and Development (R&D) centred on new materials, new technologies and construction methods has a very significant mitigating effect on the environmental impacts and the efficiency of the offshore installations.

As a means of adding data to the social map, the *Colônia* Z18 participatory fishing calendar, presented in Figure 3, was prepared (the hyphen indicates the absence of information). Twenty-six types of fish were cited (What do you fish?). In terms of the fishing period (When do you fish?), a significant amount of the various types of fish are caught throughout the year: 22, 84.6% of the total target species cited in the participatory fishing calendar. In addition, lobster and Shrimp were said to be captured during a specific period. *Burdião* and *Cação de Escama* are caught by chance.

Regarding distance travelled to fish (where do you fish?), we registered the maritime fishing zone where the activity is most habitual, location is completely aligned with the fisheries registered in the participatory mapping (Figure 2). According to the fishers, this zone is between 1 and 8 nm (about 2 to 15 km) off the coast of Amontada, comprising, in this sector, a total of 21 types of fish (80.7%), as follows: *Ariacó*, Stingrays, Catfish, *Biju-pirá*, *Bonito*, *Burdião*, *Camurim*, *Camurupim*, *Cangulo*, *Cara/Traíra*, *Carapitanga*, *Curuca*, *Galo do Alto*, *Guarajuba*, *Lixa*, Moray eel, Whitefish, *Pirá*, Sardine, Sawfish, and Mullet.

What do you fish?	When do you fish?	Where do you fish?	How do you fish?	
<i>Ariacó</i>	Throughout the year	$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$	Line, Gill Net and Fish Traps	
Stingrays			Line	
Catfish			Trawl and Drift Net	
<i>Biju-pirá</i>			Line, Gill Net and Fish Traps	
<i>Bonito</i>			Drift Net	
<i>Burdião</i>	By chance	-	-	
<i>Cação de Escama</i>			-	
Shrimp	January to July	Shallow waters (50 cm to 1 m)	Drift Net	
<i>Camurim</i>	Throughout the year	$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$	Line and Drift Net	
<i>Camurupim</i>			Trawl, Line and Drift Net	
<i>Cangulo</i>		200 m depth	Line and Fishtraps	
<i>Cará/Traíra</i>		$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$	Drift Net	
<i>Carapitanga</i>			Line and Drift Net	
<i>Curuca</i>			Line and Diving	
<i>Galo do Alto</i>			Line and Drift Net	
<i>Guarajuba</i>				
Lobster			June to November	Up to 80 <i>Braças</i> (120 m)
<i>Lixa</i>		Throughout the year	$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$	Trawl and Line
Moray eel	Line			
Whitefish	Line and Drift Net			
<i>Pirá</i>	Line			
Octopus	-		Hand-gathering (Corals)	
Sardine	$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$		Drift Net	
Sawfish	-		Hand-gathering (Mangrove)	
Crab				
Mullet				$\cong 1\text{nm}$ to $\cong 8\text{nm}$

Observation: the hyphen means lack of information

Figure 3 | Colônia Z18 Fishing Calendar.

Source: Fishermen associated with Colônia Z18, January 2020.

The fishermen stated that a measure of 80 *braças* is the maximum depth limit for catching lobster, which represents about 120 meters. The unit of measurement "*braças*" is commonly used by artisanal fishers on the Brazilian coast and is the distance between palms with arms spread wide, about 1.5 meters (CHIEUS JR, 2009). From the bathymetric data available (CPRM, 2013), the depth mentioned above is located between 40 and 50 km off the coast of Amontada.

According to the fishers, *Cangulo* is caught in two different fishing zones: between $\cong 6$ and 8 nm ($\cong 11.1$ to 14.8 km), where the depth is between $\cong 12$ and 15 m in the vicinity of Colônia Z18 and maritime zones with minimum depths of 200 m , at about 36 nm ($\cong 66,7\text{ km}$) from the coast of Amontada. Notably, this second fishery is located beyond the continental shelf limit – where the depth is over 200 m . Thus, this information emphasizes fisherfolk's ability and traditional knowledge as a fundamental component in recognizing fishing territory.

The participants cited seven different types in considering the fishing gear used (How do you fish?). The absolute quantity of fish types captured by type of instrument, in decreasing order, was: Line and Hook (15), Drift Net (14), Fish Trap (*Covo*) (3), Gill Net (*Caçoeira*) (2), Trawl (2), Lobster Trap (*Manzuá*) (1) and Casting Net (1). In addition to this fishing gear, the fishers also cited diving as the technique for catching *Carapitanga* and hand-gathering for Octopus and Crab.

The data acquired from the *Colônia* Z18 participatory fishing calendar demonstrate that fishing takes place throughout the year without interruption. This indicates the importance of this activity for the survival of the families of fishermen and fisherwomen along the West coast of Ceará, which depend directly on the different types of fish they catch for family consumption or commercialization. Moreover, it corroborated the information inserted in the map concerning the extent of the fishing area beyond the wind farm projects' area and expanded the data that legitimized the fishing territories.

Thus, the results confirm St. Martin and Hall-Arber's (2008, p. 785) idea that coastal communities "need to put themselves on the map if they are to play an active role in emerging ecosystem-based and [marine spatial planning] approaches to marine resources."

4 FINAL CONSIDERATIONS

The study showed how participatory methodologies could foster qualitative and spatial data acquisition in multiple-use marine zones. In this case, the objective was to register the fishing territories of a sector of the West coast of Ceará, where there are OWF projects. These elements can lead to a greater understanding of socioeconomic conflicts resulting from installing renewable energy projects in the coastal waters of Ceará, where there is a traditional and widespread practice of artisanal fishing.

In this sense, mapping demonstrated the overlap between the fisheries pinpointed by the *Colônia* Z18 fishers with the OWF projects in the municipalities of Itarema and Amontada. The qualitative and spatial data produced by participatory methods align with the information required in the standard TR, the starting point for the FEL. The maps identifying preexisting multiple uses and fragilities require the presentation of fishing routes and the respective colonies that the navigation exclusion areas could impact. Another item of the standard TR closely related to the data obtained is the diagnosis of artisanal fishing in terms of productive activities in the local economic dynamic, mainly the data produced from the participatory fishing calendar. Thus, the methodology adopted adequately obtained data on people directly involved in the fishing activity, demonstrating the potential for application in the FEL of offshore wind power endeavours.

However, it is interesting to highlight some of the pros and cons of implementing the participatory methodological procedures evaluated here. Weak points are: i) the data reflected the spatial perception of a group of fishers; ii) participants lacked experience in mapping activities and iii) the researchers needed to maintain a neutral posture, without determining rules or impositions on the participants, in order to guarantee the reliability of the data obtained. Strong points are: i) the methods are versatile and can be reapplied as necessary to expand and validate the data, a characteristic intrinsic to qualitative methods; ii) it was possible to locate the sociospatial relationships of the fishing activity on the marine space; and iii) the fishers were willing to participate in the activities, collaborating with studies that aim to protect their ways of life.

For future research, several topics could be developed. For example, the analysis of residents' perception of justice (participatory, distributive, recognition, etc.) during the phases of the enterprises is a specific research area with specific methodologies to provide greater depth, following the example of Klain *et al.* (2017). The various groups and not only the fishers should be considered so that the communities can be analyzed in their totality. Another critical topic is the use of marine space within a perspective of the marine organization through management tools, such as the Strategic Environmental Evaluation,

whose approach is considered a challenge to be overcome for the growth of the offshore wind power sector in the EPE Roadmap.

Furthermore, within a context of democratic governance based on local human development, participatory methodologies can collaborate to guide the decision-makers involved. Therefore, employing the participatory methodologies evaluated here can collaborate in understanding the social uses of the sea. However, there is no way of guaranteeing that using these models will promote equitable and sustainable development in terms of actual inclusion of the wishes of the fishers and residents. Therefore, follow-up and monitoring measures should coexist in this scenario, both by the public and private entities and civil society as a whole.

ACKNOWLEDGMENTS

We express our gratitude to all the fishers for allowing us to conduct the research in *Colônia Z18*. Financing for this research was provided by Capes (*Coordination for the Improvement of Higher Level Personnel*) Scholarship and the following projects: Capes/Programa de Cooperação Brasil Sul – Sul (Coopbrass) Edital n. 5/2019, Proc. 88881.368924/2019-01 “Renewable energy and Decarbonization in South America: challenges of Wind Power / BR and Funcap/Support for Research Group Projects Edital n. 07/2021, Proc. PS1-0186-00295.01.00/21 “Social and Environmental Challenges of the Energy Transition of Ceará: implications of the production of Green Hydrogen”.

NOTE

1 | For more details, see: <https://www.sema.ce.gov.br/gerenciamento-costeiro/zoneamento-ecologico-economico-da-zona-costeira-zeec/documentos-previous-para-consulta-publica-do-zeec/>

REFERENCES

- ALENCAR, C. A.; MAIA, L. P. Perfil Socioeconômico dos Pescadores Brasileiros. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 2011, v. 44, n. 3. p. 12–19, 2011. DOI: <https://doi.org/10.32360/acmar.v44i3.149>. Access in: 13 fev. 2022.
- ALMEIDA, B. F. M. A. **Cartografia Social e Conflitos Territoriais no Assentamento Sabiaguaba, Ceará, Brasil**. 2018. 99 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Available at: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/34938>. Access in: 13 fev. 2022.
- ARAÚJO, J. C. H. Entre Expropriações e Resistências: a implementação de parques eólicos na zona costeira do Ceará, Brasil. **Cadernos do CEAS**, n. 237, p. 327–346, 2016.
- BRANNSTROM, C. et al. Is Brazilian wind power development sustainable? Insights from a review of conflicts in Ceará state. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 67, p. 62–71, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.047>. Access in: 13 fev. 2022.
- CAMARGO SHUBERT ENGENHEIROS ASSOCIADOS et al. **Atlas Eólico e Solar: Ceará**. Curitiba: Camargo Schubert; Fortaleza: Adece, Fiec, Sebra, 2019, 188p. Available at: <http://atlas.adece.ce.gov.br/User?ReturnUrl=%2F>. Access in: 10 jul. 2021.
- CHIEUS JR, G. A Braça da Rede, uma técnica caiçara de medir. **Revista Latinoamericana de Etnomatemática Perspectivas Socioculturales de la Educación Matemática**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 4-17, 2009. Available at: <https://www.revista.etnomatematica.org/index.php/RevLatEm/article/view/17>. Access in: 14 fev. 2022.

CORBETT, J. *et al.* Overview: Mapping for Change – the emergence of a new practice. In: RAMBALDI, G. *et al.* (Ed.). **Participatory Learning and Action 54**. Mapping for change: practice, technologies and communication. International Institute for Environment and Development (IIED), 2006. p.13–20. Available at: <https://pubs.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/G02944.pdf>. Access in: 13 fev. 2022.

DUTTON, A. S. P. *et al.* **Going Global: Expanding Offshore Wind to Emerging Markets**. Washington, DC: World Bank Group. 2019. Available at: <http://documents.worldbank.org/curated/en/716891572457609829/Going-Global-Expanding-Offshore-Wind-To-Emerging-Markets>. Access in: 26 jul. 2021.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2029**. Ministério de Minas e Energia, Brasília, Brasil, 2019, 382p. Available at: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-422/PDE%202029.pdf>. Access in: 14 abr. 2020.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Roadmap Eólica Offshore Brasil**. Perspectivas e caminhos para a energia eólica marítima. Rio de Janeiro, Brasil, 2020, 140p. Available at: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-456/Roadmap_Eolica_Offshore_EPE_versao_R2.pdf. Access in: 13 fev. 2022.

GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2020**. August 2020. Bruxelas: Global Wind Energy Council, 2020. Available at: <https://gwec.net/global-offshore-wind-report-2020/>. Access in: 10 jul. 2021.

GOMES, M. S. S. *et al.* Proposal of a methodology to use *offshore* wind energy on the southeast coast of Brazil. **Energy**, v. 185, p. 327–336, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.07.057>. Access in: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Wind power gone bad: critiquing wind power planning processes in northeastern Brazil. **Energy Research & Social Science**, v. 40, n. August 2017, p. 82–88, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.11.027>. Access in: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Wind-energy Development Causes Social Impacts in Coastal Ceará state, Brazil: the case of the Xavier Community. **Journal of Coastal Research**, v. 75, n. sp1, p. 383–387, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2112/S175-077.1>. Access in: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Cartografia social e a produção de dados participativos para o zoneamento ecológico-econômico costeiro do Ceará. In: SOUTO, R. D.; MENEZES, P. M. L.; FERNANDES, M. C. (Org.). **Mapeamento Participativo e Cartografia Social: aspectos conceituais e trajetórias de pesquisa**. Rio de Janeiro: Raquel Dezidério Souto, 2021, v. 1, p. 62-90. Available at: <https://sites.google.com/view/workshopmpcs2021/livro/download>. Access in: 07 jan. 2022.

HANNA, P. *et al.* Improving the effectiveness of impact assessment pertaining to Indigenous peoples in the Brazilian environmental licensing procedure. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 46, p. 58–67, 1, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.005>. Access in: 13 fev. 2022.

HATTAM, C.; HOOPER, T.; PAPANATHANASOPOULOU, E. A well-being framework for impact evaluation: the case of the UK offshore wind industry. **Marine Policy**, v. 78, n. June 2016, p. 122–131, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.10.024>. Access in: 13 fev. 2022.

IBAMA. **Termo de Referência: Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental EIA/RIMA, Tipologia: Complexos Eólicos Marítimos (Offshore)**. Nov. 2020. Available at: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/licenciamento/publicacoes/2020-11-TR_CEM.pdf. Access in: 07 jan. 2022.

KALDELLIS, J. K. *et al.* Environmental and social footprint of offshore wind energy. Comparison with onshore counterpart. **Renewable energy**, v. 92, p. 543–556, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.02.018>. Access in: 13 fev. 2022.

KERN, F. *et al.* Empowering sustainable niches: comparing UK and Dutch offshore wind developments. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 100, p. 344–355, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2015.08.004>. Access in: 13 fev. 2022.

KLAIN, S. C. *et al.* Will communities “open-up” to *offshore* wind? Lessons learned from New England islands in the United States. **Energy Research & Social Science**, v. 34, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.05.009>. Access in: 13 fev. 2022.

LADENBURG, J. Visual impact assessment of offshore wind farms and prior experience. **Applied Energy**, v. 86, n. 3, p. 380–387, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2008.05.005>. Access in: 13 fev. 2022.

LEUNG, D. Y. C.; YANG, Y. Wind energy development and its environmental impact: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 1031–1039, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.024>. Access in: 13 fev. 2022.

LOUREIRO, C. V.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Implantação de Energia Eólica e Estimativas das Perdas Ambientais em um Setor do Litoral Oeste do Ceará, Brasil. **Geosaberes**, v. 6, n. 1, p. 24–38, 2015. ISSN 2178-0463. Available at: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/361>. Access in: 13 fev. 2022.

MEIRELES, A. J. A. Impactos ambientais em áreas de preservação permanente (APPs) promovidos no campo de dunas da Taíba pela usina eólica Taíba Albatroz – Bons ventos Geradora de Energia S/A. **Parecer técnico elaborado para o Ministério Público Federal no Ceará (MPF/CE)**, 2008, 49p.

MENDES, J. DE S.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Diagnóstico Participativo e Cartografia Social Aplicados aos Estudos de Impactos das Usinas Eólicas no Litoral do Ceará: o caso da Praia de Xavier, Camocim. **Geosaberes**, v. 6, n. 3, p. 243–254, 2015. Available at: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/510>. Access in: 13 fev. 2022.

NETO, J. B. G. *et al.* A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. **Ocean and Coastal Management**, v. 209, p. 105699, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105699>. Access in: 13 fev. 2022.

ORTIZ, G. P.; KAMPEL, M. Potencial de energia eólica *offshore* na margem do Brasil. In: V SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. **Anais [...]** Santos, SP: 2001. Available at: <http://vsbo.io.usp.br/trabs/050.pdf>. Access in: 18 out. 2017.

PETROBRAS. **Projeto de Monitoramento do Desembarque Pesqueiro Regional da Bacia do Ceará**. EU-RNCE. Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará. Revisão 00, mar. 2016. 103p.

QUEIROZ, L. S. *et al.* The Social and Economic Framework of Artisanal Fishing in the State of Ceará, Brazil. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 11, p. 180-198, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26895/geosaberes.v11i0.871>. Access in: 13 fev. 2022.

SANTOS, A. N. Fisheries as a way of life: gendered livelihoods, identities and perspectives of artisanal fisheries in eastern Brazil. **Marine Policy**, v. 62, p. 279–288, dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.007>. Access in: 13 fev. 2022.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Projeto Batimetria**, nov. 2013. Available at: <http://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/Geologia-Marinha/Projeto-Batimetria-3224.html>. Access in: 22 jun. 2021.

ST. MARTIN, K.; HALL-ARBER, M. The missing layer: geo-technologies, communities, and implications for marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 32, n. 5, p. 779–786, set. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.015>. Access in: 13 fev. 2022.

VASCONCELLOS, M.; DIEGUES, A. C.; KALIKOSKI, D. C. Coastal fisheries of Brazil. *In: SALAS, S. et al. (Ed). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO – Fisheries and Aquaculture Technical Paper, n. 544, Rome, FAO, 2011, p. 73–116. Available at: <https://caribbeanfmc.com/pdfs/Coastal%20fisheries%20Latin%20America%20-%20Caribbean.pdf>. Access in: 13 fev. 2022.

XAVIER, T.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Energia Eólica Offshore e Pesca Artesanal: impactos e desafios na costa oeste do Ceará, Brasil. *In: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F. M.; PINHEIRO, L. (Orgs.) Geografia Marinha: oceanos e costas na perspectiva de geógrafos*. Rio de Janeiro: PGGM, 2020. p. 608-630. ISBN 978-65-992571-0-0 Available at: <https://drive.google.com/file/d/1kC53ZLBkJbR1HDJc0LyTdfBgNUYH7NCZ/view>. Access in: 13 fev. 2022.

YAVUZ, F.; BAYCAN, T. Use of Swot and analytic hierarchy process integration as a participatory decision-making tool in watershed management. *Procedia Technology*, v. 8, p. 134-143, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2013.11.019>. Access in: 13 fev. 2022.

Metodologias Participativas e a Produção de Dados da Pesca Artesanal em Áreas com Projetos de Parques Eólicos *Offshore* no Ceará, Brasil

Participatory Methodologies and the Production of Data on Artisanal Fishing in Areas with Offshore Wind Farm Projects in Ceará, Brazil

Thomaz Willian de Figueiredo Xavier ¹

Adryane Gorayeb ²

Christian Brannstrom ³

¹ Doutorado em Geografia, Pesquisador, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, CE, Brasil
E-mail: thomwillian@gmail.com

² Doutorado em Geografia, Professora, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, CE, Brasil
E-mail: gorayeb@ufc.br

³ Doutorado em Geografia, Professor, Departamento de Geografia, Texas A&M University, EUA
E-mail: cbrannst@geog.tamu.edu

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40633

Received: 03/11/2021
Accepted: 07/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

Os Parques Eólicos *Offshore* (PEO) são uma importante fonte de energia emergente. No Brasil, o licenciamento ambiental de PEO requer um mapa de identificação de usos múltiplos preexistentes, visando às atividades potencialmente conflitantes, como rotas de pesca e navegação. O objetivo do trabalho foi avaliar a aplicação de metodologias participativas na construção de dados sobre a atividade pesqueira, visando à análise de potenciais impactos dos PEO nos territórios marinhos do estado do Ceará, com enfoque na pesca artesanal. Foram produzidos mapa participativo e calendário de pesca na colônia Z18, localizada em Amontada, Ceará. A coleta de dados ocorreu por meio de quatro oficinas participativas com 45 participantes. Os dados foram digitalizados em ambiente SIG e, posteriormente, validados junto à comunidade. Os resultados mostram sobreposição completa entre um PEO e a atividade pesqueira local. Assim, métodos participativos podem auxiliar na aquisição de dados pesqueiros e na avaliação dos múltiplos usos dos territórios marinhos..

Palavras-chave: Calendário de Pesca Participativo. Cartografia Social. Energia Renovável. Licenciamento Ambiental. Mapeamento Participativo.

ABSTRACT

Offshore wind farms (OWF) are an essential emerging energy source. In Brazil, environmental licensing of OWFs requires an identification map of multiple preexisting uses, targeting potentially conflicting activities, such as fishing and navigation routes. The objective of the work was to evaluate the application of participatory methodologies in the construction of data on fishing activity, aiming at analyzing potential impacts of OWFs in marine territories of the state of Ceará, with a focus on artisanal fishing. A participatory map and fishing calendar were produced in Colônia Z18, Amontada, Ceará. Data collection took place through four participatory workshops with 45 participants. The data were digitized in a GIS environment and later validated with the community. The results show complete overlap between an OWF and the local fishing activity. Thus, participatory methodologies can help in the acquisition of fishery data and the assessment of the multiple uses of marine territories.

Keywords: Environmental Licensing. Participatory Fishing Calendar. Participatory Mapping. Renewable energy. Social Cartography.

1 INTRODUÇÃO

Parques Eólicos *Offshore* (PEO) já se consolidaram como fonte energética. O Relatório Global dos Ventos de 2020 (GWEC, 2020) indicou um total de 29,1 GW de capacidade instalada (CI) em todo o mundo. No contexto brasileiro, configuram-se como potencial setor para a geração de eletricidade e, mais recente, de hidrogênio verde. Estimativas do potencial eólico marítimo apontam que em águas brasileiras há recurso energético em abundância (EPE, 2020; GOMES *et al.*, 2019).

Há duas décadas, quando do início dos estudos do potencial eólico brasileiro, foi indicado um potencial eólico marinho 12 vezes superior em comparação ao continental (ORTIZ; KAMPEL, 2001). Mais recentemente, o Programa de Assistência à Gestão do Setor Energético (Esmap, em inglês) do Grupo Banco Mundial, que aborda questões sobre o potencial energético de países emergentes em tecnologia eólica *offshore*, publicou estimativas sobre o potencial energético brasileiro (DUTTON *et al.*, 2019). Segundo o documento, o Brasil apresenta potencial total de 1.228 GW, que é muito superior à capacidade instalada no mundo conforme demonstrado acima. Já o Relatório Global dos Ventos 2020 (GWEC, 2020), ao apresentar os países que se encontram em fase de preparação para o aproveitamento do potencial eólico marinho, destacou, pela primeira vez, o Brasil junto a países como México, Índia, Sri Lanka e Austrália. Publicações como essas enfatizam, para o mercado global, as possíveis direções dos investimentos do setor.

No âmbito nacional, o Plano Decenal de Expansão de Energia 2029 – PDE 2029 (EPE, 2019, p. 61), previu, “pela primeira vez, a tecnologia eólica *offshore* como candidata à expansão, a partir do ano de 2027”. Ademais, a Empresa de Pesquisa Energética (EPE) apresentou o *Roadmap* Eólica *Offshore* Brasil (EPE, 2020), primeiro roteiro para indicar os possíveis caminhos a serem seguidos na inserção da tecnologia eólica marinha em águas brasileiras, cujo material traz informações básicas para o planejamento do setor como: a identificação das possíveis barreiras, os desafios para o desenvolvimento do setor eólico *offshore* no Brasil e algumas recomendações do ponto de vista do planejador.

No que diz respeito ao Nordeste brasileiro, o *Roadmap* apresenta um potencial de geração superior à 15.000TWh/ano de energia elétrica ao longo de toda a extensão litorânea em direção ao limite da Zona Econômica Exclusiva (ZEE). Nesse contexto, nota-se destaque à região marinha dos estados do Ceará e Rio Grande do Norte (EPE, 2020). Porém, é importante ressaltar que essa estimativa não levou em consideração nenhum tipo de restrição à inserção dos PEO (batimetria, áreas de proteção ambiental, rotas comerciais, rotas migratórias de aves, áreas de exploração de petróleo, áreas de pesca e/ou áreas com usos conflitantes), ou seja, o estudo negligenciou o reconhecimento de critérios técnicos e socioambientais decisivos para a melhor definição de áreas aptas à tecnologia eólico-energética *offshore* no Brasil.

Por outro lado, o *Roadmap* (EPE, 2020) traz análises visando à identificação das possíveis barreiras e desafios em diferentes setores para a inserção de PEO no Brasil. São 13 desafios listados no documento: (1) necessidade de precisão em dados meteoceanográficos e climatológicos; (2) adequação do sistema portuário brasileiro; (3) adaptação da atual indústria eólica nacional; (4) disponibilidade de embarcações adequadas ao transporte, instalação e manutenção das estruturas eólicas *offshore*; (5) capacitação profissional nas esferas pública e privada; (6) melhoria na infraestrutura de transmissão de energia; (7) busca por instrumentos de gestão ambiental com potencial de redução de conflitos relacionados ao uso do espaço marítimo; (8) necessidade de adequação dos procedimentos atuais de licenciamento ambiental; (9) necessidade de adaptação do regimento atual acerca da segurança da navegação; (10) necessidade de aperfeiçoamento da regulação vigente para outorga de áreas marinhas; (11) ampliação na competitividade da fonte eólica *offshore* em relação às outras fontes disponíveis no sistema nacional integrado; (12) identificação de áreas com restrição exploratória na ZEE brasileira e (13) as incertezas sobre os potenciais conflitos socioeconômicos entre os PEO e outras atividades. Os dois últimos desafios são importantes justificativas desta pesquisa. Além disso, em novembro de 2020, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) publicou o Termo de Referência (TR) padrão para o Licenciamento Ambiental Federal (LAF) desta tipologia de empreendimento (IBAMA, 2020). Esse documento dita os aspectos básicos a serem observados quanto à elaboração do estudo de viabilidade ambiental dos PEO. Assim, no final de janeiro de 2022, 37 projetos encontravam-se protocolados no Ibama, visando ao licenciamento.

No que compete à análise das alternativas locais e análise integrada do diagnóstico ambiental, o TR padrão exige a elaboração do mapa de identificação de usos múltiplos preexistentes e de fragilidades. Trata-se de informações para análise quanto à escolha do local do empreendimento pelos proponentes. Entre as camadas requeridas, inserem-se os dados sobre atividades potencialmente conflitantes, como a pesca e suas rotas de navegação e, conseqüentemente, as colônias de pesca que poderão ser atingidas pelas zonas de exclusão de navegação no período de pós-implantação dos PEO.

No Atlas Eólico e Solar do Ceará (CAMARGO SHUBERT ENGENHEIROS ASSOCIADOS *et al.*, 2019), são estimados cerca de 117,2 GW de potencial sobre o mar cearense em profundidades que variam entre 5 e 50 metros com velocidades de vento superiores a 7 m/s, possibilitando gerar 506 TWh/ano de energia. É interessante destacar que o modelo proposto no documento estimou tais valores para uma altura de 100 m em áreas com potencial para o recebimento dos projetos, excluindo as áreas de proteção, de pesca, de concessão para exploração de óleo e gás, etc. Entretanto, a metodologia para definição das áreas de exclusão, o que inclui as áreas de pesca, não foi detalhada no documento. Um total de sete iniciativas de PEO localiza-se em águas do litoral cearense.

Por esse motivo, mapear e discutir os pontos que são relevantes para as populações locais, ante as intervenções planejadas, torna-se artifício básico ao planejamento, sobretudo no que tange à consulta, o mais cedo possível, às comunidades que sofrerão algum tipo de impacto (HANNA *et al.*, 2014). Os planejamentos devem, portanto, ser articulados com cautela e de forma holística, pois todas as dinâmicas já materializadas no espaço, quer sejam sociais ou ambientais, passarão por significativas alterações durante as diferentes fases de existência dos PEO.

Dessa forma, este trabalho tem por objetivo avaliar a aplicação de metodologias participativas na construção de dados sobre a atividade pesqueira, visando à análise de potenciais impactos dos PEO nos territórios marinhos do estado do Ceará, com enfoque na pesca artesanal. Trata-se de importantes informações para direcionar o desenvolvimento do setor, assim como apresenta potencial para subsidiar a elaboração de mapas de usos múltiplos e de fragilidades no âmbito do LAF brasileiro.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DO ESTUDO DE CASO

De natureza exploratória e partindo de análise qualitativa em estudo de caso, adotou-se o mapeamento e a elaboração de calendário de pesca, participativos, junto à Colônia Z18, localizada em Amontada no litoral oeste do Ceará. Situada a aproximadamente 175 km de Fortaleza, apresenta cerca de 800 pescadores(as) associados(as), distribuídos(as) ao longo de todo o litoral de Amontada, de acordo com informações obtidas com os dirigentes durante as atividades de campo. Cerca de 500 pescadores(as) (62,5%) encontravam-se com o registro ativo e, além disso, entre 40% e 50% do total eram mulheres. Ainda foi informado que, como as atividades pesqueiras embarcadas são, essencialmente, artesanais e de subsistência (ALMEIDA, 2018), a quantidade era de aproximadamente 400 embarcações, sendo divididas entre Canoas e Botes e, em maior número, paquetes (foi informado que a quantidade aproximada de cada tipo de embarcação era incerta para a gerência da colônia no momento de aquisição das informações).

Nessa região, situam-se quatro projetos de PEO, localizados em águas costeiras dos municípios de Acaraú, Trairi, Itapipoca, Amontada e Itarema. Contudo, as iniciativas de dois dos quatro empreendimentos existentes surgiram após a finalização dos trabalhos de campo, não sendo possível suas considerações nas avaliações desta pesquisa. Assim, os resultados aqui apresentados analisaram o contexto de implantação apenas dos dois empreendimentos mais antigos. Todos os projetos estão cadastrados no Sistema Eletrônico de Informações (SEI) do Ibama e podem ser consultados mediante solicitação ao órgão.

O PEO com projeto localizado no mar litorâneo de Itarema e Amontada previa cerca de 72 km², com 50 turbinas, 3 km a 8 km da costa, profundidade entre 7 m e 12 m e potencial planejado de 400 MW. É importante mencionar que, em outubro de 2021, o referido projeto teve seu processo no SEI/Ibama arquivado por falta de movimentação. Contudo, em janeiro de 2022, o empreendedor protocolou novo processo no SEI/Ibama com proposta de expansão da área requerida, atualização da tecnologia a ser instalada e readequação do *design* do respectivo PEO. Dessa forma, o conteúdo do projeto acerca da localização das estruturas e do *design* anterior é aqui utilizado como exemplo que pode providenciar análises socioambientais em razão de sua disponibilidade no período de realização da pesquisa. Já o parque no mar litorâneo de Itapipoca e Trairi detém cerca de 958 km², 200 turbinas, 23 km da costa, 20 m a 50 m de profundidade e 3 GW de potência planejada e segue com o processo SEI/Ibama ativo. Somados, ambos os empreendimentos analisados podem ocupar zona marinha superior a 1000 km².

2.2 ABORDAGEM METODOLÓGICA E COLETA DE DADOS

O levantamento dos dados ocorreu por meio de cinco oficinas participativas executadas em três momentos: três em setembro de 2018 (mapeamento); uma em janeiro de 2020 (calendário de pesca) e outra em março de 2020 (validação), totalizando 45 participantes, todos do sexo masculino, com idades entre 22 e 55 anos. Trata-se de pescadores associados à Colônia de Pesca Z18 (Amontada). Em decorrência da natureza exploratória da pesquisa, os participantes foram escolhidos, primeiramente, a partir de contato

com a gestão da colônia. Com o consentimento e autorização por parte da presidência, foi solicitado que fossem feitas divulgações nas comunidades pesqueiras associadas à colônia, convidando os pescadores para participarem das oficinas nas datas pré-agendadas. Como pré-requisito, foi definido que os convites seriam feitos aos pescadores com experiência de, no mínimo, dois anos na atividade. O predomínio dos homens nas oficinas reflete a rígida divisão de gênero do trabalho na pesca artesanal, apesar de as mulheres serem responsáveis por quase a totalidade da coleta de mariscos e pelo processamento do pescado (SANTOS, 2015; VASCONCELLOS; DIEGUES; KALIKOSKI, 2011).

Apoiado na Cartografia Social, o mapeamento foi realizado a partir de mapas de esboço e de escala (mapas-base) com o suporte da técnica de *overlay* (CORBETT *et al.*, 2006) durante as oficinas de mapeamento (setembro de 2018). Antes de iniciar os trabalhos, foi realizado momento de discussão partindo de questões norteadoras: Quais espécies de pescado são encontradas na região? Quais instrumentos e aparelhos (artes) de pesca são utilizados e como as distintas espécies de peixe são capturadas? Quais os tipos de embarcações utilizados? Qual o número de pescadores por embarcação e o volume de pescado possível de transportar? Há dependência de vento para realizar a atividade pesqueira? Qual a distância máxima percorrida e quais as rotas de saída mais frequentes para se alcançar os pontos de pesca?

Em conjunto ao mapeamento participativo, foram elaboradas matrizes *Swot* (*Strengths, Weaknesses, Opportunities, and Threats* ou Forças, Fraquezas, Oportunidades e Ameaças) para adquirir dados qualitativos que apoiassem as informações inseridas nos mapas. Trata-se de uma ferramenta que possibilita a construção de indicadores internos e externos de forma rápida a partir de uma tempestade de ideias acerca do organismo em análise. Tal organismo pode ser uma empresa, uma sociedade, uma comunidade, um determinado setor, etc. Sua elaboração pode advir de formas coletivas/participativas ou de forma individual na perspectiva do pesquisado ou pesquisador (YAVUZ; BAYCAN, 2013).

Após o debate com os pescadores, providenciado pelas perguntas norteadoras acima destacadas, a atividade da oficina foi conduzida de maneira a elencar os fatores de cada um dos eixos da matriz *Swot*, cujo material utilizado para anotação foi papel-cartão pardo com dimensões de aproximadamente 2,00 m por 1,50 m. O intuito foi o de simular um quadro de informações e assim possibilitar a boa visualização de todos os participantes, o que incluiu a utilização de canetas de cores diferentes para o registro de cada um dos eixos da matriz para facilitar a compreensão e distinção quanto aos temas discutidos. A elaboração da matriz foi de fundamental importância para (a) registrar tipologias de pescados-alvo, (b) apontar problemáticas socioambientais já existentes no contexto da colônia, (c) definir potenciais ameaças, assim como (d) identificar setores na colônia que poderiam melhorar a partir da percepção dos pescadores participantes. Alguns resultados da *Swot* podem ser encontrados também em Xavier, Gorayeb e Brannstrom (2020).

Após o levantamento das informações em campo e a produção dos mapas sociais base (isto é, os mapas-base adicionados das informações sociais mapeadas), os dados foram sintetizados e digitalizados em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas), os quais foram validados pela comunidade em nova oficina participativa (março de 2020). A Figura 1 apresenta o fluxograma dos procedimentos metodológicos adotados para execução do mapeamento participativo.

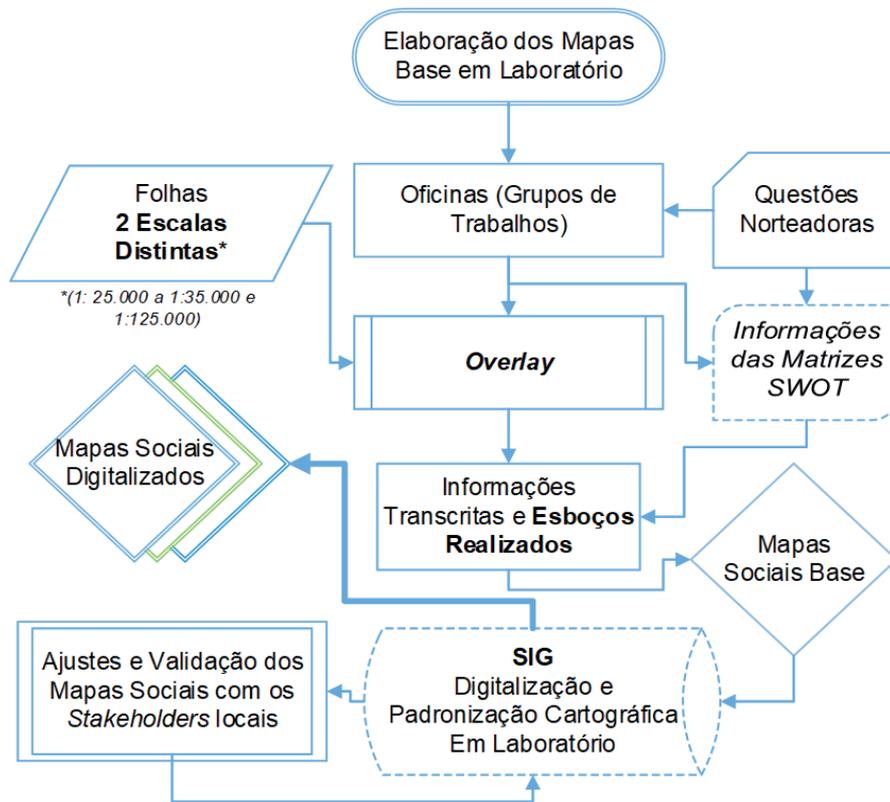


Figura 1 | Fluxograma dos processos realizados para elaboração dos mapas sociais.

Fonte: Elaboração própria.

Já para o calendário de pesca participativo, que foi elaborado em oficina específica (janeiro 2020), foram utilizadas quatro questões fundamentais: i) O que se pesca? Visando obter informações sobre os principais tipos de pescados capturados; ii) Onde se pesca? Para entender a localização onde a atividade ocorre; iii) Quando se pesca? Na busca pela definição das temporalidades das diferentes pescas registradas e iv) Como se pesca? Para obter informações sobre os instrumentos e aparelhos utilizados em cada tipo de pescado capturado. É importante destacar que a elaboração do calendário de pesca participativo teve o intuito de produzir informações adicionais sobre a atividade pesqueira pesquisada.

Os métodos participativos (mapeamento, *Swot* e calendário de pesca) integraram pesquisa em nível de tese, cujos procedimentos foram aprovados quanto à ética na pesquisa social (CAAE/UFC: 06529217.1.0000.5054). Para garantir a máxima integridade na percepção dos participantes, a equipe de campo, que foi composta por 2 a 5 membros/facilitadores, conduziu a pesquisa de forma a não produzir interferências nos resultados. No que se refere ao conhecimento prévio dos participantes, apenas três (6,6%) apresentavam conhecimento sobre os projetos de PEO. Além disso, parte dos dados foi produzido no âmbito do Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro do Ceará (ZEEC Ceará) que, em novembro de 2021, encontrava-se em processo de consulta pública pelo governo do estado. Trata-se de importante levantamento socioambiental em todo o litoral cearense voltado a dar orientações ao ordenamento territorial costeiro (GORAYEB *et al.*, 2021). É interessante destacar que os dados utilizados nesta pesquisa são estritamente relativos à atividade pesqueira artesanal.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Alencar e Maia (2011) indicaram que as regiões Norte e Nordeste concentram a maioria dos pescadores brasileiros, apesar de os dados estarem defasados devido ao vazio estatístico sobre a pesca existente há mais de uma década no Brasil (NETO *et al.*, 2021). Mais recentemente, a Petrobras S/A, ao disponibilizar o relatório do projeto de monitoramento sobre a atividade pesqueira na bacia petrolífera do Ceará, evidenciou que há particularidades locais, culturais, técnicas e logísticas na atividade pesqueira cearense (PETROBRAS, 2016). Todavia, o relatório conclui que existe carência de dados sobre a atividade pesqueira local.

A pesca se caracteriza como importante fonte de alimento e de trabalho para aqueles que residem no litoral (VASCONCELLOS; DIEGUES; KALIKOSKI, 2011), em especial no Ceará, onde existe prática ancestral e disseminada da pesca artesanal, que influencia diretamente a segurança alimentar da população local e a economia de mais de duas dezenas de municípios litorâneos (QUEIROZ *et al.*, 2020).

Na área mapeada junto aos pescadores da Colônia Z18, aproximadamente 840 km², foram registradas informações localizadas desde a faixa de praia, estendendo-se até $\cong 25$ km ($\cong 13,5$ milhas náuticas ou mn) de distância da costa de Amontada. Um total de 16 itens constituem a legenda do Mapa Social (Figura 2) dos quais: oito referem-se à Atividade Pesqueira, três apontam Territórios Diversos e cinco indicam os Conflitos e Problemáticas Existentes e Potenciais percebidos pelos pescadores.

Em relação à praia de Caetanos de Baixo, onde está situada a sede da Colônia Z18, um projeto de PEO (Itarema e Amontada) está situado a $\cong 8,25$ km ($\cong 4,5$ mn) a noroeste. Já a área planejada do outro PEO (Itapipoca e Trairi) encontra-se localizada a nordeste a cerca de 24,2 km ($\cong 13$ mn).

De acordo com os pescadores, a atividade pesqueira ocorre em toda a extensão marinha, com destaque em determinadas localidades. No mapeamento participativo, o destaque é dado ao registro dos pontos de pesca, de exemplos de rotas de saída para pesca e dos locais de atracagem e fundeio das embarcações artesanais, sobretudo para as comunidades de Moitas, Caetanos de Baixo e Caetanos de Cima. Os dados evidenciaram a possibilidade de sobreposição da área de pesca com o PEO de Itarema e Amontada, podendo prejudicar a execução da atividade nessas localidades. A percepção dos pescadores quanto ao potencial de instalação dos PEO na região configurou-se como ameaça à atividade pesqueira (XAVIER; GORAYEB; BRANNSTROM, 2020). Por esse motivo, na legenda do Mapa Social (Figura 2) os projetos de PEO encontram-se inseridos no campo “Conflitos/Problemáticas Existentes/Potenciais”. Contudo, vale destacar que esse fato pode estar associado às experiências pretéritas negativas com projetos de parques eólicos localizados em terra na mesma região (ALMEIDA, 2018).

Embora sejam sobre empreendimentos eólico-energéticos localizados em terra, pesquisas destacam a existência de problemáticas socioambientais e socioeconômicas nas diferentes fases de implantação, sobretudo no estado do Ceará (ARAÚJO, 2016; BRANNSTROM *et al.*, 2017; GORAYEB *et al.*, 2016, 2018; LOUREIRO; GORAYEB; BRANNSTROM, 2015). Meireles (2008) relata que a inserção de um parque eólico específico na zona costeira do litoral oeste do Ceará resultou em alterações significativas na realidade social, econômica e ambiental das comunidades adjacentes ao empreendimento. Mendes, Gorayeb e Brannstrom (2016) relataram, por exemplo, alterações significativas em lagoas utilizadas pelos pescadores da comunidade de Xavier em Camocim, Ceará. Fica evidente a necessidade de métodos eficazes de previsão dos impactos socioambientais relacionados às iniciativas eólico-energéticas (BRANNSTROM *et al.*, 2017) para avaliar as possíveis pressões sobre as populações costeiras.

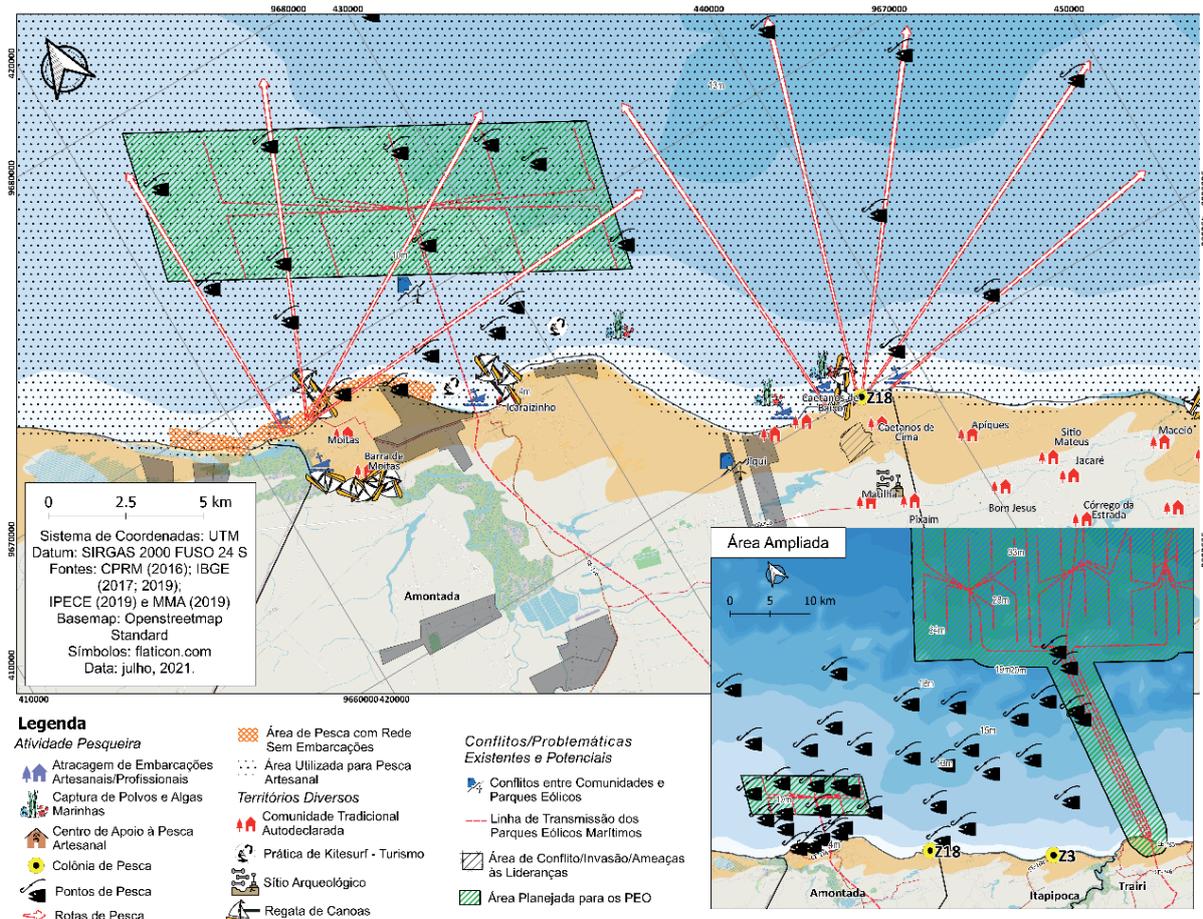


Figura 2 | Mapa Social da Colônia Z18 em Amontada.

Fonte: Pescadores associados na Colônia Z18, agosto de 2018 e março de 2020.

Os pontos de pesca estão inseridos desde a faixa de praia até profundidades de $\cong 20$ m a cerca de 25 km ($\cong 13,5$ mn) da costa. É possível visualizar total sobreposição entre a localização dos pontos de pesca mapeados em Moitas com a área planejada para um dos PEO. Já em relação ao outro projeto de PEO, observam-se que os pontos de pesca mencionados pelos pescadores estão localizados onde está planejada a inserção dos cabos submarinos para transporte da energia.

Embora os pescadores da comunidade de Caetanos de Cima tenham indicado pontos de pesca localizados, majoritariamente, em zona marítima com baixo potencial de influência direta dos projetos de PEO, o receio do impacto sobre o deslocamento das embarcações se fez presente nas atividades de mapeamento junto à comunidade. O que pode ser percebido na seguinte fala de um dos pescadores: “com a construção [dos parques eólicos marítimos], o vento vai nos levar para lá e vai ser difícil contornar” (Pescador morador da comunidade de Caetanos de Cima em Amontada, setembro de 2018). Dessa forma, é evidente que, devido ao predominante uso de embarcações movidas ao vento, a inserção dos aerogeradores pode se tornar uma grande barreira para a realização da pesca, provocando consequências negativas no modo de vida tradicional dos pescadores.

Além da possibilidade de o vento intervir na direção das embarcações, outro importante dado levantado na Colônia Z18 foi a potencial influência da turbidez da água na definição do instrumento/aparelho de pesca a ser utilizado. A presença dos aerogeradores, sobretudo do projeto de PEO localizado em zona marítima mais próxima à costa, pode se tornar não só um obstáculo para os pescadores na fase de operação, mas durante a fase de construção também. Essa fase pode causar alterações na dinâmica pesqueira em razão da possibilidade de criação de níveis mais elevados de turbidez da água em função do cravamento das fundações das plataformas que sustentam os aerogeradores. Identificar o período de ocorrência desse impacto, assim como a extensão em que pode ocorrer, torna-se fundamental para auxiliar na criação de medidas mitigatórias e compensatórias para os pescadores artesanais.

Pesquisas internacionais têm destacado a importância de que sejam considerados os impactos socioambientais ocorridos em todas as fases de criação de PEO (HATTAM; HOOPER; PAPATHANASOPOULOU, 2017; KALDELLIS *et al.*, 2016; KERN *et al.*, 2015; KLAIN *et al.*, 2017; LADENBURG, 2009; LEUNG; YANG, 2012). Kaldellis *et al.* (2016) chegaram a três conclusões fundamentais: i) há uma lacuna no conhecimento sobre os impactos socioambientais de instalações *offshore*; ii) não há evidências que os impactos socioambientais de PEO são menos graves ou menos perturbadores do que os parques eólicos em terra e iii) a Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) centrados em novos materiais, novas tecnologias e em métodos construtivos têm um efeito mitigador muito significativo nos impactos ambientais e na eficiência das instalações *offshore*.

Como forma de acrescer dados ao mapa social, foi elaborado o calendário de pesca participativo da Colônia Z18, apresentado no Quadro 1 (o hífen significa ausência de informação). Foram citados 26 tipos de pescados diferentes (O que se pesca?). No que tange ao período de captura (Quando se pesca?), somente Lagosta e Camarão foram mencionados como sendo capturados em período específico. Do restante, 22 tipos, ou seja, 84.6% do total de espécies-alvos citados no calendário de pesca participativo, são capturados ao longo do ano. Já o Burdião e o Cação de Escama, são fígados ao acaso.

Sobre a distância percorrida para realização das capturas (Onde se pesca?), foi possível registrar a zona marítima de pesca onde a atividade é mais habitual, cuja localização apresenta total relação com os registros pontuais obtidos no mapeamento participativo (Figura 2). De acordo com os pescadores, essa zona encontra-se entre 1 mn e 8 mn (cerca de 2 km a 15 km) da costa de Amontada, englobando, nesse setor, um total de 21 tipos de peixes (80,7%), são eles: Ariacó, Arraia, Bagre, Biju-pirá, Bonito, Burdião, Camurim, Camurupim, Cangulo, Cara/Traíra, Carapitanga, Curuca, Galo do Alto, Guarajuba, Lixa, Moreia, Pescada, Pirá, Sardinha, Serra e Tainha.

O que se pesca?	Quando se pesca?	Onde se pesca?	Como se pesca?
Ariacó	Durante todo o ano	≅1mn a ≅8mn	Linha, Caçoeira e Covos
Arraia			Linha
Bagre			Espinhel ou Rede de Espera
Biju-pirá			Linha, Caçoeira e Covos
Bonito			Rede de Espera
Burdião	Ao Acaso	-	-
Cação de Escama			-
Camarão	Janeiro a julho	Águas Rasas (50 cm a 1 m)	Rede de Espera
Camurim	Durante todo o ano	≅1mn a ≅8mn	Linha e Rede de Espera
Camurupim			Espinhel, Linha e Rede de Espera
Cangulo		200 m de profund.	Linha e Covos
Cará/Traíra		≅1mn a ≅8mn	Rede de Espera
Carapitanga			Linha e Rede de Espera
Curuca			Linha e Mergulho
Galo do Alto			Linha e Rede de Espera
Guarajuba			
Lagosta	Junho a novembro	Até 80 Braças (120 m)	Manzuá
Lixa	Durante todo o ano	≅1mn a ≅8mn	Espinhel e Linha
Moréia			Linha
Pescada			Linha e Rede de Espera
Pirá			Linha
Polvo		-	Manualmente (Corais)
Sardinha		≅1mn a ≅8mn	Rede de Espera
Serra		-	Manualmente (Mangues)
Siri			
Tainha			

Observação: o hífen significa ausência de informação

Quadro 1 | Calendário de Pesca da Colônia Z18.

Fonte: Pescadores associados na Colônia Z18, janeiro de 2020.

Os pescadores informaram a medida de 80 braças como sendo o limite máximo de profundidade para realização da captura da Lagosta, o que representa cerca de 120 metros. A unidade de medida “braças” é comumente utilizada por pescadores artesanais no litoral brasileiro, sendo considerada a partir do prolongamento entre as palmas das mãos com os braços abertos, o que caracteriza 1,5 metro (CHIEUS JR, 2009). A partir dos dados batimétricos disponíveis (CPRM, 2013), a referida profundidade citada pelos pescadores situa-se entre 40 km e 50 km da costa de Amontada.

De acordo com os pescadores, o Cangulo é capturado em duas zonas diferentes de pesca: entre ≅6 mn e 8 mn (≅11,1 km a 14,8 km), cuja região apresenta profundidades entre ≅12 m e 15 m nas adjacências da Colônia Z18 e em zonas marítimas com profundidades mínimas de 200 metros, cuja localidade encontra-se além das 36 mn (≅66,7 km) de distância da costa de Amontada. Vale ressaltar que essa segunda localidade situa-se além do limite da plataforma continental – onde a profundidade é superior aos 200 m. Assim, a aquisição dessas informações enfatiza a habilidade dos pescadores e seus saberes tradicionais como componente fundamental no reconhecimento do território de pesca.

Ao considerar os instrumentos e aparelhos utilizados para captura (Como se pesca?), foram citados sete tipos diferentes. A quantidade absoluta de variedades de pescados diferentes capturados por tipo de instrumento, em ordem decrescente, foi de: Linha e Anzol (15), Rede de Espera (14), Covo (3), Caçoeira (2), Espinhel (2), Manzuá (1) e Tarrafa (1). Além desses aparelhos de pesca, o mergulho também foi citado como técnica de captura da Carapitanga e a pesca manual do Polvo e do Siri.

No caso do Cangulo, discutido acima, os pescadores informaram que em cada uma das duas localidades onde se pesca essa espécie, são necessários instrumentos distintos. Na primeira, nas adjacências da Colônia Z18, são utilizadas Caçoeiras/Rede de Espera. Já quando é realizada nas zonas a partir de profundidades de 200 metros, são utilizados a Linha e Anzol e os Covos como aparelhos de captura.

Os dados adquiridos na produção do calendário de pesca participativo da Colônia Z18 evidenciam que existe captura contínua de pescados durante todo o ano, sem interrupção, o que demonstra a importância dessa atividade para a sobrevivência das famílias de pescadores ao longo do litoral oeste do Ceará, que dependem, diretamente, dos diferentes tipos de peixes por eles capturados para o consumo familiar e/ou comercialização. Além disso, corroboraram as informações inseridas no mapa a respeito da extensão da área de pesca para além da área dos projetos dos parques, bem como ampliaram os dados que legitimam os territórios pesqueiros.

Dessa forma, os resultados confirmam a ideia de St. Martin e Hall-Arber (2008, p. 785) os quais relataram que as comunidades costeiras “precisam se colocar no mapa se quiserem desempenhar um papel ativo nas abordagens emergentes baseadas em ecossistemas e no planejamento espacial para os recursos marinhos”.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho evidenciou como as metodologias participativas podem fomentar a aquisição de dados qualitativos e espaciais em zonas marinhas com múltiplos usos. Nesse caso, com o objetivo de registrar os territórios pesqueiros de um setor do litoral oeste do Ceará, onde existem projetos de PEO. Trata-se de elementos que podem apoiar em melhor compreensão os conflitos socioeconômicos advindos da implantação de projetos de energia renovável no mar litorâneo do Ceará, onde existe prática ancestral e disseminada da pesca artesanal.

Nesse sentido, o mapeamento evidenciou a sobreposição entre os pontos de pesca apresentados pelos pescadores da Colônia Z18 com a área dos projetos de PEO no município de Itarema e Amontada. A produção dos dados qualitativos e espaciais pelos métodos participativos adotados vai ao encontro das informações requisitadas no TR padrão e que é ponto de partida para o LAF. No mapa de identificação de usos múltiplos preexistentes e no mapa de fragilidade são exigidas a apresentação das rotas de pesca e as respectivas colônias que poderão ser atingidas com as áreas de exclusão de navegação. Outro item do TR padrão que tem forte relação com os dados obtidos é o diagnóstico da pesca artesanal no âmbito das atividades produtivas na dinâmica econômica local, sobretudo os dados produzidos a partir do calendário de pesca participativo. Assim, a metodologia adotada mostrou-se adequada em obter dados de pessoas diretamente envolvidas na atividade pesqueira, demonstrando potencial de ser aplicada no LAF dos empreendimentos eólico-energéticos marítimos.

Contudo, torna-se interessante destacar alguns prós e contras quanto à implementação dos procedimentos metodológicos participativos aqui avaliados. Pontos frágeis a serem destacados: i) os dados levantados refletem a percepção espacial de parcela dos pescadores; ii) o baixo domínio dos participantes em realizar as atividades de mapeamento e iii) a necessidade de os pesquisadores utilizarem postura imparcial, sem que sejam determinadas regras ou imposições aos participantes, para que assim seja garantida a confiabilidade nos dados obtidos. Já a favor, destaca-se que: i) os métodos se mostraram versáteis, podendo ser reaplicados quando necessário para ampliação e validação dos

dados, cuja característica é intrínseca aos métodos qualitativos; ii) foi possível imprimir as relações socioespaciais da atividade pesqueira no espaço marinho e iii) os pescadores se mostraram dispostos a participar das atividades, colaborando com estudos que objetivam a proteção dos seus modos de vida.

Para avanço nos resultados aqui alcançados, cabe destacar temáticas de pesquisa que podem ser realizadas. A análise da percepção dos moradores locais sobre a forma que percebem a ocorrência das diferentes justças (participativa, distributiva, de reconhecimento, etc.), durante as fases dos empreendimentos, é um interessante caminho investigativo. Este deve ser um alvo de pesquisa específica com metodologias adequadas de trabalho para que seja providenciado um maior aprofundamento, a exemplo do que foi elaborado por Klain *et al.* (2017). É indicado que seja dada atenção aos variados grupos e não só aos pescadores para que as comunidades sejam analisadas em sua totalidade. Outro importante caminho investigativo é avaliar o uso do espaço em águas marítimas dentro de uma perspectiva do ordenamento marinho por meio de ferramentas de gestão, como, por exemplo a Avaliação Ambiental Estratégica, cuja abordagem é considerada como desafio a ser superado para o crescimento do setor eólico-energético *offshore* no *Roadmap* da EPE.

Ademais, dentro de um contexto de governança democrática pautado no desenvolvimento humano local, é entendido que as metodologias participativas podem ser utilizadas para colaborar no direcionamento dos tomadores de decisão envolvidos. Compreende-se, portanto, que o emprego de metodologias participativas, como as aqui avaliadas, pode colaborar no entendimento dos usos sociais do mar. Entretanto, não há como garantir que o uso de tais modelos irá promover um desenvolvimento equitativo e sustentável no que compete a real absorção dos anseios dos pescadores e moradores locais. Medidas de acompanhamento e monitoramento devem coexistir nesse cenário, tanto pelas entidades públicas e privadas como pela sociedade civil como um todo.

AGRADECIMENTOS

A todos os pescadores pela permissão e abertura para realização dos trabalhos na Colônia Z18. Ao fomento a esta pesquisa por meio de Bolsa da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e dos seguintes projetos: Capes/Programa de Cooperação Brasil Sul – Sul (Coopbrass) Edital n. 5/2019, Proc. 88881.368924/2019-01 “Energia renovável e Descarbonização na América do Sul: desafios da Energia Eólica/BR” e Funcap/Apoio a Projetos de Grupos de Pesquisa Edital n. 07/2021, Proc. PS1-0186-00295.01.00/21 “Desafios Sociais e Ambientais da Transição Energética do Ceará: implicações da produção do Hidrogênio Verde”.

NOTA

1 | Para mais detalhes, acessar: <https://www.sema.ce.gov.br/gerenciamento-costeiro/zonamento-ecologico-economico-da-zona-costeira-zeec/documentos-previous-para-consulta-publica-do-zeec/>

REFERÊNCIAS

ALENCAR, C. A.; MAIA, L. P. Perfil Socioeconômico dos Pescadores Brasileiros. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 2011, v. 44, n. 3. p. 12–19, 2011. DOI: <https://doi.org/10.32360/acmar.v44i3.149>. Acesso em: 13 fev. 2022.

ALMEIDA, B. F. M. A. **Cartografia Social e Conflitos Territoriais no Assentamento Sabiaguaba, Ceará, Brasil**. 2018. 99 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/34938>. Acesso em: 13 fev. 2022.

ARAÚJO, J. C. H. Entre Expropriações e Resistências: a implementação de parques eólicos na zona costeira do Ceará, Brasil. **Cadernos do Ceas**, n. 237, p. 327–346, 2016.

BRANNSTROM, C. *et al.* Is Brazilian wind power development sustainable? Insights from a review of conflicts in Ceará state. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 67, p. 62–71, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.047>. Acesso em: 13 fev. 2022.

CAMARGO SHUBERT ENGENHEIROS ASSOCIADOS *et al.* **Atlas Eólico e Solar: Ceará**. Curitiba: Camargo Schubert; Fortaleza: Adece, Fiec, Sebra, 2019, 188p. Disponível em: <http://atlas.adece.ce.gov.br/User?ReturnUrl=%2F>. Acesso em: 10 jul. 2021.

CHIEUS JR, G. A Braça da Rede, uma técnica caiçara de medir. **Revista Latinoamericana de Etnomatemática Perspectivas Socioculturales de la Educación Matemática**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 4-17, 2009. Disponível em: <https://www.revista.etnomatematica.org/index.php/RevLatEm/article/view/17>. Acesso em: 14 fev. 2022.

CORBETT, J. *et al.* Overview: Mapping for Change – the emergence of a new practice. In: RAMBALDI, G. *et al.* (Ed.). **Participatory Learning and Action 54**. Mapping for change: practice, technologies and communication. International Institute for Environment and Development (IIED), 2006. p. 13–20. Disponível em: <https://pubs.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/G02944.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2022.

DUTTON, A. S. P. *et al.* **Going Global: expanding offshore wind to emerging markets**. Washington, D.C.: World Bank Group. 2019. Disponível em: <http://documents.worldbank.org/curated/en/716891572457609829/Going-Global-Expanding-Offshore-Wind-To-Emerging-Markets>. Acesso em: 26 jul. 2021.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2029**. Ministério de Minas e Energia, Brasília, Brasil, 2019, 382p. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-422/PDE%202029.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2020.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Roadmap Eólica Offshore Brasil**. Perspectivas e caminhos para a energia eólica marítima. Rio de Janeiro, Brasil, 2020, 140p. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-456/Roadmap_Eolica_Offshore_EPE_versao_R2.pdf. Acesso em: 13 fev. 2022.

GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2020**. August 2020. Bruxelas: Global Wind Energy Council, 2020. Disponível em: <https://gwec.net/global-offshore-wind-report-2020/>. Acesso em: 10 jul. 2021.

GOMES, M. S. S. *et al.* Proposal of a methodology to use *offshore* wind energy on the southeast coast of Brazil. **Energy**, v. 185, p. 327–336, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.07.057>. Acesso em: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Wind power gone bad: critiquing wind power planning processes in northeastern Brazil. **Energy Research & Social Science**, v. 40, n. August 2017, p. 82–88, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.11.027>. Acesso em: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Wind-energy Development Causes Social Impacts in Coastal Ceará state, Brazil: the case of the Xavier Community. **Journal of Coastal Research**, v. 75, n. sp1, p. 383–387, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2112/S175-077.1>. Acesso em: 13 fev. 2022.

GORAYEB, A. *et al.* Cartografia social e a produção de dados participativos para o zoneamento ecológico-econômico costeiro do Ceará. In: SOUTO, R. D.; MENEZES, P. M. L.; FERNANDES, M. C. (Org.). **Mapeamento Participativo e Cartografia Social: aspectos conceituais e trajetórias de pesquisa**. Rio de Janeiro: Raquel Dezidério Souto, 2021, v. 1, p. 62-90. Disponível em: <https://sites.google.com/view/workshopmpcs2021/livro/download>. Acesso em: 07 jan. 2022.

HANNA, P. *et al.* Improving the effectiveness of impact assessment pertaining to Indigenous peoples in the Brazilian environmental licensing procedure. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 46, p. 58–67, 1, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.005>. Acesso em: 13 fev. 2022.

HATTAM, C.; HOOPER, T.; PAPATHANASOPOULOU, E. A well-being framework for impact evaluation: the case of the UK offshore wind industry. **Marine Policy**, v. 78, n. June 2016, p. 122–131, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.10.024>. Acesso em: 13 fev. 2022.

IBAMA. **Termo de Referência**: estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental EIA/Rima. Tipologia: Complexos Eólicos Marítimos (*Offshore*). Nov. 2020. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/phocadownload/licenciamento/publicacoes/2020-11-TR_CEM.pdf. Acesso em: 07 jan. 2022.

KALDELLIS, J. K. *et al.* Environmental and social footprint of offshore wind energy. Comparison with onshore counterpart. **Renewable Energy**, v. 92, p. 543–556, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.02.018>. Acesso em: 13 fev. 2022.

KERN, F. *et al.* Empowering sustainable niches: comparing UK and Dutch offshore wind developments. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 100, p. 344–355, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2015.08.004>. Acesso em: 13 fev. 2022.

KLAIN, S. C. *et al.* Will communities “open-up” to *offshore* wind? Lessons learned from New England islands in the United States. **Energy Research & Social Science**, v. 34, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.05.009>. Acesso em: 13 fev. 2022.

LADENBURG, J. Visual impact assessment of offshore wind farms and prior experience. **Applied Energy**, v. 86, n. 3, p. 380–387, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2008.05.005>. Acesso em: 13 fev. 2022.

LEUNG, D. Y. C.; YANG, Y. Wind energy development and its environmental impact: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 1031–1039, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.024>. Acesso em: 13 fev. 2022.

LOUREIRO, C. V.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Implantação de Energia Eólica e Estimativas das Perdas Ambientais em um Setor do Litoral Oeste do Ceará, Brasil. **Geosaberes**, v. 6, n. 1, p. 24–38, 2015. ISSN 2178-0463. Disponível em: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/361>. Acesso em: 13 fev. 2022.

MEIRELES, A. J. A. Impactos ambientais em áreas de preservação permanente (APPs) promovidos no campo de dunas da Taíba pela usina eólica Taíba Albatroz – Bons Ventos Geradora de Energia S/A. **Parecer técnico elaborado para o Ministério Público Federal no Ceará (MPF/CE)**, 2008, 49p.

MENDES, J. DE S.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Diagnóstico Participativo e Cartografia Social Aplicados aos Estudos de Impactos das Usinas Eólicas no Litoral do Ceará: o caso da Praia de Xavier, Camocim. **Geosaberes**, v. 6, n. 3, p. 243–254, 2015. Disponível em: <http://www.geosaberes.ufc.br/geosaberes/article/view/510>. Acesso em: 13 fev. 2022.

NETO, J. B. G. *et al.* A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. **Ocean and Coastal Management**, v. 209, p. 105699, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105699>. Acesso em: 13 fev. 2022.

ORTIZ, G. P.; KAMPEL, M. Potencial de energia eólica *offshore* na margem do Brasil. In: V SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. **Anais [...]** Santos, SP: 2001. Disponível em: <http://vsbo.io.usp.br/trabs/050.pdf>. Acesso em: 18 out. 2017.

PETROBRAS. **Projeto de Monitoramento do Desembarque Pesqueiro Regional da Bacia do Ceará**. EURNCE. Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará. Revisão 00, mar. 2016. 103p.

QUEIROZ, L. S. *et al.* The Social and Economic Framework of Artisanal Fishing in the State of Ceará, Brazil. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 11, p. 180-198, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26895/geosaberes.v11i0.871>. Acesso em: 13 fev. 2022.

SANTOS, A. N. Fisheries as a way of life: gendered livelihoods, identities and perspectives of artisanal fisheries in eastern Brazil. **Marine Policy**, v. 62, p. 279–288, dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.007>. Acesso em: 13 fev. 2022.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Projeto Batimetria**, nov. 2013. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/Geologia-Marinha/Projeto-Batimetria-3224.html>. Acesso em: 22 jun. 2021.

ST. MARTIN, K.; HALL-ARBER, M. The missing layer: geo-technologies, communities, and implications for marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 32, n. 5, p. 779–786, set. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.015>. Acesso em: 13 fev. 2022.

VASCONCELLOS, M. *et al.* (Ed). **Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean**. Fisheries and Aquaculture Technical Paper, n. 544, Rome, FAO, 2011, p. 73–116. Disponível em: <https://caribbeanfmc.com/pdfs/Coastal%20fisheries%20Latin%20America%20-%20Caribbean.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2022.

XAVIER, T.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Energia Eólica *Offshore* e Pesca Artesanal: impactos e desafios na costa oeste do Ceará, Brasil. *In*: MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F. M.; PINHEIRO, L. (Org.) **Geografia Marinha: oceanos e costas na perspectiva de geógrafos**. Rio de Janeiro: PGGM, 2020. p. 608-630. ISBN 978-65-992571-0-0 Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1kC53ZLBkJbR1HDJcOLyTdFBgNUYH7NCZ/view>. Acesso em: 13 fev. 2022.

YAVUZ, F.; BAYCAN, T. Use of Swot and analytic hierarchy process integration as a participatory decision-making tool in watershed management. **Procedia Technology**, v. 8, p. 134-143, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2013.11.019>. Acesso em: 13 fev. 2022.

Environmental impacts of hydropower plants in Brazil: identification guide

*Impactos ambientais de hidrelétricas no Brasil:
guia de identificação*

Fernanda Aparecida Veronez ¹

Fabício Raig Dias Lima ²

Ghislain Mwamba Tshibangu ³

¹ PhD in Environmental Engineering Sciences, Full Professor,
Federal Institute of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

² Undergraduate Student in Sanitary and Environmental Engineering,
Federal Institute of Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil
E-mail: fabricioraigdiaslima@gmail.com

³ PhD in Environmental Engineering Sciences, Impact Assessment Officer,
Impact Assessment Agency of Canada, Quebec, Canada
E-mail: ghistshibangu@hotmail.com

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40635

Received: 03/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

ABSTRACT

This paper presents a guide for the identification of environmental impacts of hydroelectric enterprises. The qualitative research used the following methods: case studies, systematic literature review (SLR), content analysis, and consultation with experts. Four sources of information were used, including: Environmental Impact Statements (EISs), scientific articles, best practice guides, and expert consultation. All EISs of hydroelectric plants submitted to the Brazilian federal Environmental Licensing between 2010 and 2020 (8 EISs) were analyzed. RSL identified 68 scientific papers eligible for analysis and collection of impacts. The results were compared with Canadian practice and discussed in a virtual workshop of 15 experts. The guide has 90 impacts and can be used by environmental consulting firms and environmental agencies in the preliminary identification of environmental impacts of hydroelectric dams, contributing to the improvement of planning carried out in the EIA scoping stage of future environmental studies of this type.

Keywords: EIA. EIS. Environmental Impact. Hydroelectric power plants. Guide.

RESUMO

Este trabalho apresenta um guia para identificação de impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos. A pesquisa qualitativa utilizou como métodos: estudos de caso, revisão sistemática

da literatura (RSL), análise de conteúdo e consulta a especialistas. Foram usadas quatro fontes de informação, sendo elas: Estudos de Impacto Ambiental (EIA), artigos científicos, guias de boas práticas e consulta a especialistas. Foram analisados todos os EIAs de hidrelétricas submetidos ao Licenciamento Ambiental federal brasileiro, entre 2010 e 2020 (8 EIAs). A RSL identificou 68 artigos científicos elegíveis para análise e coleta dos impactos. Os resultados foram cotejados com a prática canadense e discutidos em um workshop virtual com a participação de 15 especialistas. O guia apresenta 90 impactos e poderá ser utilizado por empresas de consultoria e órgãos ambientais na identificação preliminar de impactos ambientais de hidrelétricas, contribuindo para o aprimoramento do planejamento realizado na etapa de escopo da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) de futuros estudos ambientais dessa tipologia.

Palavras-chave: AIA. EIA. Impacto ambiental. Hidrelétricas. Guia.

1 INTRODUCTION

Brazil is the country with the largest availability of water on the planet and its main source of energy generation are hydroelectric plants, which account for about 62% of all electricity produced in the country (ANEEL, 2021). This characteristic represents an advantage of this type of project, since it is a cheap, reliable and renewable energy source (TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007). However, the construction of hydroelectric developments causes potentially significant Environmental Impacts (EI) that must be considered (HUANG et al., 2018; ZHANG; HAN; SONG, 2020).

In this context, the Environmental Licensing and the Environmental Impact Assessment (EIA) are deemed as instruments of environmental planning and management capable of preventing and mitigating the EIs of projects (BRASIL, 1981; SÁNCHEZ, 2020). Since the publication of Conama Resolution No. 1/1986, the EIA has been linked to the Environmental Licensing process through the requirement of the Environmental Impact Statement (EIS) for the Environmental Licensing of activities that cause significant EI. Thus, it became necessary to prepare an EIS for hydroelectric projects with installed capacity greater than 10 MW (BRASIL, 1986).

Since then, "the EIS has become the most important document of the entire impact assessment process, as main decisions for the feasibility of a project are made based on the EIA process" (SÁNCHEZ, 2020, p. 136). However, often the EISs are submitted to the environmental agency without presenting adequate information to support the decision-making process regarding the environmental feasibility of the project (ALMEIDA; MONTAÑO, 2017; VERONEZ; MONTAÑO, 2017).

Another characteristic of the Brazilian context is the preparation of studies using an exhaustive approach, without adequate planning and containing an excess of compiled data about the study area, much of it useless for the analysis of project feasibility (SÁNCHEZ, 2020). This reality does not meet international best practice in EIA, which indicates that the preparation of an EIS should be the result of good planning, which guides the preparation of baseline studies focused on important factors for decision making (IAIA; IEA, 1999). Therefore, the first activity in the preparation of an EIS should be the preliminary identification of the EIs, carried out in the EIA planning stage. Such planning will guide the procedures in order to identify the relevant issues in the field (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012).

Given the information gaps presented in the EISs, which can compromise the effectiveness of the EIA and Environmental Licensing processes, it is up to the environmental agency to require additions to environmental studies. In this sense, the World Bank (2008) has described the Environmental Licensing process as an obstacle to the construction of new hydroelectric plants in Brazil, and among the main reasons for the slowness of the process is the time it takes to define the Terms of Reference (TOR) and the low quality of the environmental studies. However, the proposals of simplification can have serious consequences for the Brazilian Environmental Licensing (BRAGAGNOLO et al., 2017). Moreover, scientific research points to the significant impacts of hydropower projects, even the smallest ones,

having a potential to threaten the provision of ecosystem services, river connectivity, biodiversity conservation, and the lives of indigenous and traditional communities (ATHAYDE et al., 2019).

The importance of the preliminary identification of impacts and the planning of the EIA, which occurs in the scoping stage, is then highlighted, serving as a basis for planning the subsequent stages. If impacts are not identified correctly in this initial planning stage, it will not be possible to direct the baseline studies to the identification of important data, which compromises the environmental prognosis and consequently the proposition of mitigation measures. Therefore, the absence of an adequate preliminary identification in the planning stage can compromise the preparation of baseline studies and negatively interfere in all stages of the preparation of an EIS, undermining the effectiveness of the EIA process (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012).

Given the importance of the EIA planning stage (BORIONI; GALLARDO; SÁNCHEZ, 2017), this paper presents a guide for the preliminary identification of EI caused by hydroelectric developments, thus contributing to the improvement of the EIA process of these developments

2 METHODOLOGY

In order to prepare the guide, multiple sources of information were used, as recommended by Sánchez (2020). Hydropower EISs and scientific articles were analyzed to compose a list of EIs that was compared with Canadian practice and discussed at an expert consultation workshop.

Using a predominantly qualitative approach, the research was divided into four steps, related to each of the information sources researched. Figure 1 represents the methodological procedures used in each step.

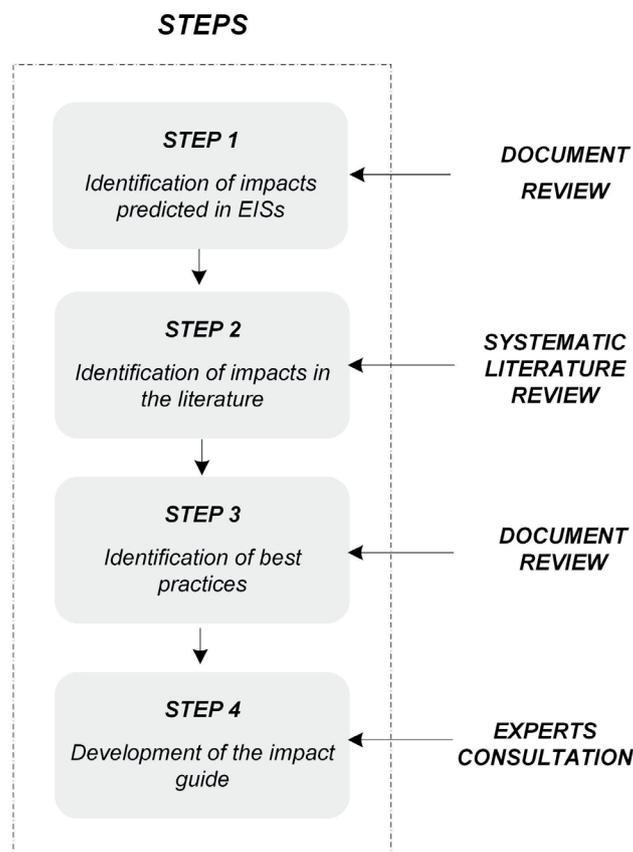


Figure 1 | Methodological steps and procedures used in the research.

Source: Elaborated by the authors.

2.1 IDENTIFICATION OF IMPACTS PREDICTED IN EISs

For the identification of the EI foreseen, the EISs of hydroelectric projects licensed at the federal level were used as study objects. These EISs are available on the website of the federal environmental agency of Brazil - Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (Ibama). In this step, the data collection methods were document review in a multiple case study (YIN, 2009), and as an analysis method the content analysis (KRIPPENDORFF, 2004). Figure 2 illustrates the methodological flowchart used to identify the impacts described in the EISs (Step 1).

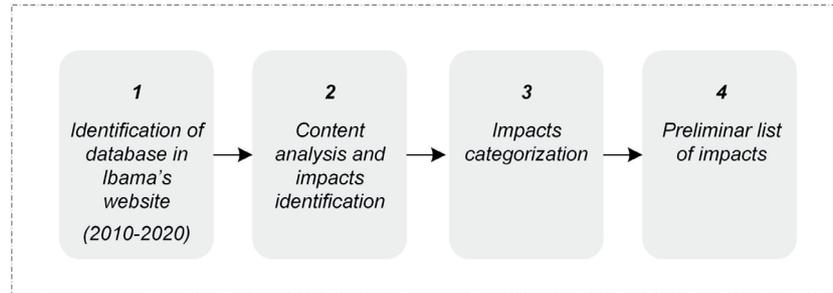


Figure 2 | Methodological flowchart used to identify the impacts predicted in the EISs.

Source: Elaborated by the authors.

A total of 35 EISs in Ibama's database (available at: <https://www.ibama.gov.br/laf/consultas>), were identified. The study focuses on the most recent studies, considering a time frame of 10 years. Box 1 presents the main characteristics of the 8 EISs analysed.

Box 1 | Environmental Impact Studies analysed.

<i>EIS</i>	<i>Year</i>	<i>Project</i>	<i>Implementation location</i>
EIS 1	2011	Itaocara Hydroelectric Power Plant	Minas Gerais/Rio de Janeiro
EIS 2	2012	Davinópolis Hydroelectric Plant	Minas Gerais/Goiás
EIS 3	2012	Pai Querê Hydroelectric Plant	Santa Catarina/Rio Grande do Sul
EIS 4	2012	Cabuí Small Hydroelectric Plant	Minas Gerais/Rio de Janeiro
EIS 5	2013	Caiçara Small Hydroelectric Plant	Minas Gerais/Bahia
EIS 6	2013	Gavião Small Hydroelectric Plant	Minas Gerais/Bahia
EIS 7	2014	São Luís dos Tapajós Hydroelectric Plant	Pará
EIS 8	2019	Tabajara Hydroelectric Plant	Rondônia

Source: Elaborated by the authors.

The EIS chapters on identification and evaluation were reviewed. The impacts were identified and extracted into Microsoft Excel spreadsheets, where they were organised and grouped. The organisation was done according to (i) the phase of the project in which they were foreseen (planning, implementation, and operation), (ii) the environment in which they have a direct impact (physical, biotic, or anthropic), and (iii) the nature of the impact (negative or positive). All spreadsheets were integrated into a single list of EIs, following the coding process suggested by Berg (2001). In this step, EIs whose statements were different, but their descriptions pointed to the same EI, were grouped. The grouping was performed considering the perceived characteristics or attributes (CORBIN; STRAUSS, 2008).

2.2 IMPACTS IDENTIFIED IN THE LITERATURE

A Systematic Literature Review (SLR) was used to identify the EIs mentioned in the literature. This method allows to produce results with greater reliability, reducing errors and researcher bias. For that reason, it was chosen to achieve better search results (SAMPAIO; MANCINI, 2007). Further, RSL is a particularly useful method for integrating information from a set of studies conducted separately on a given subject (SAMPAIO; MANCINI, 2007).

RSL was performed using the Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (Prisma) protocol, created with the goal of improving the reporting of systematic reviews (MOHER et al., 2015). The protocol was initially developed for randomized clinical trials, but Prisma can also be used as a basis for reporting systematic reviews of other types of research (MOHER et al., 2015). Prisma has been widely used in research on the environmental field, achieving satisfactory results (LIQUETE et al., 2013; SIERRA-CORREA; CANTERA KINTZ, 2015; TALAMINI et al., 2017). Based on the Prisma protocol, the RSL followed the following steps: identification, selection, eligibility, and inclusion, as illustrated in Figure 3 and described below.

The RSL started with the identification of scientific articles. The RSL was performed on 10/20/2021, using the bibliographical databases in Scopus. This database has a multidisciplinary scope and is the largest database of abstracts and citations in the literature, with peer review. The search process was performed using a string, ensuring greater applicability of the search (Box 2).

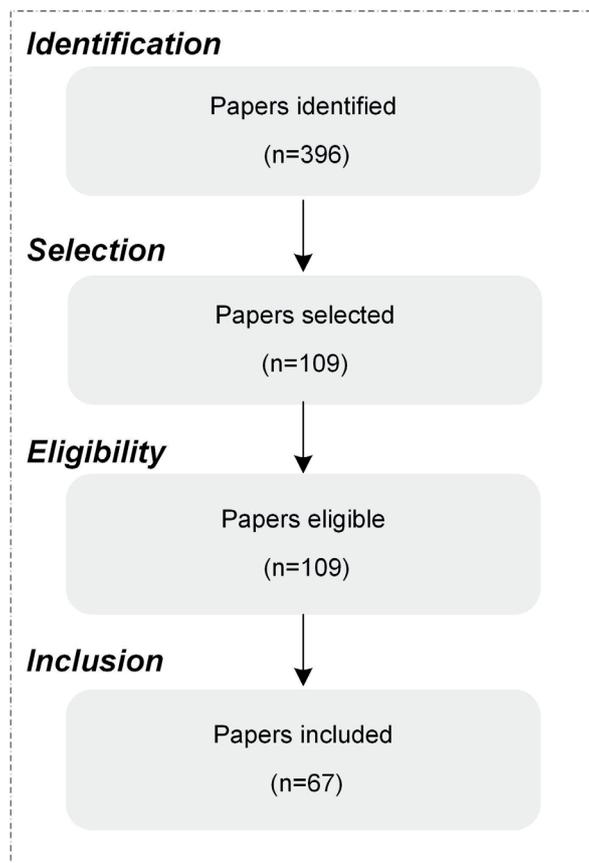


Figure 3 | RSL Methodological Flowchart.

Source: Elaborated by the authors based on Prisma Flowchart (MOHER et al., 2015).

Box 1 | Search string used in Scopus database

String	Explanation of the filters
<p><i>TITLE (dams OR hydropowerplants OR "hydropower plants" OR "hydroelectric power" OR "hydroelectric complex" OR reservoirs OR hidreletric* OR reservatório*) AND TITLE (impact*) AND ABS (environment*) AND (EXCLUDE (SUBJAREA, "MEDI") OR EXCLUDE (SUBJAREA, "COMP")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE, "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "cp") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "re") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "ch")) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR, 2021) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2017) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2016) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2015) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2014) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2013) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2012) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2011) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2010)) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE, "Portuguese"))</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • The search considered that at least one of the following descriptors should be in the title: dams, hydropowerplants, Hydropower Plants, hydroelectric power, hydroelectric complex, reservoirs, hidreletric* or reservoir*. • The title should also include some description derived from the term impact*, and the abstract should include some derived from environment*. • Medicine and Computer Science Studies were excluded. • Only book chapter and articles from journals and congresses were included. • Year of publication: From 2010 to 2021. • The search was limited to, studies written in English and Portuguese.

Source: Elaborated by the authors.

A total of 396 articles was selected on the basis of the following parameters: (i) title; (ii) abstract; (iii) keywords. In addition to the criteria already established in the search (being scientific articles, written in Portuguese or English, related to research published between 2010 and 2021, and identifying EIs from hydroelectric projects), theoretical and literature review papers were excluded. This selection was made using the Rayyan Intelligent Systematic Review (<https://www.rayyan.ai>). This is a tool to assist the RSL, which receives the importation of the search results from the databases (in the case of this research the files were imported in CSV format). In this online program you can perform peer-reviewed RSL, analyzing and categorizing each article, titles and abstracts. It is also possible to search by keywords as an aid to the categorization process. The analysis was performed by two researchers and resulted in 109 articles eligible for full reading. In the eligibility process no article was discarded, and all were forwarded to the next step.

From the complete reading of the 109 articles, always using the same selection criteria described above, only 67 scientific articles were included as a result of the RSL. These articles were re-read to identify and extract the cited EIs. The eligibility and inclusion steps were performed using the Mendeley reference manager. EIs were grouped and organised in a Microsoft Excel table, forming a preliminary list of the EIs mentioned in the articles. The grouping and organisation of the EIs was performed taking into account their perceived characteristics or attributes (CORBIN; STRAUSS, 2008).

2.3 IDENTIFICATION OF BEST PRACTICES

In this step, technical guides prepared for Canadian EISs were consulted. The choice of Canada was motivated by the fact that it is one of the pioneer countries in the implementation of the EIA process, already having a consolidated and well-structured system, which implies a good quality of environmental studies (SÁNCHEZ, 2020). It is worth noting that the EIA process in Canada takes into account sustainability, transparency, social and health impacts, liability, and climate change. The Government of Canada has adopted a law that also reflects the best practices recommended by the International Association for Impact Assessment (IAAC, 2021). The comparison with Canadian practice aimed to learn about the best practices applied internationally and to refine the lists of EIs identified in steps 1 and 2. At the end of this third step, the extracted EIs were assembled into a single list.

2.4 DEVELOPMENT OF THE IMPACT GUIDE

This step aims to suggest a guide for preliminary identification of hydroelectric projects EI based on the results of the previous steps and consultation of experts who work in different fronts of the EIS of hydroelectric projects.

Initially a pilot workshop was conducted, prior to the consultation with experts (main workshop). This pilot workshop consisted of two online meetings (on 07/08/2021 and 07/16/2021), totaling six hours of group analysis. Six experts participated in the pilot workshop. The meetings aimed to analyse each EI, whose description was adjusted, when necessary, for a better understanding of the experts during the main workshop (MATTHEWS; ROSS, 2010). It was also possible to define the data collection procedures during the main workshop.

The main workshop was also held in the online modality, on 10/18/21. A total of 33 IA specialists participated in the study: of them, 15 were from federal (Ibama) and provinces (State Institute of Environmental and Water Resources of Espírito Santo - IEMA) governments, and from an environmental consulting company. The expert consultation process started by reading and discussing each EI on the list. During this process, some descriptions were modified and EIs were included (no impacts were excluded). The event was recorded, which allowed a later analysis to verify the considerations made by the experts. After consolidating the information, the final product of this step was elaborated, which is a guide to identify the hydroelectric projects EI.

3 RESULTS AND DISCUSSION

The four steps used in this research allowed the construction of a guide for identifying hydropower plant EIs, based on prior knowledge from different sources including EISs, articles, best practice and expert opinion.

The option to separately analyse the list of EI cited in each EIS allowed us to learn what EISs say about the hydropower plants EIs and understand the peculiarities of the typology, which might vary according to the context in which the project is intended to be implemented. The EI list that emerged from the EISs counted 76 different EIs. It is to be noted that some EI were described differently among the studies, although they had the same meaning. The statements of the EIs were sometimes dubious, vague, or very specific. It was also possible to identify conceptual errors in the wording of the EI that were sometimes confused with environmental aspects. For example, vegetation suppression and job creation appear as EIs in some studies. Regarding the classification of EIs, it is worth noting that there is divergence among the EISs concerning the environment affected by some EIs. For example, the EI "Interference from mining activities" was mentioned in one EIS as occurring in the physical environment, while three others refer to the anthropic environment. Conceptual and information gaps about EIs described in EISs are mentioned in the literature (ALMEIDA; MONTAÑO, 2017; VERONEZ; MONTAÑO, 2017). At the end of the EIS analysis, a preliminary list (Step 1) was drawn up, adjusting the description of each EI to make them more synthetic, self-explanatory, and to describe the meaning of the changes (SANCHEZ, 2020).

In the second step, the 67 articles coming from the RSL refer to 35 different EIs. Eight of them were unknown to the experts consulted at the workshop. It is worth noting that EIs "Degradation of estuarine ecosystems" and "Loss of coastal biodiversity" are associated with sediment retention in reservoirs (EZCURRA et al., 2019). It is also worth mentioning the EI "Mercury contamination of the food chain" due to the degradation of organic matter in the reservoirs by methylating bacteria (LIU et al., 2019). After the analysis of the articles and the collection of the EIs cited in practical research, the results obtained (Step 2) were added to the list drawn up in the previous step.

When analysing the Canadian practice, it was found that the environmental agency prepares specific guidelines for each EIS. In general, the organisation of the information is given in a very different way than in Brazil. EISs are not presented associated with the environmental aspects of each activity, but rather with the environmental factors impacted. The list of EISs prepared by the interaction between steps 1 and 2, was compared to the document "Draft Environmental Assessment Report", prepared for the "Tazi Twé Hydroelectric" enterprise (available at: <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80031/101642E.pdf>). Results show that all the factors were included in the list drawn up in this research. Regarding the organisation of the information, the guide is presented in the format: activity - environmental aspect - environmental impact, more common in Brazilian practice.

In addition to the confirmation of the list of impacts, 23 environmental impacts were added during the workshop. Most of them are associated with the anthropic environment. The final guide consists of 90 EISs, shown in Tables 1, 2 and 3. Results reveal that 31 EISs were identified in the EISs and articles, 36 were only identified in the EISs, and 10 only in the articles. In the guide, EISs are divided into three project phases: planning, installation, and operation. The indication of the environment (anthropic, biotic or physical) considered the action of the direct impacts. Further, tables 1, 2, and 3 describe the nature of the EI and its frequency (which indicates the number of EISs/articles that mentioned the EI). It is worth pointing out that these tables represent a fragment of the final product, which is organised by macro activity and environmental aspects related to each EI. For space reasons the guide has been adjusted and focuses on the main information in this paper.

Table 1 presents the EISs associated with the project's planning phase, when the economic feasibility studies, the environmental studies, the public hearings, the disclosure of the project, the preparation of the engineering designs, and the first field works are conducted. At this point, the local population is informed about the implementation of the project, thus initiating the first discussions regarding the potential EISs that may occur. Twelve EISs related to the planning phase were identified, among which only one does not belong to the anthropic environment: "Pressure on natural resources". The analysis of the articles included only one EI that had not been identified in the EISs: "Rising prices of goods and services" (OLIVEIRA et al., 2016; TAJZIEHCHI et al., 2013). Oliveira et al. (2016) also highlight, as a negative EI, the "Increase in disorderly land occupation". This EI is similarly written by half of the EISs analysed. The consultation with specialists added two EISs that had not been mentioned in the EISs and scientific articles, namely: "Real estate development" and "Pressure on natural resources". Overall, the most cited EI was "Loss of quality of life of the population," cited by all EISs and validated in the expert consultation.

The construction of the work itself begins in the implementation phase. Activities that are executed in this phase include: releasing areas, opening access roads, mobilising and operating the support infrastructure, diverting the river and building the main work, and cleaning the area to be occupied by the reservoir. During the construction, there is an increase in the influx of people attracted by job generation, which reflects in changes in the local socio-economy and in land use and occupation patterns, and induces the occurrence of the environmental impacts as shown in Table 2. It is worth highlighting that it is during the implementation phase that most of the EISs occur and in a more expressive way (BATISTA et al., 2012).

Table 1 | Environmental impacts expected during the planning stage.

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Execution of preliminary studies	Loss of public quality of life	8		x	A	N
	Increase in the market for goods and services	2		x	A	N
	Creation of negative expectations, insecurity and apprehension	5		x	A	N
	Creation of positive expectations in the population	5		x	A	P
	Rising price of real estate			x	A	N
	Increase in disorderly land occupation	4	1	x	A	N
	Rising prices of goods and services		2	x	A	N
	Stimulating the mobilization and organization of civil society	4		x	A	N
	Increased scientific knowledge about the biotic environment	3		x	A	P
	Increased scientific knowledge about the physical environment	1		x	A	P
	Increased scientific knowledge of the anthropic environment	1		x	A	P
Increased pressure on natural resources			x	B/F	N	

Legend: Environment: A (Anthropic); B (Biotic); F (Physical)
Nature: N (Negative); P (Positive)

Source: Elaborated by the authors.

Table 2 show that 54 different EIs were identified in the different activities of the implementation phase, and only four of them were mentioned in all the EISs including: "Loss of quality of life", "Increase in fish mortality", "Deterioration of water quality", and "Induction of erosive processes". The last three EIs were also the most cited in the articles (ALP; AKYÜZ; KUCUKALI, 2020; BAOLIGAO et al., 2016; ESPA et al., 2019). Von Sperling (2012) also refers to these EIs as being the most significant associated with the implementation of hydroelectric dams. During the installation phase, the main EIs occur in the local population. A total of 35 impacts was identified as affecting the anthropic environment. With regard to nature, 51 EIs are negative, and three are positive. These are always associated with the anthropic environment. The vast majority of EIs that occur during the construction phase are negative in nature and remain in a long term. The few positive EIs are mostly temporary.

Table 2 | Environmental impacts expected during the implementation phase.

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Area Release	Creation of negative expectations, insecurity and apprehension	5		x	A	N
	Compulsory relocation of families	2	2	x	A	N
	Increased social vulnerability			x	A	N
	Loss of productive areas	3	6	x	A	N
	Loss of social equipment			x	A	N
	Rising price of real estate			x	A	N
	Interference in mining activities	4	1	x	A	N
	Rupture of social relations			x	A	N
Earthmoving	Degradation of the speleological heritage	1		x	A	N
	Degradation of archeological heritage	2		x	A	N
	Paleontological heritage degradation	1		x	A	N
	Discomfort to the population			x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Increased sound pressure levels and vibration	2	1	x	F	N
	Deterioration of air quality	3	1	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	3	1	x	F	N
	Displacement, disturbance, and frightening of terrestrial fauna	3	1	x	B	N
	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
	Sedimentation of water bodies	4	5	x	F	N
Vehicle handling, maintenance and operation	Discomfort to the population			x	A	N
	Pressure on the road system			x	A	N
	Increase in road accidents	1		x	A	N
	Overload on the local basic infrastructure	5	1	x	A	N
	Increased sound pressure levels and vibration	2	1	x	F	N
	Deterioration of air quality	3	1	x	F	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Increase in the number of road kills of wild animals	2		x	B	N
	Displacement, disturbance, and frightening of terrestrial fauna	3	1	x	B	N
	Soil compaction and densification	1		x	F	N
Soil Contamination	2		x	F	N	

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Vegetation Suppression	Increase in hunting and trafficking of wild animals	2		x	B	N
	Increase in accidents with poisonous animals	3		x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	4	1	x	F	N
	Loss of flora individuals	4		x	B	N
	Injury and death of fauna individuals	4		x	B	N
	Loss of terrestrial fauna habitat	3		x	B	N
	Loss of ecological processes and flows	1		x	B	N
	Increased pressure on natural resources			x	B/F	N
	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
Sedimentation of water bodies	4	5	x	F	N	
Mobilization and permanence of labor	Increasing the wage bill	4		x	A	P
	Increase in the market for goods and services	2		x	A	P
	Spread of Infectious and Endemic Diseases	3	3	x	A	N
	Increase in drug use and prostitution		4	x	A	N
	Modification of social and cultural relations	4		x	A	N
	Increase in violence and criminality		4	x	A	N
	Increase in disorderly land occupation	4	1	x	A	N
	Overload on the local basic infrastructure	5	1	x	A	N
	Increased municipal tax collection	4		x	A	P
Increased pressure on natural resources			x	B/F	N	
Acquisition of service goods and inputs	Rising prices of goods and services		2	x	A	N
	Increased municipal tax collection	4		x	A	P
	Increase in the market for goods and services	2		x	A	P
	Increasing the wage bill	4		x	A	P
Construction of buildings and support units	Overload on the local basic infrastructure	5	1	x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Soil Contamination	2		x	F	N
Construction of the cofferdams	Loss of fishing sites			x	A	N
	Increased fish mortality	8	4	x	A	N
	Interruption of the movement of aquatic fauna	6	8	x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Exploitation of borrow areas	Building damage			x	A	N
	Discomfort to the population			x	A	N
	Paleontological heritage degradation	1		x	A	N
	Degradation of the speleological heritage	1		x	A	N
	Degradation of archeological heritage	2		x	A	N
	Deterioration of air quality	3	1	x	F	N
	Increases in sound pressure levels and vibration	2	1	x	F	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	4	1	x	F	N
	Displacement, disturbance, and frightening of terrestrial fauna	3	1	x	B	N
	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
Sedimentation of water bodies	4	5	x	F	N	
Construction of the dam structures	Paleontological heritage degradation	1		x	A	N
	Degradation of the speleological heritage	1		x	A	N
	Degradation of archeological heritage	2		x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Increased sound pressure levels and vibration	2	1	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	3	1	x	F	N
	Deterioration of air quality	3	1	x	F	N
	Displacement, disturbance, and frightening of terrestrial fauna	3	1	x	B	N
	Sedimentation of water bodies	4	5	x	F	N
Induction of erosive processes	8	12	x	F	N	
Electromechanical assembly	Increased municipal tax collection	4		x	A	P
	Increase in the market for goods and services	2		x	A	P
	Increasing the wage bill	4		x	A	P
	Discomfort to the population			x	A	N
	Increased sound pressure levels and vibration	2	1	x	F	N
	Displacement, disturbance, and frightening of terrestrial fauna	3	1	x	B	N

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Demobilization of the workforce	Retraction of the real estate market			x	A	N
	Increase in social conflicts			x	A	N
	Increased competition for jobs			x	A	N
	Decrease in the wage bill			x	A	N
	Loss of life quality	8		x	A	N
	Closing of businesses and services			x	A	N
	Increase in disorderly land occupation	4	1	x	A	N
	Increase in violence and criminality		1	x	A	N
	Decrease in government revenue			x	A	N
	Shrinkage of the market for goods and services			x	A	N
	Increased idleness of social infrastructure and equipment			x	A	N

Legend: Environment: A (Anthropic); B (Biotic); F (Physical)

Nature: N (Negative); P (Positive)

Source: Elaborated by the authors.

The workshop participants added 12 EIs that occur during the installation phase. Most of them are related to labor demobilisation, such as "Rupture of social relations", "Increased idleness of infrastructure and social equipment", "Increased competition for job vacancies", and "Retraction of the real estate market". According to the specialists, these EIs are very significant when it comes to the implementation of large hydroelectric plants. Therefore, there is a weakness in the EIAs. Most of them do not consider the EI associated with decommissioning.

Reading the articles made it possible to include four EIs in the installation phase. The EIs "Increased drug use and prostitution" and "Increased violence and crime" are cited in the papers by Castro-Diaz, Lopez, and Moran (2018), Santos, Cunha, and Cunha (2017) and Tallman et al. (2020). The EI "Loss of social capital of indigenous communities", on the other hand, was mentioned by Hanna et al. (2016). It is noteworthy that all four of these studies explore the socioeconomic impacts in the Amazon region due to the implementation of the Belo Monte hydroelectric dam, which has become world-renowned for being the target of various social conflicts. Another EI is the "Rise in prices of goods and services" that also occurs in the planning stage.

The operation phase is known as the moment when the reservoir is filled. Later the commercial operation of the plant starts with the generation of energy by the turbines. As shown in Table 3, 40 EIs were identified and occurred in the operation phase. Of them, 14 EIs are associated with the anthropic environment, 13 EIs with the biotic environment, and 13 EIs with the physical environment. Despite the higher number of EIs associated with the anthropic environment, it was observed based on the citation frequency that articles are more directed towards the identification and assessment of EIs in the physical and biotic environment (ELORANTA et al., 2018; SANTOS et al., 2020; SHEN et al., 2019).

Most of the EIs that occur during the operational phase are related to the environmental aspect "Alteration of the river hydrodynamics", which refers to the change from the lentic to the lotic regime, and which promotes changes in the physical, chemical, and biological characteristics of the aquatic environment. Much of the research aimed to understand the influence of reservoirs on the species composition and diversity of aquatic fauna (ÁLVAREZ-TRONCOSO et al., 2015; NORMANDO et al., 2014; WANG et al., 2013). As shown in Table 3, the EIs that were mentioned the most in the operational phase were the same as those identified in the implementation phase, although the inducing processes are different.

Table 3 | Environmental impacts expected during the implementation phase.

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Reservoir Filling	Loss of the local fishing culture	4		x	A	N
	Increased incidence of diseases caused by vectors	3	1	x	A	N
	Interference with catchment and supply systems	3		x	A	N
	Interference in mining activities	4	1	x	A	N
	Loss of areas for leisure and tourism activities	3	1	x	A	N
	Loss of fishing sites			x	A	N
	Improvement of navigability conditions upstream of the dam			x	A	N
	Loss of historical and cultural heritage	3	2	x	A	N
	Loss of productive areas	3	6	x	A	N
	Degradation of archeological heritage	2		x	A	N
	Degradation of the speleological heritage	1		x	A	N
	Paleontological heritage degradation	1		x	A	N
	Pressure on the local fishing economy	4	9	x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Modification of the local microclimate	2		x	F	N
	Degradation of the natural landscape	4	1	x	F	N
	Loss of terrestrial fauna habitats	3		x	B	N
	Modification of the diversity and composition of aquatic fauna	4	23	x	B	N
	Modification in the composition and diversity of planktonic communities	2	7	x	B	N
	Increased biomass of potentially toxic cyanobacteria	2		x	B	N
	Increased fish mortality	8	4	x	B	N
	Increased proliferation of insects			x	B	P
	Contamination of the food chain by mercury		2	x	B	N
	Degradation of Estuarine Ecosystems		1	x	B	N
	Interruption of the movement of aquatic fauna	6	8	x	B	N
	Loss of coastal biodiversity		1	x	B	N
	Proliferation of aquatic macrophytes	2		x	B	N
	Change in hydrological regime		9	x	F	N
	Rising water table in the vicinity of the reservoir	3	4	x	F	N
	Greenhouse gas emissions	1	2	x	F	N
	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
	Modification of river channel morphology			x	F	N
	Variation of the hydraulic regime of the river	6	16	x	F	N
Occurrence of induced earthquakes	4		x	F	N	
Reducing the sediment load downstream of the dam	7	16	x	F	N	

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Formation of the reduced flow section	Loss of seaworthiness			x	A	N
	Loss of fishing sites			x	A	N
	Pressure on the local fishing economy	4	9	x	A	N
	Loss of the local fishing culture	4		x	A	N
	Interference with the catchment and supply systems	3		x	A	N
	Compromising the use of water for irrigation			x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	4	1	x	F	N
	Modification of the diversity and composition of aquatic fauna	4	23	x	B	N
	Loss of aquatic fauna habitats	4		x	B	N
	Increased fish mortality	8	4	x	B	N
	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
	Variation of the hydraulic regime of the river	6	16	x	F	N
	Change in hydrological regime		9	x	F	N
	Lowering of the water table in the low-flow section			x	F	N
Commercial operation of the plant	Improvement of navigability conditions upstream of the dam			x	A	N
	Pressure on the local fishing economy	4	9	x	A	N
	Loss of the local fishing culture	4		x	A	N
	Increased municipal tax collection	4		x	A	N
	Increase the reliability of the National Interconnected System	3		x	A	N
	Increased supply of electrical energy	3	1	x	A	N
	Creation of negative expectations, insecurity and apprehension	5		x	A	N
	Increased incidence of diseases caused by vectors	3	1	x	A	N
	Loss of areas for leisure and tourism activities	3	1	x	A	N
	Deterioration of water quality	8	11	x	F	N
	Degradation of the natural landscape	4	1	x	F	N
	Modification of the local microclimate	2		x	F	N
	Loss of coastal biodiversity	2		x	B	N
	Modification of the diversity and composition of aquatic fauna	4	23	x	B	N
	Modification of the composition and diversity of planktonic communities	2	7	x	B	N
	Increased biomass of potentially toxic cyanobacteria	2		x	B	N
	Increased fish mortality	8	4	x	B	N
	Degradation of Estuarine Ecosystems		1	x	B	P
	Loss of coastal biodiversity		1	x	B	P
	Increased proliferation of insects			x	B	P
Interruption of the movement of aquatic fauna	6	8	x	B	P	

Activity	Impact	Frequency		Workshop	Environment	Nature
		EIS	Papers			
Commercial operation of the plant	Induction of erosive processes	8	12	x	F	N
	Variation of the hydraulic regime of the river	6	16	x	F	N
	Modification of river channel morphology			x	F	N
	Change in hydrological regime do rio	0	9	x	F	N
	Reducing the sediment load downstream of the dam	7	16	x	F	N
	Occurrence of induced earthquakes	4		x	F	N
	Rising water table in the vicinity of the reservoir	3	4	x	F	N

Legend: Environment: A (Anthropic); B (Biotic); F (Physical)

Nature: N (Negative); P (Positive)

Source: Elaborated by the authors.

A total of the 90 different EIs is indicated in the guide. Of them, 80 are negative and 10 positive, 12 from the planning phase, 54 from implementation phase, and 40 from operational phase. It is worth pointing out that the same EI can be caused in more than one phase (and therefore the sum of the different impacts is less than 106). Regarding the environment of incidence, 19 EIs are directly associated with the physical environment, 18 with the biotic environment, and 53 with the anthropic environment. It is to be noted that the highest number of EIs is related to the anthropic environment, and most of them are of a negative nature (32 EIs) and are related to the decrease in the quality of life of the local population. These results coincide with earlier analysis (SANTOS; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A., 2017), which found that the burden of building new power plants is greater than their benefits to local communities.

Finally, the guide proposed in this paper aims to contribute to the improvement of the process of preliminary identification of EIs and the identification and consideration of potentially significant EIs during the Environmental Licensing of hydroelectric projects. However, it is worth pointing out that the objective of this guide is not to standardise or exhaust all possible EIs caused by this typology, since each enterprise has its own peculiarities and new EIs may appear depending on the characteristics of the context of the affected environment.

4 CONCLUSION

The guide presented in this paper indicates 90 different impacts, expected in the planning, installation and operational phases of hydroelectric enterprises. Besides the impacts, the environment of their direct action (anthropic, biotic or physical), the nature (positive or negative) and the frequency in which they were cited in the EISs and papers are also indicated.

According to the results obtained through the four stages of this work, it can be observed that the greatest number of impacts occur during the implementation phase, followed by the operational phase, with a good part of these impacts being of a negative nature, affecting the anthropic, physical, and biotic environments. The EISs analysed placed greater emphasis on identifying impacts that occur during the implementation phase. Papers, on the other hand, focus on the impacts that occur during the operational phase, analysing mainly the alterations on aquatic fauna resulting from the formation of the reservoir.

It is expected that this study will contribute to the improvement of the process of preliminary identification of environmental impacts of hydroelectric projects, thus contributing to the improvement of the EIA process of these projects.

As a limitation of this study, it is highlighted that the guide of impacts is limited to being a reference for the identification of the probable EIs of this typology. Thus, the identification of the likely occurrence of an impact (or not) will depend on the specific characteristics of the project and the context in which it will be implemented. In this sense, the experience of the professionals involved in the analysis and the interdisciplinary discussion of the applicability of each impact to a particular project and its context are essential for the proper identification of a project's impacts and cannot be substituted by this guide.

ACKNOWLEDGMENT

Grateful thanks for their considerable support and assistance are given to the experts who participated in the workshop. Financial support from the Ifes is also gratefully acknowledged.

REFERENCES

ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. A Efetividade dos Sistemas de Avaliação de Impacto Ambiental nos Estados de São Paulo e Minas Gerais. **Ambiente & Sociedade**, v. XX, n. 2, p. 79–106, 2017.

ALP, A.; AKYÜZ, A.; KUCUKALI, S. Ecological impact scorecard of small hydropower plants in operation: an integrated approach. **Renewable Energy**, v. 162, p. 1605–1617, 2020.

ÁLVAROZ-TRONCOSO, R. *et al.* Impacts of hydroelectric power stations on Trichoptera assemblages in four rivers in NW Spain. **Limnologica**, v. 53, p. 35–41, 2015.

ANEEL. **Sistema de Informações de Geração da Aneel (SIGA)**. Available from: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoibjI4MmMmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSislmMiOjR9>. Accessed on: 20 fev. 21.

ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. **Energy Policy**, v. 132, n. October 2018, p. 265–271, set. 2019.

BANCO MUNDIAL. **Licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil: uma contribuição para o debate**. Relatório síntese, 2008. Available from: <http://pnla.mma.gov.br/publicacoes-diversas?download=88:licenciamento-ambientalde-empreendimentos-hidreletricos-no-brasil>. Accessed on: 01 mar. 21.

BAOLIGAO, B. *et al.* Acute impacts of reservoir sediment flushing on fishes in the Yellow River. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 13, p. 26–35, 2016.

BATISTA, B. *et al.* Revisão dos Impactos Ambientais Gerados na Fase de Instalação das Hidrelétricas: uma análise da Sub-Bacia do Alto Juruena. **Biodiversidade**, v. 11, n. 1, p. 69–85, 2012.

BERG, B. L. **Qualitative Research Methods for the Social Sciences**, 4. ed. Boston: Allyn and Bacon, 2001.

BORIONI, R.; GALLARDO, A. L. C. F.; SÁNCHEZ, L. E. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 35, n. 3, p. 1–14, 17 jan. 2017.

BRAGAGNOLO, C. *et al.* Streamlining or sidestepping? Political pressure to revise environmental licensing and EIA in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 65, n. November 2016, p. 86–90, jul. 2017.

BRASIL. Presidência da República. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 02 de set. 1981.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, 17 fev. 1986.

CASTRO-DIAZ, L.; LOPEZ, M. C.; MORAN, E. Gender-Differentiated Impacts of the Belo Monte Hydroelectric Dam on Downstream Fishers in the Brazilian Amazon. **Human Ecology**, v. 46, n. 3, p. 411–422, 2018.

CORBIN, J.; STRAUSS, A. **Basics of Qualitative Research: techniques and procedures for developing grounded theory**. 3. ed. Califórnia: Sage Publications, 2008.

ELORANTA, A. P. *et al.* Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 313–322, 2018.

ESPA, P. *et al.* Tackling reservoir siltation by controlled sediment flushing: impact on downstream fauna and related management issues. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. 1–26, 2019.

EZCURRA, E. *et al.* A natural experiment reveals the impact of hydroelectric dams on the estuaries of tropical rivers. **Science Advances**, v. 5, n. 3, 2019.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. **Introduction to Environmental Impact Assessment**. 4. ed. London: Routledge, 2012.

HANNA, P. *et al.* The importance of cultural aspects in impact assessment and project development: reflections from a case study of a hydroelectric dam in Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 34, n. 4, p. 306–318, 2016.

HUANG, X. *et al.* Cumulative impact of dam constructions on streamflow and sediment regime in lower reaches of the Jinsha River, China. **Journal of Mountain Science**, v. 15, n. 12, p. 2752–2765, 2018.

IAAC. **Policy and guidance**. Available from: <https://www.canada.ca/en/impact-assessment-agency/services/policy-guidance.html>. Accessed on: 03 nov. 21.

IAIA; IEA – International Association for Impact Assessment and Institute for Environmental Assessment. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Available from: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Accessed on: 19 dez. 21.

KRIPPENDORFF, K. **Content Analysis: an introduction to its methodology**. 2. ed. Califórnia: Sage Publications, 2004.

LIQUETE, C. *et al.* Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: a systematic review. **PLoS ONE**, v. 8, n. 7, 2013.

LIU, M. *et al.* Sources and transport of methylmercury in the Yangtze River and the impact of the Three Gorges Dam. **Water Research**, v. 166, p. 115042, 2019.

MATTHEWS, B.; ROSS, L. **Research Methods: a practical guide for the social sciences**. Harlow: Pearson, 2010.

MOHER, D. *et al.* Principais itens para relatar Revisões sistemáticas e Meta-análises: a recomendação Prisma. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 24, n. 2, p. 335–342, jun. 2015.

NORMANDO, F. T. *et al.* Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 3, p. 309–319, 2014.

- OLIVEIRA, C. M. *et al.* Usina hidrelétrica de Belo Monte: percepções dos atores locais quanto aos impactos socioeconômicos e ambientais. **Espacios**, v. 37, n. 12, p. 1–9, 2016.
- SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Rev. Bras. Fisioterapia**. São Carlos, v. 11, n. 1, p. 83-89, Fev. 2007.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental**: conceitos e métodos. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.
- SANTOS, E. S.; DA CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A. Hydroelectric power plant in the Amazon and socioeconomic impacts on Fishermen in Ferreira Gomes County – Amapá State. **Ambiente e Sociedade**, v. 20, n. 4, p. 191–207, 2017.
- SANTOS, R. E. *et al.* Damming Amazon Rivers: environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira River according to local fishers’ perception. **Ambio**, v. 49, n. 10, p. 1612–1628, 2020.
- SHEN, H. *et al.* Impact analysis of karst reservoir construction on the surrounding environment: a case study for the southwest of China. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 11, 2019.
- SIERRA-CORREA, P. C.; CANTERA KINTZ, J. R. Ecosystem-based adaptation for improving coastal planning for sea-level rise: a systematic review for mangrove coasts. **Marine Policy**, v. 51, p. 385–393, 2015.
- TAJZIEHCHI, S. *et al.* Quantification of social impacts of large hydropower dams – a case study of alborz dam in mazandaran province, northern Iran. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 377–382, 2013.
- TALAMINI, E. *et al.* Tendências e perspectivas do Novo Paradigma Ecológico: uma revisão sistemática da produção científica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, p. 84–99, 2017.
- TALLMAN, P. S. *et al.* Ecosyndemics: the potential synergistic health impacts of highways and dams in the Amazon. **Social Science and Medicine**, n. May, p. 113037, 2020.
- TOLMASQUIM, M. T.; GUERREIRO, A.; GORINI, R. Matriz energética Brasileira: uma prospectiva. **Novos Estudos Cebrap**, n. 79, p. 47–69, 2007.
- VERONEZ, F.; MONTAÑO, M. Análise da qualidade dos estudos de impacto ambiental no estado do Espírito Santo (2007-2013). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, p. 6–21, 2017.
- VON SPERLING, E. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. **Energy Procedia**, v. 18, p. 110–118, 2012.
- WANG, X. *et al.* Assessing impacts of a dam construction on benthic macroinvertebrate communities in a mountain stream. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 22, n. 1, p. 103–110, 2013.
- YIN, R. K. **Case Study Research**: design and methods. 4. ed. Los Angeles: Sage Publications, 2009.
- ZHANG, D.; HAN, D.; SONG, X. Impacts of the sanmenxia dam on the interaction between surface water and groundwater in the Lower Weihe River of Yellow River Watershed. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 6, 2020.

Impactos ambientais de hidrelétricas no Brasil: guia de identificação

Environmental impacts of hydropower plants in Brazil: an identification guide

Fernanda Aparecida Veronez ¹

Fabício Raig Dias Lima ²

Ghislain Mwamba Tshibangu ³

¹ Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Professora Titular, Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil
E-mail: fveronez@ifes.edu.br

² Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil
E-mail: fabricioraigdiaslima@gmail.com

³ Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Analista de Impacto Ambiental, Impact Assessment Agency of Canada, Quebec, Canadá
E-mail: ghistshibangu@hotmail.com

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40635

Received: 03/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – DOSSIER

RESUMO

Este trabalho apresenta um guia para identificação de impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos. A pesquisa qualitativa utilizou como métodos: estudos de caso, revisão sistemática da literatura (RSL), análise de conteúdo e consulta a especialistas. Foram usadas quatro fontes de informação, sendo elas: Estudos de Impacto Ambiental (EIA), artigos científicos, guias de boas práticas e consulta a especialistas. Foram analisados todos os EIAs de hidrelétricas submetidos ao Licenciamento Ambiental federal brasileiro, entre 2010 e 2020 (8 EIAs). A RSL identificou 68 artigos científicos elegíveis para análise e coleta dos impactos. Os resultados foram cotejados com a prática canadense e discutidos em um workshop virtual com a participação de 15 especialistas. O guia apresenta 90 impactos e poderá ser utilizado por empresas de consultoria e órgãos ambientais na identificação preliminar de impactos ambientais de hidrelétricas, contribuindo para o aprimoramento do planejamento realizado na etapa de escopo da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) de futuros estudos ambientais dessa tipologia.

Palavras-chave: AIA. EIA. Impacto ambiental. Hidrelétricas. Guia.

ABSTRACT

This paper presents a guide for identifying the environmental impacts of hydroelectric enterprises. The qualitative research used the following methods: case studies, systematic literature review (SLR), content analysis, and consultation with experts. Four sources of information were used, including Environmental

Impact Statements (EISs), scientific articles, best practice guides, and expert consultation. All EISs of hydroelectric plants submitted to the Brazilian federal Environmental Licensing between 2010 and 2020 (8 EISs) were analysed. RSL identified 68 scientific papers eligible for analysis and collection of impacts. The results were compared with Canadian practice and discussed in a virtual workshop of 15 experts. The guide has 90 impacts and can be used by environmental consulting firms and environmental agencies in the preliminary identification of environmental impacts of hydroelectric dams, contributing to the improvement of planning carried out in the EIA scoping stage of future environmental studies of this type.

Keywords: IA. IS. Environmental Impact. Hydroelectric power plants. Guide.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o país com a maior disponibilidade hídrica do planeta e tem como principal fonte geradora de energia as usinas hidrelétricas, que respondem por cerca de 62% de toda a energia elétrica produzida no país (ANEEL, 2021). Tal característica representa uma vantagem desse tipo de projeto, uma vez que se trata de uma fonte de energia barata, confiável e renovável (TOLMASQUIM; GUERREIRO; GORINI, 2007). Entretanto, a construção de empreendimentos hidrelétricos ocasiona Impactos Ambientais (IAs) potencialmente significativos que devem ser considerados (HUANG *et al.*, 2018; ZHANG; HAN; SONG, 2020).

Nesse contexto, inserem-se o licenciamento ambiental e a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) como instrumentos de planejamento e gestão ambiental capazes de evitar e mitigar os IAs de empreendimentos (BRASIL, 1981; SÁNCHEZ, 2020). A partir da publicação da Resolução Conama Nº 1/1986, a AIA foi vinculada ao processo de licenciamento ambiental por meio da exigência do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) para o licenciamento ambiental das atividades causadoras de significativo IA. Assim, passou a ser necessária a elaboração do EIA para empreendimentos hidrelétricos com capacidade instalada superior a 10 MW (BRASIL, 1986).

Desde então, “o EIA passou a ser o documento mais importante de todo o processo de AIA, pois é com base nele que são tomadas as principais decisões para a viabilidade de um projeto” (SÁNCHEZ, 2020, p. 136). Entretanto, muitas vezes os EIAs são submetidos ao órgão ambiental sem apresentar as informações adequadas para subsidiar o processo de tomada de decisão quanto à viabilidade ambiental do projeto (ALMEIDA; MONTAÑO, 2017; VERONEZ; MONTAÑO, 2017).

Outra característica do contexto brasileiro é a elaboração dos estudos usando uma abordagem exaustiva, sem planejamento adequado e contendo um excesso de dados compilados acerca da área de estudo, sendo boa parte deles inúteis para a análise da viabilidade do projeto (SÁNCHEZ, 2020). Essa realidade se opõe às boas práticas internacionais em AIA, que indicam que a elaboração de um EIA deve ser o resultado de um bom planejamento, que direciona a elaboração de estudos de base focados em fatores importantes para a tomada de decisão (IAIA; IEA, 1999). Assim, a primeira atividade de elaboração de um EIA deve ser a identificação preliminar dos IAs, realizada na etapa de planejamento da AIA. Tal planejamento vai, então, orientar os procedimentos de identificação das questões relevantes em campo (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012).

Diante da lacuna de informação apresentada nos EIAs, que pode comprometer a efetividade dos processos de AIA e de licenciamento ambiental, cabe ao órgão competente exigir complementações aos estudos ambientais. Nesse sentido, o Banco Mundial (2008) chegou a descrever o processo de licenciamento ambiental como um obstáculo para construção de novas usinas hidrelétricas no Brasil, estando entre os principais motivos da morosidade do processo o tempo para a definição dos Termos de Referência (TR) e a baixa qualidade dos estudos ambientais. No entanto, propostas de simplificação a todo custo podem ter sérias consequências para o licenciamento ambiental brasileiro (BRAGAGNOLO *et al.*, 2017). Além disso, pesquisas científicas apontam para os impactos significativos de projetos hidrelétricos, mesmos os menores, tendo esses um potencial de ameaçar a provisão de serviços ecossistêmicos, a conectividade de rios, a conservação da biodiversidade e a vida de comunidades indígenas e tradicionais (ATHAYDE *et al.*, 2019).

Destaca-se então, a importância da identificação preliminar de impactos e o planejamento da AIA, que ocorrem na etapa de escopo, servindo de base para planejar as etapas subsequentes. Se os impactos não forem identificados corretamente nessa etapa inicial de planejamento, então não será possível direcionar os estudos de base para o levantamento de dados importantes, o que compromete o prognóstico ambiental e, conseqüentemente, a proposição de medidas. Portanto, a ausência de uma identificação preliminar adequada na fase de planejamento pode comprometer a elaboração dos estudos de base e interferir negativamente em todas as etapas da elaboração de um EIA, prejudicando a efetividade do processo de AIA (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2012).

Dada a importância da etapa de planejamento da AIA (BORIONI; GALLARDO; SÁNCHEZ, 2017), este trabalho apresenta um guia para identificação preliminar de IAs ocasionados por empreendimentos hidrelétricos, contribuindo assim para o aprimoramento do processo de AIA desses empreendimentos.

2 METODOLOGIA

Para a elaboração do guia, foram utilizadas múltiplas fontes de informação, conforme orienta Sánchez (2020). Foram analisados EIAs de hidrelétricas e artigos científicos para compor uma lista de IAs que, a seguir, foi comparada com a prática canadense e discutida em um *workshop* de consulta a especialistas.

Utilizando uma abordagem predominantemente qualitativa, a pesquisa foi dividida em quatro etapas, relacionadas a cada uma das fontes de informação pesquisadas. A Figura 1 representa os procedimentos metodológicos utilizados em cada etapa.

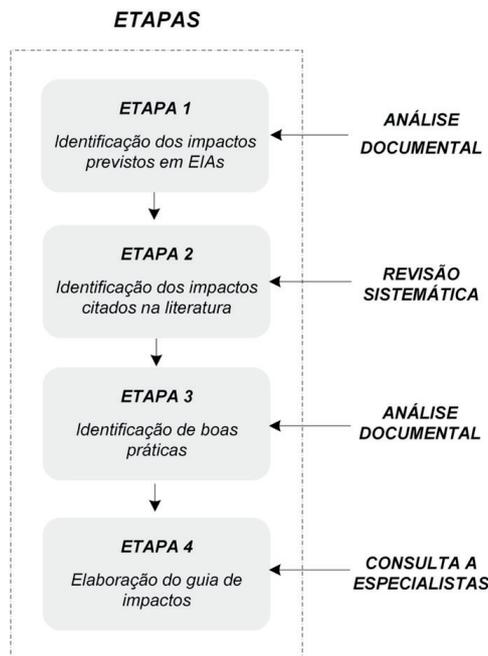


Figura 1 | Etapas e procedimentos metodológicos utilizados na pesquisa.

Fonte: Elaborada pelos autores.

2.1 IDENTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS PREVISTOS EM EIAs

Para a identificação dos IAs previstos em EIAs, foram utilizados como objetos de estudo os EIAs de projetos hidrelétricos licenciados em nível federal, disponíveis no *website* da agência ambiental federal do Brasil – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). Dessa forma, nessa etapa, foi utilizada como método de coleta a análise documental em um estudo de casos

múltiplos (YIN, 2009), e como método de análise a análise de conteúdo (KRIPPENDORFF, 2004). A Figura 2 ilustra o fluxograma metodológico utilizado para a identificação dos impactos descritos nos EIAs (Etapa 1).

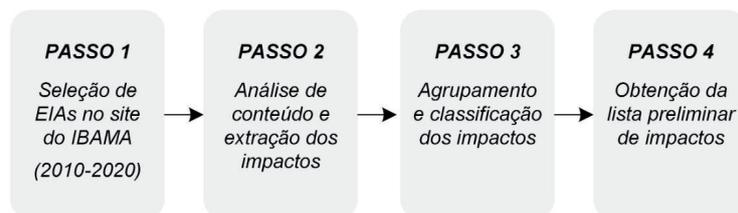


Figura 2 | Fluxograma metodológico utilizado para a identificação dos impactos previstos nos EIAs.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Na busca realizada no banco de dados do Ibama (disponível em: <https://www.ibama.gov.br/laf/consultas>), no dia 15/03/2020, foram identificados 35 EIAs. Optou-se por analisar os estudos mais recentes, considerando um recorte temporal de dez anos. O Quadro 1 apresenta as principais características dos oito EIAs analisados.

Quadro 1 | Estudos de Impacto Ambiental analisados.

EIA	Ano	Empreendimento	Local de implantação
EIA 1	2011	Usina Hidrelétrica Itaocara	Minas Gerais/Rio de Janeiro
EIA 2	2012	Aproveitamento Hidrelétrico Davinópolis	Minas Gerais/Goiás
EIA 3	2012	Aproveitamento Hidrelétrico Pai Querê	Santa Catarina/Rio Grande do Sul
EIA 4	2012	Pequena Central Hidrelétrica Cabuí	Minas Gerais/Rio de Janeiro
EIA 5	2013	Pequena Central Hidrelétrica Caiçara	Minas Gerais/Bahia
EIA 6	2013	Pequena Central Hidrelétrica Gavião	Minas Gerais/Bahia
EIA 7	2014	Aproveitamento Hidrelétrico São Luís dos Tapajós	Pará
EIA 8	2019	Aproveitamento Hidrelétrico Tabajara	Rondônia

Fonte: Elaborado pelos autores.

De posse dos EIAs, foi feita a leitura do capítulo de identificação e avaliação dos IAs de cada estudo. Os impactos foram identificados e extraídos em planilhas do programa *Microsoft Excel*, onde foram organizados e agrupados. A organização foi feita de acordo com a fase do projeto em que eles foram previstos (planejamento, implantação e operação), com o meio em que incidem diretamente (físico, biótico ou antrópico), e com a natureza do impacto (negativo ou positivo). Após elaborar uma lista com os IAs de cada EIA, foi feita a integração de todas as planilhas em uma única lista de IAs, seguindo o processo de codificação sugerido por Berg (2001). Nessa etapa, foram agrupados os IAs cujos enunciados eram diferentes, mas as descrições apontavam para o mesmo IA. O agrupamento foi realizado tendo em vista as características ou atributos percebidos (CORBIN; STRAUSS, 2008).

2.2 IDENTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS CITADOS NA LITERATURA

Para a identificação dos IAs mencionados na literatura foi utilizada uma Revisão Sistemática de Literatura (RSL). Esse método foi escolhido em virtude de sua capacidade de alcançar melhores resultados nas buscas, além de produzir resultados com maior confiabilidade, reduzindo os erros e o viés do pesquisador (SAMPAIO; MANCINI, 2007). Ainda, segundo esses autores, a RSL é um método particularmente útil para integrar as informações de um conjunto de estudos realizados separadamente sobre determinado assunto.

A RSL foi realizada utilizando o protocolo *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses* (Prisma), criado com o objetivo de melhorar os relatos das revisões sistemáticas (MOHER

et al., 2015). O protocolo foi inicialmente desenvolvido para ensaios clínicos randomizados, mas o Prisma também pode ser usado como uma base para relatos de revisões sistemáticas de outros tipos de pesquisa (MOHER et al., 2015). O Prisma tem sido amplamente utilizado em pesquisas na área ambiental, alcançando resultados satisfatórios (LIQUETE et al., 2013; SIERRA-CORREA; CANTERA KINTZ, 2015; TALAMINI et al., 2017). Baseado no protocolo Prisma, a RSL seguiu os seguintes passos: identificação, seleção, elegibilidade e inclusão, conforme ilustrado na Figura 3 e descrito a seguir.

A RSL iniciou com a identificação dos artigos científicos, realizada no dia 20/10/2021, utilizando como fonte a base de dados *Scopus*. A escolha dessa base está relacionada à sua multidisciplinaridade e por se tratar do maior banco de dados de resumos e citações da literatura, com revisão por pares. O processo de busca na base foi realizado utilizando uma *string*, garantindo maior replicabilidade da pesquisa (Quadro 2).

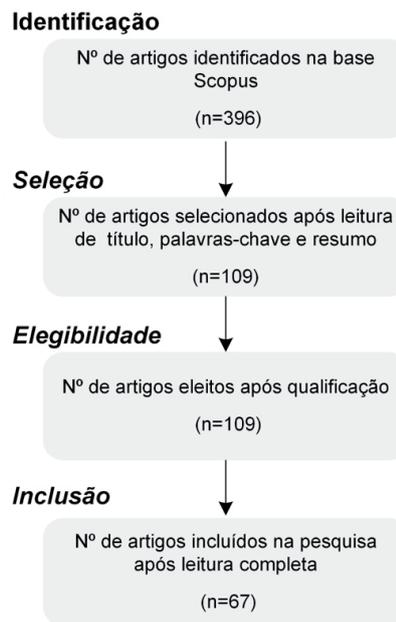


Figura 3 | Fluxograma metodológico da RSL.

Fonte: Elaborada pelos autores com base no Fluxograma do Prisma (MOHER et al., 2015).

Quadro 2 | *String* de busca utilizado na base *Scopus*.

<i>String</i>	<i>Explicação dos filtros</i>
<p><i>TITLE (dams OR hydropowerplants OR "hydropower plants" OR "hydroelectric power" OR "hydroelectric complex" OR reservoirs OR hidreletric* OR reservatório*) AND TITLE (impact*) AND ABS (environment*) AND (EXCLUDE (SUBJAREA, "MEDI") OR EXCLUDE (SUBJAREA, "COMP")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE, "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "cp") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "re") OR LIMIT-TO (DOCTYPE, "ch")) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR, 2021) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2017) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2016) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2015) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2014) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2013) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2012) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2011) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2010)) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE, "Portuguese"))</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> A busca considerou que pelo menos um dos seguintes descritores deveria estar no título: dams, hydropowerplants, hydropower plants, hydroelectric power, hydroelectric complex, reservoirs, hidreletric* ou reservatório*. O título também deveria incluir algum descritor derivado do termo impact*, e o abstract incluir algum derivado de environment*. Foram excluídos estudos de Medicina e Ciências da Computação. Foram incluídos apenas artigos de periódicos, congressos e em forma de capítulo de livro. Foi feito recorte temporal de 2010 a 2021. A busca também se limitou a estudos redigidos em inglês e português

Fonte: Elaborado pelos autores.

A seguir, os 396 artigos identificados pela *string* foram selecionados, por meio de leitura de título, resumo e palavras-chave. Para tanto, além dos critérios já estabelecidos na busca (tratar-se de artigo científico, redigido em português ou inglês, relacionado às pesquisas publicadas entre 2010 e 2021, e que identificasse IAs de empreendimentos hidrelétricos), foram excluídos os trabalhos teóricos e de revisão de literatura. Essa seleção foi realizada com auxílio do *Rayyan Intelligent Systematic Review* (<https://www.rayyan.ai>). Trata-se de uma ferramenta de auxílio à RSL, que recebe a importação do resultado da busca das bases (no caso dessa pesquisa, os arquivos foram importados em formato CSV). Nesse programa on-line, é possível realizar RSL por pares, analisando e categorizando cada artigo, títulos e resumos. Também é possível pesquisar por palavras-chave como auxílio ao processo de categorização. Nesta pesquisa, a análise foi realizada por dois pesquisadores e teve como resultado 109 artigos eleitos para leitura completa. No processo de eleição, não foi descartado nenhum artigo, sendo todos encaminhados para o passo seguinte.

A partir da leitura completa dos 109 artigos selecionados, utilizando sempre os mesmos critérios de seleção descritos anteriormente, foram incluídos, como resultado da RSL, apenas 67 artigos científicos. Para os artigos incluídos, foi feita ainda uma releitura para identificação e extração dos IAs citados. As etapas de elegibilidade e inclusão foram realizadas com o auxílio do gerenciador de referências *Mendeley*. Os IAs extraídos foram agrupados e organizados em uma tabela no programa *Microsoft Excel*, formando uma lista preliminar dos IAs mencionados nos artigos. O agrupamento e a organização dos IAs foram realizados levando em conta as características ou atributos percebidos (CORBIN; STRAUSS, 2008).

2.3 IDENTIFICAÇÃO DE BOAS PRÁTICAS

Nessa etapa foram consultados guias técnicos de AIA elaborados para EIAs canadenses. A escolha do Canadá foi motivada pelo fato de se tratar de um dos países pioneiros na implementação do processo de AIA, já tendo um sistema consolidado e bem estruturado, o que implica a boa qualidade dos estudos ambientais (SÁNCHEZ, 2020). Vale destacar que o processo de AIA no Canadá leva em conta aspectos como sustentabilidade, transparência, impactos sociais e sobre a saúde, responsabilidade e mudanças climáticas. O governo do Canadá adotou uma lei que também reflete as melhores práticas recomendadas pela Associação Internacional de Avaliação de Impacto (IAAC, 2021). A comparação com a prática canadense teve como objetivo conhecer as boas práticas de identificação de IAs utilizadas e aprimorar as listas dos IAs identificados nas etapas 1 e 2. Ao término desta terceira etapa, os IAs extraídos foram reunidos em uma única lista.

2.4 ELABORAÇÃO DO GUIA DE IMPACTOS

Essa etapa teve objetivo de propor um guia de identificação preliminar de IA de projetos hidrelétricos baseado nos resultados das etapas anteriores e discutidos em consulta a especialistas que atuam em diferentes frentes da AIA de empreendimentos hidrelétricos.

Inicialmente foi conduzido um workshop piloto, antes da consulta a especialistas (*workshop* principal). Esse workshop piloto foi realizado em dois encontros on-line (dias 08/07/2021 e 16/07/2021), totalizando seis horas de análise em grupo. Com a participação de seis pesquisadores em AIA, os encontros tiveram objetivo de analisar cada um dos IAs, cuja descrição foi ajustada, quando necessário, para uma melhor compreensão dos especialistas durante o workshop principal, uma boa prática em pesquisas dessa natureza (MATTHEWS; ROSS, 2010). Também foi possível definir os procedimentos de coleta de dados durante o workshop principal.

O *workshop* principal também foi realizado na modalidade on-line, no dia 18/10/21, e contou com um grupo de 15 especialistas, formado por profissionais do quadro técnico do Ibama, do Instituto Estadual de

Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (Iema) e de uma empresa de consultoria ambiental. O processo de consulta aos especialistas foi conduzido mediante a leitura e discussão de cada um dos IAs da lista. Durante esse processo, algumas descrições foram modificadas e IAs incluídos (nenhum impacto foi excluído). O evento foi gravado, o que permitiu uma análise posterior para verificação das considerações feitas pelos especialistas. Após a consolidação das informações, foi elaborado o produto final desse trabalho, que é um guia de identificação de IAs de empreendimentos hidrelétricos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As quatro etapas utilizadas nesta pesquisa permitiram a construção de um guia de identificação de IAs de hidrelétricas, baseado em conhecimento prévio de fontes diferentes: EIAs, artigos, prática e opinião de especialistas.

A opção em analisar separadamente a lista de IAs citados em cada EIA permitiu conhecer o que os EIAs dizem sobre os IAs de hidrelétricas e entender peculiaridades da tipologia, que variam de acordo com o contexto no qual o projeto pretende ser implantado. A lista com os IAs citados nos EIAs contou com 76 IAs diferentes. Foi possível notar que o mesmo IA era descrito de forma diferente entre os estudos, embora tivessem o mesmo significado. Os enunciados dos IAs se mostraram algumas vezes dúbios, vagos ou muito específicos. Também foi possível identificar erros conceituais na redação dos IAs que, por vezes, eram confundidos com aspectos ambientais. Por exemplo, a supressão de vegetação e a geração de empregos aparecem como IAs, em alguns estudos.

No que se refere à classificação dos IAs, notou-se que há divergência entre os EIAs quanto ao meio que alguns IAs afetam. Por exemplo, o IA "Interferência em atividades minerárias" foi mencionado em um EIA como ocorrendo no meio físico, enquanto em outros três consideraram no meio antrópico. As lacunas conceituais e de informação sobre os IAs descritos em EIAs também são citadas nas pesquisas de Almeida e Montañó (2017) e Veronez e Montañó (2017). Ao final da análise dos EIAs, foi elaborada uma lista preliminar (Etapa 1), ajustando a descrição dos IAs para que esses fossem mais sintéticos, autoexplicativos e que descrevessem o sentido das alterações, conforme recomendado por Sánchez (2020).

Na segunda etapa, os 67 artigos oriundos do resultado da RSL citaram 35 IAs diferentes, sendo oito deles desconhecidos pelos especialistas consultados no *workshop*. Desses, os IAs "Degradação dos ecossistemas estuarinos" e "Perda da biodiversidade costeira" estão associados à retenção de sedimentos nos reservatórios e foram identificados em pesquisa realizada por Ezcurra *et al.* (2019). Podemos citar também o IA "Contaminação da cadeia alimentar por mercúrio", devido à degradação da matéria orgânica dos reservatórios por bactérias metilantes, identificado na pesquisa de Liu *et al.* (2019). Após a análise dos artigos e coleta dos IAs identificados em pesquisas práticas, os resultados obtidos (Etapa 2) foram agregados à lista elaborada na etapa anterior.

Analisando a prática canadense, verificou-se que a agência ambiental elabora um guia de identificação de IAs específico para cada EIA. De forma geral, a organização das informações é dada de uma forma bem diferente da brasileira, pois os IAs não são apresentados associados aos aspectos ambientais de cada atividade, e sim a fatores ambientais impactados. A lista de IAs elaborada pela interação entre as Etapas 1 e 2 foi comparada com o documento "*Draft Environmental Assessment Report*", elaborado para o empreendimento "*Tazi Twé Hydroelectric*" (disponível em: <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80031/101642E.pdf>). Após a análise, verificou-se que todos os fatores estavam contemplados na lista elaborada nesta pesquisa. Em relação à organização das informações, optou-se por apresentar o guia no formato: atividade – aspecto ambiental – impacto ambiental, mais comum à prática brasileira.

Além da confirmação da lista de impactos, durante o *workshop* foram incluídos 23 impactos ambientais, sendo a maioria voltada para o meio antrópico. O guia final é composto por 90 IAs, apresentados nas Tabelas 1, 2 e 3. Dos impactos listados, 31 foram citados nos EIAs e artigos, 36 somente citados nos

EIAs e 10 somente nos artigos. No guia, os IAs são divididos em três fases: planejamento, instalação e operação. A indicação do meio (antrópico, biótico ou físico) considerou a atuação dos impactos diretos.

As tabelas 1, 2 e 3 descrevem ainda a natureza do IA e a frequência (que indica o número de EIAs/artigos que citaram o IA). Cabe destacar que essas tabelas representam um fragmento do produto final, que é organizado contemplando também a macroatividade e o aspecto ambiental relacionado a cada IA. Por questão de espaço, o guia foi ajustado e apresenta as informações principais neste trabalho.

A Tabela 1 apresenta os IAs provenientes da fase de planejamento do projeto, na qual são conduzidos os estudos de viabilidade econômica, os estudos ambientais, as audiências públicas, a divulgação do empreendimento, a elaboração dos projetos de engenharia e os primeiros trabalhos de campo. Nesse momento, a população local é informada sobre a implantação do empreendimento, iniciando assim as primeiras discussões a respeito dos potenciais IAs que possam vir a ocorrer.

Foram identificados 12 IAs relacionados à fase de planejamento, entre eles somente um não pertence ao meio antrópico: "Pressão sobre os recursos naturais". A análise dos artigos incluiu apenas um IA que não havia sido identificado nos EIAs: "Elevação dos preços dos bens e serviços", citado nos trabalhos de Oliveira *et al.* (2016) e Tajziehchi *et al.* (2013). Oliveira *et al.* (2016) destacam também, como IA negativo, o "Aumento da ocupação desordenada do solo", IA igualmente escrito pela metade dos EIAs analisados. A consulta a especialistas agregou dois IAs que não haviam sido citados nos EIAs e nos artigos científicos, são eles: a "Valorização imobiliária" e a "Pressão sobre os recursos naturais". De maneira geral, o IA mais citado foi a "Perda da qualidade de vida da população", citado por todos os EIAs e validado na consulta a especialistas.

Tabela 1 | Impactos Ambientais esperados durante a etapa de planejamento.

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Execução dos estudos preliminares	Perda da qualidade de vida da população	8		x	A	N
	Incremento no mercado de bens e serviços	2		x	A	N
	Criação de expectativas negativas, insegurança e apreensão	5		x	A	N
	Criação de expectativas positivas na população	5		x	A	P
	Valorização imobiliária			x	A	N
	Aumento da ocupação desordenada do solo	4	1	x	A	N
	Elevação de preços dos bens e serviços		2	x	A	N
	Estímulo à mobilização e organização da sociedade civil	4		x	A	N
	Aumento do conhecimento científico sobre o meio biótico	3		x	A	P
	Aumento do conhecimento científico sobre o meio físico	1		x	A	P
	Aumento do conhecimento científico do meio antrópico	1		x	A	P
	Aumento da pressão sobre os recursos naturais			x	B/F	N

Legenda: Meio: A (Antrópico); B (Biótico); F (Físico)

Natureza: N (Negativo); P (Positivo)

Fonte: Elaboração própria.

Na fase de implantação, inicia-se a construção da obra propriamente dita, sendo as seguintes principais atividades executadas: liberação de áreas, abertura de vias de acesso, mobilização e operação da infraestrutura de apoio, desvio do rio, construção da obra principal e a limpeza da área a ser ocupada pelo reservatório. Durante a construção, há um aumento do afluxo de pessoas atraídas pela geração de empregos, o que reflete em mudanças na socioeconomia local e nos padrões de uso e ocupação do solo, e induz à ocorrência dos impactos ambientais mencionados na Tabela 2. Com relação a esta fase do empreendimento, sabe-se que é nela em que ocorre a maior parte dos IAs e de forma mais expressiva (BATISTA *et al.*, 2012).

Tabela 2 | Impactos Ambientais esperados durante a etapa de implantação.

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Liberação de áreas	Criação de expectativas negativas, insegurança e apreensão	5		x	A	N
	Deslocamento compulsório de famílias	2	2	x	A	N
	Aumento da vulnerabilidade social			x	A	N
	Perda de áreas produtivas	3	6	x	A	N
	Perda de equipamentos sociais			x	A	N
	Valorização imobiliária			x	A	N
	Interferência em atividades minerárias	4	1	x	A	N
Ruptura de relações sociais			x	A	N	
Terraplanagem	Degradação do patrimônio espeleológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio arqueológico	2		x	A	N
	Degradação do patrimônio paleontológico	1		x	A	N
	Incômodo à população			x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Aumento dos níveis de pressão sonora e vibração	2	1	x	F	N
	Deterioração da qualidade do ar	3	1	x	F	N
	Degradação da paisagem natural	3	1	x	F	N
	Deslocamento, perturbação e afugentamento da fauna terrestre	3	1	x	B	N
	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
Assoreamento de corpos hídricos	4	5	x	F	N	
Movimentação, manutenção e operação de veículos	Incômodo à população			x	A	N
	Pressão sobre o sistema viário			x	A	N
	Aumento dos acidentes rodoviários	1		x	A	N
	Sobrecarga sobre a infraestrutura básica local	5	1	x	A	N
	Aumento dos níveis de pressão sonora e vibração	2	1	x	F	N
	Deterioração da qualidade do ar	3	1	x	F	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Aumento do atropelamento de animais silvestres	2		x	B	N
	Deslocamento, perturbação e afugentamento da fauna terrestre	3	1	x	B	N
	Compactação e adensamento do solo	1		x	F	N
Contaminação do solo	2		x	F	N	
Supressão de vegetação	Aumento da caça e tráfico de animais silvestres	2		x	B	N
	Aumento de acidentes com animais peçonhentos	3		x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Degradação da paisagem natural	4	1	x	F	N
	Perda de indivíduos da flora	4		x	B	N
	Lesão e morte de indivíduos da fauna	4		x	B	N
	Perda de <i>habitat</i> da fauna terrestre	3		x	B	N
	Perda de processos e fluxos ecológicos	1		x	B	N
	Aumento da pressão sobre os recursos naturais			x	B/F	N
	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
Assoreamento de corpos hídricos	4	5	x	F	N	

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Mobilização e permanência de mão de obra	Aumento da massa salarial	4		x	A	P
	Incremento no mercado de bens e serviços	2		x	A	P
	Disseminação de doenças infecciosas e endemias	3	3	x	A	N
	Aumento do uso de drogas e da prostituição		4	x	A	N
	Modificação das relações sociais e culturais	4		x	A	N
	Aumento da violência e criminalidade		4	x	A	N
	Aumento da ocupação desordenada do solo	4	1	x	A	N
	Sobrecarga sobre a infraestrutura básica local	5	1	x	A	N
	Aumento da arrecadação tributária municipal	4		x	A	P
	Aumento da pressão sobre os recursos naturais			x	B/F	N
Aquisição de bens de serviço e insumos	Elevação de preços dos bens e serviços		2	x	A	N
	Aumento da arrecadação tributária municipal	4		x	A	P
	Incremento no mercado de bens e serviços	2		x	A	P
	Aumento da massa salarial	4		x	A	P
Construção de edificações e das unidades de apoio	Sobrecarga sobre a infraestrutura básica local	5	1	x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Contaminação do solo	2		x	F	N
Construção das ensecadeiras	Perda de sítios pesqueiros			x	A	N
	Aumento da mortalidade de peixes	8	4	x	A	N
	Interrupção do deslocamento da fauna aquática	6	8	x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
Exploração de áreas de empréstimo	Avarias em edificações			x	A	N
	Incômodo à população			x	A	N
	Degradação do patrimônio paleontológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio espeleológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio arqueológico	2		x	A	N
	Deterioração da qualidade do ar	3	1	x	F	N
	Aumentos dos níveis de pressão sonora e vibração	2	1	x	F	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Degradação da paisagem natural	4	1	x	F	N
	Deslocamento, perturbação e afugentamento da fauna terrestre	3	1	x	B	N
Construção das estruturas da barragem	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
	Assoreamento de corpos hídricos	4	5	x	F	N
	Degradação do patrimônio paleontológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio espeleológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio arqueológico	2		x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Aumento dos níveis de pressão sonora e vibração	2	1	x	F	N
	Deterioração da paisagem natural	3	1	x	F	N
	Deterioração da qualidade do ar	3	1	x	F	N
	Deslocamento, perturbação e afugentamento da fauna terrestre	3	1	x	B	N
Assoreamento de corpos hídricos	4	5	x	F	N	
Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N	

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Montagem eletromecânica	Aumento da arrecadação tributária municipal	4		x	A	P
	Incremento no mercado de bens e serviços	2		x	A	P
	Aumento da massa salarial	4		x	A	P
	Incômodo à população			x	A	N
	Aumento dos níveis de pressão sonora e vibração	2	1	x	F	N
	Deslocamento, perturbação e afugentamento da fauna terrestre	3	1	x	B	N
Desmobilização da mão de obra	Retração do mercado imobiliário			x	A	N
	Aumento dos conflitos sociais			x	A	N
	Aumento da concorrência por vagas de trabalho			x	A	N
	Diminuição da massa salarial			x	A	N
	Perda da qualidade de vida	8		x	A	N
	Fechamento de comércios e serviços			x	A	N
	Aumento da ocupação desordenada do solo	4	1	x	A	N
	Aumento da violência e da criminalidade		1	x	A	N
	Diminuição da arrecadação do poder público			x	A	N
	Retração do mercado de bens e serviços			x	A	N
	Aumento da ociosidade da infraestrutura e equipamentos sociais			x	A	N

Legenda: Meio: A (Antrópico); B (Biótico); F (Físico)

Natureza: N (Negativo); P (Positivo)

Fonte: *Elaboração própria.*

Conforme pode ser visto na Tabela 2, foram identificados nas diferentes atividades da fase de implantação, 54 IAs diferentes, sendo que somente quatro deles foram citados em todos os EIAs: "Perda de qualidade de vida", "Aumento da mortalidade de peixes", "Deterioração da qualidade da água" e "Indução de processos erosivos". Desses, os últimos três IAs também foram os mais citados nos artigos (ALP; AKYÜZ; KUCUKALI, 2020; BAOLIGAO *et al.*, 2016; ESPA *et al.*, 2019). O trabalho de Von Sperling (2012) também menciona esses IAs como sendo os mais significativos associados à implantação de hidrelétricas. Durante a instalação, emergem os principais IAs sobre a população local, sendo contabilizados 35 impactos no meio antrópico. Quanto à natureza, 51 IAs são negativos e apenas três são positivos, sendo que esses estão sempre associados ao meio antrópico. Percebe-se que a maioria dos IAs que ocorrem durante a construção é de natureza negativa e permanece após longo prazo, ao passo que os poucos IAs positivos são em sua totalidade temporários.

Os participantes do *workshop* acrescentaram 12 IAs que se manifestam na fase de instalação, sendo a maioria relacionada à desmobilização da mão de obra, como a "Ruptura das relações sociais", o "Aumento da ociosidade da infraestrutura e equipamentos sociais", o "Aumento da concorrência por vagas de trabalho" e a "Retração do mercado imobiliário". Segundo os especialistas, esses IAs são muito significativos quando se trata da implantação de grandes hidrelétricas. Nota-se, portanto, lacuna nos EIAs que em sua maioria não consideram os IAs da desmobilização.

A leitura dos artigos possibilitou a inclusão de mais quatro IAs na fase de instalação. Os IAs "Aumento do uso de drogas e da prostituição" e "Aumento da violência e criminalidade" são citados nos trabalhos de Castro-Diaz, Lopez e Moran (2018), Santos, Cunha e Cunha (2017) e Tallman *et al.* (2020). Já o IA "Perda do capital social das comunidades indígenas" foi mencionado por Hanna *et al.* (2016). Destaca-se que todos

esses quatro trabalhos exploram os impactos socioeconômicos na região amazônica devido à implantação da Hidrelétrica de Belo Monte, que ficou mundialmente conhecida por ser alvo de vários conflitos sociais. Outro IA é a "Elevação de preços dos bens e serviços" que também ocorre na etapa de planejamento.

A fase de operação caracteriza-se por ser o momento em que se inicia o enchimento do reservatório e posteriormente a operação comercial da usina com a geração de energia pelas turbinas. Conforme apresentado na Tabela 3, foram identificados 40 IAs que ocorrem na fase de operação, distribuídos entre os meios antrópico (14 IAs), biótico (13 IAs) e físico (13 IAs). Apesar do maior número de IAs no meio antrópico, observou-se pela frequência de citação que os artigos são mais direcionados para identificação e avaliação dos IAs no meio físico e biótico (ELORANTA *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2020; SHEN *et al.*, 2019).

A maioria dos IAs que se manifestam durante a fase de operação está relacionada ao aspecto ambiental "Alteração da hidrodinâmica do rio", que se refere à mudança do regime lântico para o regime lótico, e que promove alterações nas características físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático. Boa parte das pesquisas identificadas buscava entender a influência dos reservatórios na composição e diversidade das espécies da fauna aquática (ÁLVAREZ-TRONCOSO *et al.*, 2015; NORMANDO *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2013). Conforme observado na Tabela 3, nos EIAs, os IAs que mais foram mencionados na etapa de operação foram os mesmos identificados na etapa de implantação, embora os processos indutores sejam diferentes.

Tabela 3 | Impactos Ambientais esperados durante a etapa de operação.

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Enchimento do reservatório	Perda da cultura pesqueira local	4		x	A	N
	Aumento da incidência de doenças causadas por vetores	3	1	x	A	N
	Interferência sobre sistemas de captação e abastecimento	3		x	A	N
	Interferência em atividades minerárias	4	1	x	A	N
	Perda de áreas de atividades de lazer e turismo	3	1	x	A	N
	Perda de sítios pesqueiros			x	A	N
	Melhora das condições de navegabilidade a montante do barramento			x	A	N
	Perda de patrimônio histórico-cultural	3	2	x	A	N
	Perda de áreas produtivas	3	6	x	A	N
	Degradação do patrimônio arqueológico	2		x	A	N
	Degradação do patrimônio espeleológico	1		x	A	N
	Degradação do patrimônio paleontológico	1		x	A	N
	Pressão sobre a economia pesqueira local	4	9	x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Enchimento do reservatório	Modificação do microclima local	2		x	F	N
	Degradação da paisagem natural	4	1	x	F	N
	Perda de <i>habitats</i> da fauna terrestre	3		x	B	N
	Modificação da diversidade e composição da fauna aquática	4	23	x	B	N
	Modificação na composição e diversidade das comunidades planctônicas	2	7	x	B	N
	Aumento da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas	2		x	B	N
	Aumento da mortalidade de peixes	8	4	x	B	N
	Aumento da proliferação de insetos			x	B	P
	Contaminação da cadeia alimentar por mercúrio		2	x	B	N
	Degradação dos ecossistemas estuarinos		1	x	B	N
	Interrupção do deslocamento da fauna aquática	6	8	x	B	N
	Perda da biodiversidade costeira		1	x	B	N
	Proliferação de macrófitas aquáticas	2		x	B	N
	Mudança do regime hidrológico		9	x	F	N
	Elevação do lençol freático nas proximidades do reservatório	3	4	x	F	N
	Emissão de gases de efeito estufa	1	2	x	F	N
	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
	Modificação da morfologia do canal fluvial			x	F	N
	Variação do regime hidráulico do rio	6	16	x	F	N
	Ocorrência de sismos induzidos	4		x	F	N
Redução da carga de sedimentos a jusante da barragem	7	16	x	F	N	
Formação do trecho de vazão reduzida	Perda das condições de navegabilidade			x	A	N
	Perda de sítios pesqueiros			x	A	N
	Pressão sobre a economia pesqueira local	4	9	x	A	N
	Perda da cultura pesqueira local	4		x	A	N
	Interferência sobre os sistemas de captação e abastecimento	3		x	A	N
	Comprometimento do uso da água para irrigação			x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Degradação da paisagem natural	4	1	x	F	N
	Modificação da diversidade e composição da fauna aquática	4	23	x	B	N
	Perda de <i>habitats</i> da fauna aquática	4		x	B	N
	Aumento da mortalidade de peixes	8	4	x	B	N
	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
Variação do regime hidráulico do rio	6	16	x	F	N	
Mudança do regime hidrológico		9	x	F	N	
Rebaixamento do lençol freático no trecho de vazão reduzida			x	F	N	

Atividade	Impacto	Frequência		Workshop	Meio	Natureza
		EIA	Artigos			
Operação comercial da usina	Melhora das condições de navegabilidade a montante do barramento			x	A	N
	Pressão sobre a economia pesqueira local	4	9	x	A	N
	Perda da cultura pesqueira local	4		x	A	N
	Aumento da arrecadação tributária municipal	4		x	A	N
	Aumento da confiabilidade do Sistema Interligado Nacional (SIN)	3		x	A	N
	Aumento da oferta de energia elétrica	3	1	x	A	N
	Criação de expectativas negativas, insegurança e apreensão	5		x	A	N
	Aumento da incidência de doenças causadas por vetores	3	1	x	A	N
	Perda de áreas de atividades de lazer e turismo	3	1	x	A	N
	Deterioração da qualidade da água	8	11	x	F	N
	Degradação da paisagem natural	4	1	x	F	N
	Modificação do microclima local	2		x	F	N
	Proliferação de macrófitas aquáticas	2		x	B	N
	Modificação da diversidade e composição da fauna aquática	4	23	x	B	N
	Modificação da composição e diversidade das comunidades planctônicas	2	7	x	B	N
	Aumento da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas	2		x	B	N
	Aumento da mortalidade de peixes	8	4	x	B	N
	Degradação dos ecossistemas estuarinos		1	x	B	P
	Perda da biodiversidade costeira		1	x	B	P
	Aumento da proliferação de insetos			x	B	P
	Interrupção do deslocamento da fauna aquática	6	8	x	B	P
	Indução de processos erosivos	8	12	x	F	N
	Variação do regime hidráulico do rio	6	16	x	F	N
	Modificação da morfologia do canal fluvial			x	F	N
	Mudança do regime hidrológico do rio	0	9	x	F	N
	Redução da carga de sedimentos a jusante da barragem	7	16	x	F	N
	Ocorrência de sismos induzidos	4		x	F	N
	Elevação do lençol freático nas proximidades do reservatório	3	4	x	F	N

Legenda: Meio: A (Antrópico); B (Biótico); F (Físico)

Natureza: N (Negativo); P (Positivo)

Fonte: Elaboração própria.

Dos 90 IAs diferentes indicados no guia, 80 são negativos e 10 positivos, sendo 12 da fase de planejamento, 54 da implantação e 40 da operação. Vale salientar que um mesmo IA pode ser ocasionado em mais de uma fase (e por isso a soma dos impactos diferentes é inferior a 106). No que tange ao meio de incidência, 19 IAs estão diretamente associados ao meio físico, 18 ao meio biótico e 53 ao meio antrópico. Então, nota-se o maior número de IAs no meio antrópico, sendo que a maioria

deles é de natureza negativa (32 IAs) e está relacionada à diminuição da qualidade de vida da população local. Esse resultado alinha-se com o estudo de Santos, Cunha e Cunha (2017), que constatou que o ônus da construção de novas usinas é maior do que seus benefícios às comunidades locais.

Por fim, o guia proposto neste trabalho tem objetivo de contribuir para a melhoria do processo de identificação preliminar dos IAs e para que os potenciais IAs significativos sejam identificados e levados em consideração durante o licenciamento ambiental de projetos de empreendimentos hidrelétricos. Entretanto, vale salientar que o objetivo do guia não é padronizar ou esgotar todos os possíveis IAs ocasionados por essa tipologia, tendo em vista que cada empreendimento possui suas peculiaridades e novos IAs poderão aparecer em função das características do contexto do ambiente afetado.

4 CONCLUSÃO

O guia apresentado neste trabalho indica 90 impactos diferentes, esperados nas fases de planejamento, instalação e operação de empreendimentos hidrelétricos. Além dos impactos, também são indicados o meio de sua atuação direta (antrópico, biótico ou físico), a natureza (positivo ou negativo) e a frequência com que eles foram citados nos EIAs e artigos analisados.

De acordo com os resultados obtidos por meio das quatro etapas deste trabalho pode-se observar que o maior número de impactos ocorre durante a fase de implantação, seguida pela fase de operação, sendo boa parte desses impactos de natureza negativa incidindo sobre os meios antrópico, físico e biótico. Os EIAs analisados deram maior ênfase à identificação de impactos que ocorrem durante a etapa de implantação. Já os artigos estão voltados para os impactos que ocorrem durante a etapa de operação, analisando principalmente as alterações sobre a fauna aquática decorrente da formação do reservatório.

Espera-se que este trabalho contribua para a melhoria do processo de identificação preliminar dos impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos contribuindo assim para o aprimoramento do processo de AIA desses empreendimentos.

Como limitação do trabalho, destaca-se que o guia de impactos limita-se a ser uma referência para a identificação dos prováveis IA dessa tipologia. Assim, a identificação de provável ocorrência de um impacto (ou não) dependerá das características específicas do projeto e do contexto em que ele será implantado. Nesse sentido, a experiência dos profissionais envolvidos na análise e a discussão interdisciplinar da aplicabilidade de cada impacto a um determinado projeto e seu contexto são essenciais para a identificação adequada dos impactos de um projeto e não podem ser substituídas por este guia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos especialistas que participaram do *workshop* e ao Ifes pelo aporte financeiro.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. A Efetividade dos Sistemas de Avaliação de Impacto Ambiental nos Estados de São Paulo e Minas Gerais. **Ambiente & Sociedade**, v. XX, n. 2, p. 79–106, 2017.

ALP, A.; AKYÜZ, A.; KUCUKALI, S. Ecological impact scorecard of small hydropower plants in operation: an integrated approach. **Renewable Energy**, v. 162, p. 1605–1617, 2020.

ÁLVAREZ-TRONCOSO, R. *et al.* Impacts of hydroelectric power stations on Trichoptera assemblages in four rivers in NW Spain. **Limnologica**, v. 53, p. 35–41, 2015.

ANEEL. **Sistema de Informações de Geração da Aneel (Siga)**. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoibjIjYjQ0OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYjYtNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>. Acesso em: 20 fev. 2021.

ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. **Energy Policy**, v. 132, n. October 2018, p. 265–271, set. 2019.

BANCO MUNDIAL. **Licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil**: uma contribuição para o debate. Relatório síntese, 2008. Disponível em: <http://pnla.mma.gov.br/publicacoes-diversas?download=88:licenciamento-ambientalde-empreendimentos-hidreletricos-no-brasil>. Acesso em: 01 mar. 2021.

BAOLIGAO, B. *et al.* Acute impacts of reservoir sediment flushing on fishes in the Yellow River. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 13, p. 26–35, 2016.

BATISTA, B. *et al.* Revisão dos Impactos Ambientais Gerados na Fase de Instalação das Hidrelétricas: uma análise da Sub-Bacia do Alto Juruena. **Biodiversidade**, v. 11, n. 1, p. 69–85, 2012.

BERG, B. L. **Qualitative Research Methods for the Social Sciences**, 4. ed. Boston: Allyn and Bacon, 2001.

BORIONI, R.; GALLARDO, A. L. C. F.; SÁNCHEZ, L. E. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 35, n. 3, p. 1–14, 17 jan. 2017.

BRAGAGNOLO, C. *et al.* Streamlining or sidestepping? Political pressure to revise environmental licensing and EIA in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 65, n. November 2016, p. 86–90, jul. 2017.

BRASIL. Presidência da República. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 02 de set. 1981.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, 17 fev. 1986.

CASTRO-DIAZ, L.; LOPEZ, M. C.; MORAN, E. Gender-Differentiated Impacts of the Belo Monte Hydroelectric Dam on Downstream Fishers in the Brazilian Amazon. **Human Ecology**, v. 46, n. 3, p. 411–422, 2018.

CORBIN, J.; STRAUSS, A. **Basics of Qualitative Research**: techniques and procedures for developing grounded theory. 3. ed. Califórnia: Sage Publications, 2008.

ELORANTA, A. P. *et al.* Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 313–322, 2018.

ESPA, P. *et al.* Tackling reservoir siltation by controlled sediment flushing: impact on downstream fauna and related management issues. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. 1–26, 2019.

EZCURRA, E. *et al.* A natural experiment reveals the impact of hydroelectric dams on the estuaries of tropical rivers. **Science Advances**, v. 5, n. 3, 2019.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. **Introduction to Environmental Impact Assessment**. 4. ed. London: Routledge, 2012.

HANNA, P. *et al.* The importance of cultural aspects in impact assessment and project development: reflections from a case study of a hydroelectric dam in Brazil. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 34, n. 4, p. 306–318, 2016.

HUANG, X. *et al.* Cumulative impact of dam constructions on streamflow and sediment regime in lower reaches of the Jinsha River, China. **Journal of Mountain Science**, v. 15, n. 12, p. 2752–2765, 2018.

IAAC. **Policy and guidance**. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/impact-assessment-agency/services/policy-guidance.html>. Acesso em: 03 nov. 2021.

IAIA; IEA – International Association for Impact Assessment and Institute for Environmental Assessment. **Principles of environmental impact assessment best practice**. UK, 1999. Disponível em: <https://www.iaia.org/uploads/pdf/Principles%20of%20IA%2019.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2021.

KRIPPENDORFF, K. **Content Analysis: an introduction to its methodology**. 2. ed. Califórnia: Sage Publications, 2004.

LIQUETE, C. *et al.* Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: a systematic review. **PLoS ONE**, v. 8, n. 7, 2013.

LIU, M. *et al.* Sources and transport of methylmercury in the Yangtze River and the impact of the Three Gorges Dam. **Water Research**, v. 166, p. 115042, 2019.

MATTHEWS, B.; ROSS, L. **Research Methods: a practical guide for the social sciences**. Harlow: Pearson, 2010.

MOHER, D. *et al.* Principais itens para relatar Revisões sistemáticas e Meta-análises: a recomendação Prisma. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 24, n. 2, p. 335–342, jun. 2015.

NORMANDO, F. T. *et al.* Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 3, p. 309–319, 2014.

OLIVEIRA, C. M. *et al.* Usina hidrelétrica de Belo Monte: percepções dos atores locais quanto aos impactos socioeconômicos e ambientais. **Espacios**, v. 37, n. 12, p. 1–9, 2016.

SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Rev. Bras. Fisioterapia**. São Carlos, v. 11, n. 1, p. 83-89, Fev. 2007.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.

SANTOS, E. S.; DA CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A. Hydroelectric power plant in the Amazon and socioeconomic impacts on Fishermen in Ferreira Gomes County – Amapá State. **Ambiente e Sociedade**, v. 20, n. 4, p. 191–207, 2017.

SANTOS, R. E. *et al.* Damming Amazon Rivers: environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. **Ambio**, v. 49, n. 10, p. 1612–1628, 2020.

SHEN, H. *et al.* Impact analysis of karst reservoir construction on the surrounding environment: a case study for the southwest of China. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 11, 2019.

SIERRA-CORREA, P. C.; CANTERA KINTZ, J. R. Ecosystem-based adaptation for improving coastal planning for sea-level rise: a systematic review for mangrove coasts. **Marine Policy**, v. 51, p. 385–393, 2015.

TAJZIEHCHI, S. *et al.* Quantification of social impacts of large hydropower dams – a case study of alborz dam in mazandaran province, northern Iran. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 377–382, 2013.

TALAMINI, E. *et al.* Tendências e perspectivas do Novo Paradigma Ecológico: uma revisão sistemática da produção científica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, p. 84–99, 2017.

TALLMAN, P. S. *et al.* Ecosyndemics: the potential synergistic health impacts of highways and dams in the Amazon. **Social Science and Medicine**, n. May, p. 113037, 2020.

TOLMASQUIM, M. T.; GUERREIRO, A.; GORINI, R. Matriz energética Brasileira: uma prospectiva. **Novos Estudos Cebrap**, n. 79, p. 47–69, 2007.

VERONEZ, F.; MONTAÑO, M. Análise da qualidade dos estudos de impacto ambiental no estado do Espírito Santo (2007-2013). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, p. 6–21, 2017.

VON SPERLING, E. Hydropower in Brazil: overview of positive and negative environmental aspects. **Energy Procedia**, v. 18, p. 110–118, 2012.

WANG, X. *et al.* Assessing impacts of a dam construction on benthic macroinvertebrate communities in a mountain stream. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 22, n. 1, p. 103–110, 2013.

YIN, R. K. **Case Study Research: design and methods**. 4. ed. Los Angeles: Sage Publications, 2009.

ZHANG, D.; HAN, D.; SONG, X. Impacts of the sanmenxia dam on the interaction between surface water and groundwater in the Lower Weihe River of Yellow River Watershed. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 6, 2020.

An institutional framework for Bioinputs in Brazilian agriculture based on Ecological Economics

Um marco institucional para os Bioinsumos na agricultura brasileira baseado na Economia Ecológica

Fabiana Pereira de Souza ¹

Tatiana Portela Ribeiro Castilho ²

Luís Otávio Bau Macedo ³

¹ Masters in Environmental Science, Researcher, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brazil
E-mail: fabiaagronomia@hotmail.com

² Graduation in Civil Engineering, Master's Student, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brazil
E-mail: tatiportela1@hotmail.com

³ Doctor in Applied Economics, Professor, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brazil
E-mail: luis.otavio@ufr.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40820

Received: 18/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – VARIA

ABSTRACT

In search of sustainability, new patterns for production or consumption have been created in opposition to conventional products, such as biological inputs or "bioinputs". They are products, processes or technologies of animal, plant or microbial origin which can positively affect agricultural production. The adherence of rural producers to sustainable and economic agricultural practices, which use bioinputs, is growing in Brazil. They have been encouraged to adopt these products because of the existence of the National Bioinputs Program, created in 2020. The results show that several benefits have been associated with their use. However, inadequate handling can bring negative externalities that could be avoided. It requires an institutional framework to guide the country's production and use of bioinputs. This article proposes a new institutional framework based on ecological economics and institutionalism, considering Brazil's sociopolitical and environmental situation.

Keywords: Bioinputs. National Bioinputs Program. Ecological economics. Institutional framework.

RESUMO

Em busca da sustentabilidade, novos padrões de produção agropecuária têm sido criados e, em oposição aos insumos convencionais, surgiram os insumos biológicos, ou "bioinsumos". Eles são produtos, processos ou tecnologias de origem animal, vegetal ou microbiana que podem interferir positivamente na produção agrícola. A adesão dos produtores rurais a práticas agrícolas sustentáveis e econômicas, que utilizam bioinsumos, é crescente no Brasil. Os produtores rurais têm sido encorajados a adotar essas inovações por meio da existência do Programa Nacional de Bioinsumos, criado em 2020. Os resultados apontam diversos benefícios relacionados ao uso desses produtos, no entanto, o manejo incorreto pode trazer externalidades negativas que poderiam ser evitadas. Isso requer um marco institucional que oriente a produção e a utilização dos bioinsumos no país. Este artigo propõe um novo marco institucional, baseado nos pressupostos da economia ecológica e no institucionalismo, considerando a conjuntura sociopolítica e ambiental brasileira.

Keywords: Bioinsumos. Programa Nacional de Bioinsumos. Economia ecológica. Marco institucional.

1 INTRODUCTION

The term "sustainability" gained space in the search for production strategies that are adequate to the environmental, economic, ecological and social conditions existing on the planet. Thus, researchers, rural producers, entrepreneurs, traders, and other social actors, driven to meet the current demands of production and consumption, have increasingly considered the limitations in using biosphere resources.

Currently, the planet is home to about 7.8 billion people. Future estimates of population increase are disparate, but some suggest that the planetary population may exceed 11 billion inhabitants by the end of this century (REICHARDT; TIMM, 2016). Therefore, the prospects for global consumption and its possible environmental consequences present great uncertainty and have led experts to investigate the relationships established between the economic growth of societies and the carrying capacity of the biosphere. Furthermore, these threats or challenges to human survival have led scholars to rethink consumption patterns and economic growth in the capitalist system.

Considering the historical events since the emergence of the human species, it is common sense that the means of production are in the period of most significant potential destruction and alteration of terrestrial ecosystems, the Anthropocene. Several approaches have been proposed to define when the Anthropocene began. For example, events such as the discovery of fire, pre-industrial agriculture, the beginning of colonialism, advances with nuclear energy and the development of industrial technologies would mark its beginning. However, there are still disagreements about the precise scientific data, requiring further studies (LEWIS; MASLIN, 2015).

Despite this, it is evident that the planetary concern with environmental issues has increased more and more, causing representatives from various countries to meet to discuss action plans to minimize emerging problems. Thus, regarding the productive systems, the most significant changes to support strategies of global interest for sustainability are observed from changes that bring environmental benefits and consider ecological principles in large areas of agricultural, livestock or extractive production.

The studies favouring the construction of ecologically-based agriculture started in the 1920s, but the interest in using production methods that consider ecological principles is recent. These were initiated after the 1970s, following the consequences of the "Green Revolution" headed in the United States and Europe and followed by Latin American and Asian countries (GLIESSMAN, 2005; LOPES, P. R.; LOPES, K. C. S. A., 2011; MARCHESI; FILIPPONE, 2018).

In summary, the socio-environmental problems engendered by agricultural modernization have made it counterproductive under several conditions. The depletion of water sources and soils, the reduction

of genetic diversity, and the increased dependence on external inputs to the production unit and non-renewable fossil fuels have highlighted the need to rethink the conventional model of agricultural production (GLIESSMAN, 2005).

Nevertheless, in recent years the configuration of intensive agriculture in Brazil has increasingly recognized ecological principles in production. Such changes have converged to the growing adherence (voluntarily, as a response to the problems cited, by economic advantages or due to the growing demands of the international market) of production technologies that have a more rigorous and responsible environmental conduct, as in the case of the use of precision agriculture, integrated pest management and socio-environmental certification processes (KITAMURA, 2003).

One of Brazil's most expressive actions to encourage the implementation of environmentally friendly technologies in large-scale agriculture is the National Bioinput Program, Decree No. 10.375, instituted on May 26, 2020. Generically, the decree cited refers to bioinputs as products, processes or technologies of plant, animal or microbial origin that "positively interfere in the growth, development and response mechanism of animals, plants, microorganisms and substances derived from and interacting with products and physicochemical and biological processes" (BRASIL, 2020, p. 105).

Therefore, while the demand for many products has fallen due to the current economic and health crises, the use of bio-inputs has shown significant growth in recent years. Besides governmental incentives, this phenomenon is possibly due to the competitive advantages these innovations offer with conventional inputs since many of them present superior efficacy compared to those applied today in agricultural crops. These processes, however, present significant challenges in Brazil, mainly due to the need for a regulatory framework that guides the handling of bioinputs (FINKLER, 2012).

Therefore, it becomes increasingly necessary to discuss the safety, efficiency and regulation of the production of biological inputs in rural areas. Thus, in light of the principles of ecological economics and institutional theory, this article proposes to constitute understandings that can contribute to the establishment of a new institutional framework for the National Bioinput Program underway in Brazil. To this end, it uses a theoretical discussion on the subject, considering the economic, environmental, and social characteristics of biofuels. Accordingly, the paper is divided into three sections. The first describes the methodological procedures of the research the steps for its elaboration. The second one deals with the analytical discussion of obtained results, composed from (i) evaluation of the uses and means applied to processes and products from an economic, ecological and institutional viewpoint and (ii) elaboration of a synthesis of notes that highlight the weaknesses of the current legal framework that supports the National Bioinput Program. Finally, the last section covers the final considerations, i.e., it issues the conclusive comments concerning the exposed throughout the article.

2 METHODOLOGICAL PROCEDURES

The present study used a case study analysis of the Federal Decree 10,375/2020, which instituted the National Bioinput Program, proposing to understand it with emphasis on an economic, environmental, and social approach.

According to Yin (2001, p. 32), "a case study is an empirical investigation investigating a contemporary phenomenon within its real-life context, especially when the boundary between the phenomenon and context is not clearly defined.

The case study seeks the interpretation and deeper understanding of specific phenomena and facts, not the generalization of its results. In this sense, although they cannot be generalized, the results obtained should enable the dissemination of knowledge through possible theoretical propositions (YIN, 2001).

Therefore, this research is qualitative and exploratory in nature, as it aims to understand a social problem that has been little studied and specific aspects of a broad theory.

Initially, bibliographic research was developed, constituted, according to Gil (2002), of delimiting information and data contained in the material to establish a relation between this information and the data of the proposed problem and, finally, to analyze the consistency of the information and the data presented by the authors.

Based on the data obtained through literature review, this paper evaluated the use of bioinputs, highlighting the ecological relations of their processes and functions and the possible impacts of their use in crops from an economic-ecological point of view. Finally, the weaknesses of the current legal and political framework were evaluated, through an institutionalist analytical approach of the National Bioinput Program, highlighting the challenges encountered for its regulation.

In short, the research sought to emphasize incorporating ecological and social dimensions in constructing a new institutional framework for the ongoing Bioinput Program in Brazil, performing an ecological-economic approach and highlighting notes about the initiatives of a legal institution in the country on the subject.

3 RESULTS

3.1 BIOINPUTS FROM AN ECOLOGICAL AND INSTITUTIONAL ECONOMIC PERSPECTIVE

3.1.1 BIOINPUTS: PROCESSES, PRODUCTS AND ECOLOGICAL ECONOMICS

The alteration of agroecosystems for large-scale production has made these environments highly dependent on external and non-renewable inputs and thus vulnerable to low sustainability. At the same time, in monocultures, the genetic and environmental simplification or homogenization, associated with the disturbances inherent in the production process (such as the use of non-selective pesticides), directly interfere in the susceptibility of the environment to attack by phytophagous individuals ("pests" of the crop), reducing the population of natural enemies (ALTIERI; NICHOLLS, 2004; FEIDEN, 2005).

In other words, the homogeneous environment facilitates the multiplication of organisms that feed on the abundant resource (the crop of interest) and hinders the control of these "pests" by their respective natural enemies, which can be further eliminated through the application of non-selective insecticides (AGUIAR-MENESES; SILVA, 2011).

However, when the diversity of plant species is increased in an agroecosystem, it is possible to favour the natural existence of "pest" enemies that will act in biological control, without the need for the application of chemical inputs or introduced bioinputs. Thus, the environment is changed to induce the control of the phytophagous population as it occurs in the natural system, aiming to reduce the exaggerated population of undesirable individuals from the economic point of view to reach an acceptable level of profitability. This type of control is not performed through exogenous products that are strange to the system (AGUIAR-MENESES; SILVA, 2011).

In this sense, it is understood that bioinputs, if properly managed, can bring advantages to the productive efficiency of agroecosystems. Thus, it is recommended that these environments produce their bioinputs for biological control by only increasing the diversity of plant species to avoid dependence on external inputs. This type of management is considered natural biological control (GALLO *et al.*, 2002; GLIESSMAN, 2005).

Besides this type of control, classical and applied biological controls refer to the importation and colonization of natural enemies, aiming to control exotic or native "pests". In the first, the releases are inoculated in small numbers of individuals, one or more times in the same place. In contrast, the second type of control is performed by flooding releases with a more significant number of individuals after mass rearing in the laboratory, aiming to rapidly reduce the pest population to the desired level (PARRA *et al.*, 2002).

In these cases, the introduction of an exotic species, whether genetically modified or not, may compete with the native fauna, causing population imbalances and displacing certain native species to other habitats or even their extinction. It is, therefore, a strategy that involves risks. Thus, to minimize these dangers, basic procedures regulated by laboratories must be obeyed (SCOPEL; ROZA-GOMES, 2011).

Thus, it is possible to establish sustainability indexes from the concepts of input of external resources, the output of the production result and the waste generated, considering the possible negative impacts within the production unit (on-farm) (GLIESSMAN, 2005; ODUM, 2004).

Understanding the ecological and economic relationships established in natural systems and in agrosystems that use bioinputs produced on-farm makes it possible to propose three schemes that differentiate these environments (figures 1, 2 and 3).

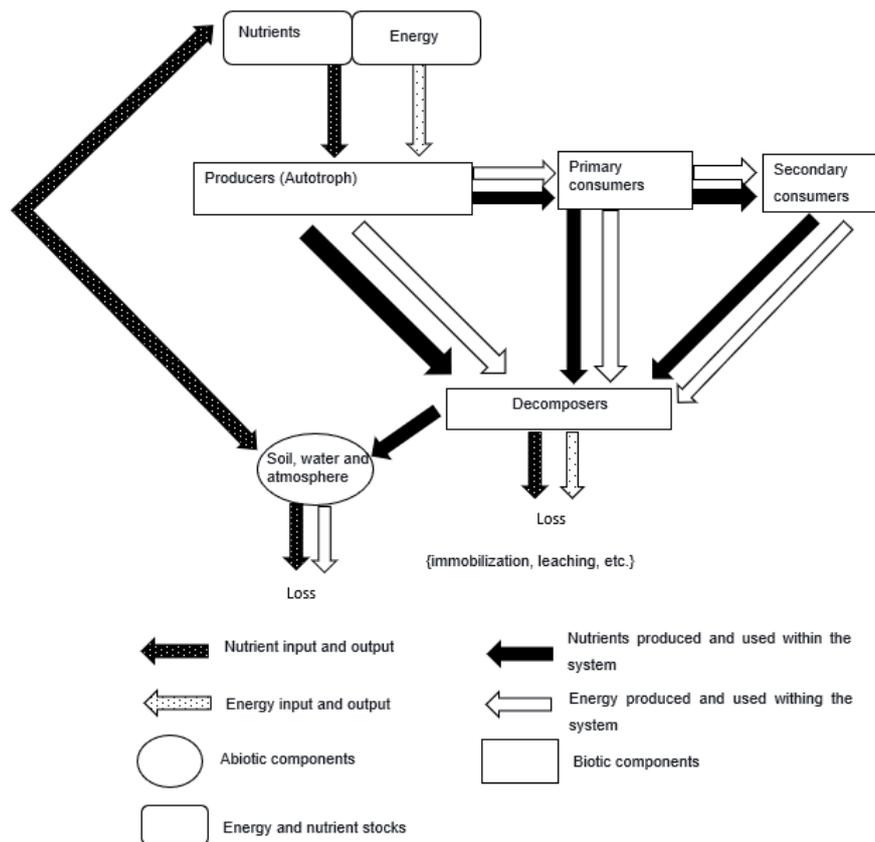


Figure 1 | Nutrient and energy cycling within a natural ecosystem

Source: Adapted from GLIESSMAN (2005).

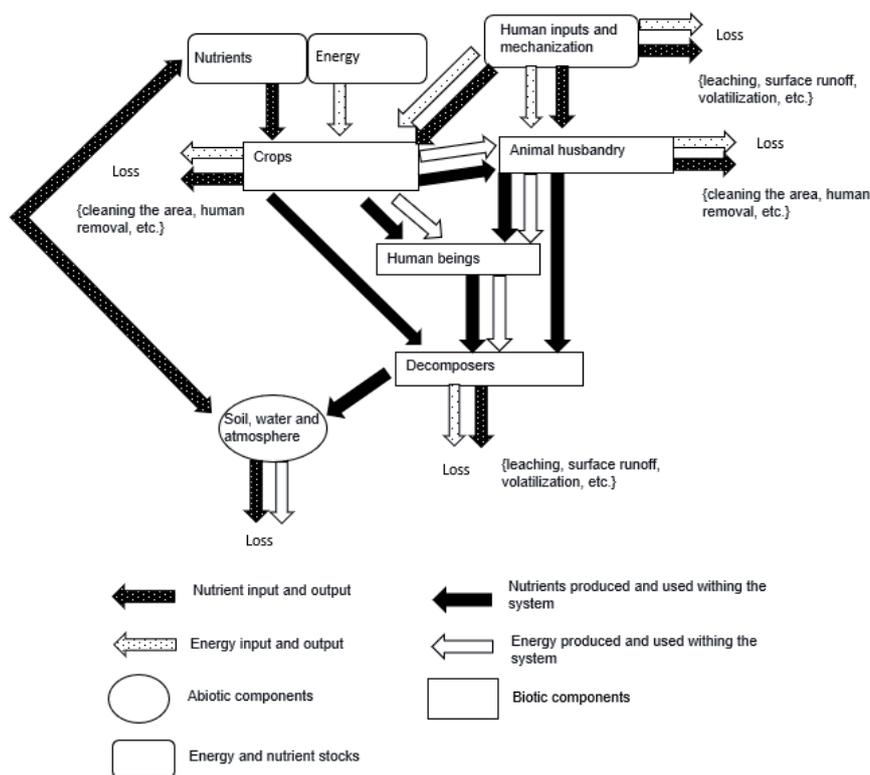


Figure 2 | Cycling of nutrients and energy within an agroecosystem

Source: Adapted from GLIESSMAN (2005).

Observing the diagrams makes it possible to identify that agroecosystems have more arrows in and out of the system. At the same time, the number of arrows that indicate the energy and nutrients produced and used within these environments is smaller than in natural environments. This indicates that they are more "open" systems than natural ecosystems, have a greater number and volume (or energy equivalent) of inputs and outputs, and also have higher entropy (ODUM, 2004).

Therefore, to achieve greater efficiency, these anthropic systems need to become less "open", seeking the supply of resources from the internal capacity of the production unit (on-farm), increasing production efficiency and decreasing the entropy produced by the system, as shown in figure 3. This understanding is consistent with the definition proposed by Feiden (2005, p. 53) about sustainability that aims "to have minimal effects on the environment and not release toxic or harmful substances into the atmosphere, surface water or groundwater."

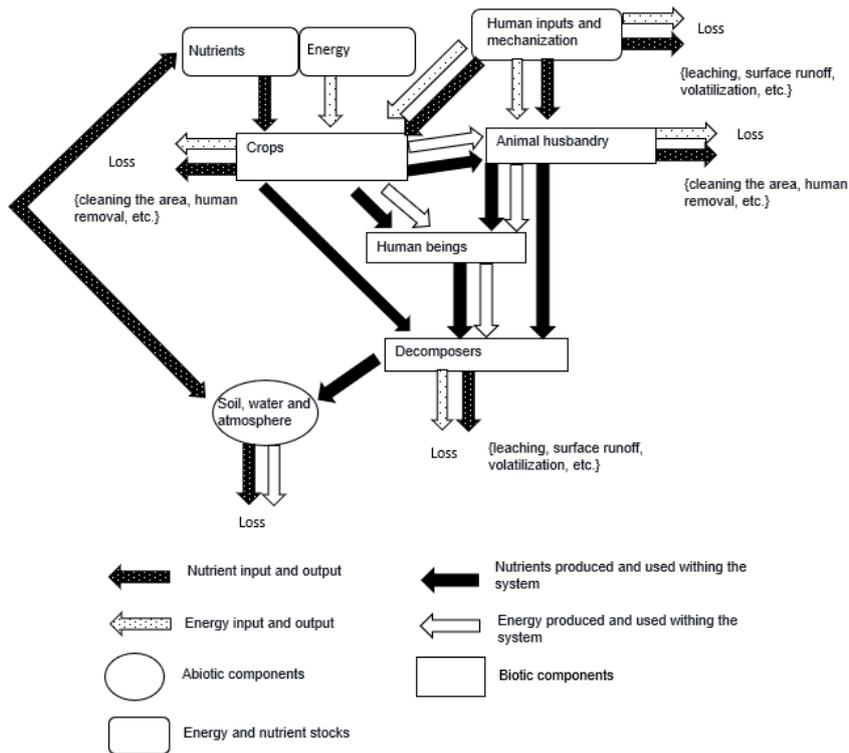


Figure 2 | Nutrient and energy cycling within an agroecosystem using on-farm produced bioinputs

Source: The authors.

Along the same line of thought, Daly (1974) proposes that efficient steady-state systems have a high capacity to convert nature's resources into services. Nevertheless, the transfer flow must first be accumulated within short-lived stocks to generate the services. The stocks, therefore, are intermediate variables that the produced services require to maintain and reproduce themselves. In this sense, the stationary level is determined as a function of the laws of thermodynamics.

Thus, the equation proposed by Daly (1974) is used to measure the level of efficiency:

$$Ultimate\ efficiency = Service \div Throughput = Service \div Stock \times Stock \div Throughput$$

Up to this point, sustainability has been analyzed from the efficiency level of natural and anthropic systems, not from the ability of a larger ecosystem to maintain them. In this sense, Daly also proposes that the steady-state economy can only be achieved under conditions of low transfer rates. The use of external resources needs to be less than the regenerative capacity of the environment and the production of waste with the assimilation capacity of the receiving ecosystems (DALY, 1974).

This understanding leads to the need to establish legal and political parameters for bioinputs that consider the ecosystemic reality and, more than that, the hegemonic production model. As Bettiol and Morandi (2009, p. 8) point out: "this approach changes the priorities of conventional agricultural systems in relation to the use of non-renewable sources, especially energy, and changes the view on the appropriate levels of balance between food production and impacts on the environment."

3.1.2 BIOINPUTS AND THE CONCEPTS OF THE INSTITUTIONAL THEORY

According to the institutionalist view of economics, institutions play a major role in directing economic actions. Consequently, they are responsible for charting society's economic "course". Thus,

Douglass North (1991) researched the behaviour of different societies concerning their institutional performance to understand the reasons that led to the stagnation of some economies and the growth of others.

Based on this premise, one must consider that for long periods, the agricultural production processes were based on conventional production systems, with the use of insecticides, chemical fertilizers, and the implementation of monocultures in larger rural areas. Therefore, the production unit was conceived from a segmented view that identifies with neoclassical assumptions by not considering the systemic characteristics of rural properties.

However, as Caporal (2009, p. 27-28) points out, due to the growing negative externalities, "society has been seeking to establish styles of agriculture that are less aggressive to the environment [...], trying to escape from the conventional style of agriculture that has become hegemonic."

Based on the understanding of this reality, it is understood that the use of alternative management, therefore, contributes nationally as a great political-institutional challenge. Creating sustainable productive systems means breaking away from traditional patterns searching for more appropriate production strategies. This implies the challenge of rethinking paradigms society follows from a network of complex relationships influencing the rules and norms of the market.

In this aspect, the word sustainability, for example, has become increasingly ambiguous because the contexts and discourses in which it has been used need to be reviewed so that it does not become a worn-out or meaningless term. Moreover, as Diegues (2003) points out, the term's application varies according to the political interest of each group or social class. Thus, the researcher exemplifies that businessmen may conceive sustainability from its eminently economic perspective or from the ability to achieve "sustainable profits". On the other hand, certain environmental groups may refer to sustainability regarding only the use of natural resources, regardless of its relationship with society.

Thus, it is understood that sustainability, as the principle governing productive systems, lacks concrete actions. However, as Sawyer (2011, p. 36-37) points out, the effects of public policies and initiatives related to sustainability cannot become ineffective or even superficial, to the point of not being perceived as effective actions, i.e., "without keeping the various ecosystems working and without meeting current and future human needs".

In developing countries, the main challenge focuses on sustainability from the social point of view. However, as Diegues (2003, p. 1) points out, society's ills are seen "by the same governments that have sustainable development as an ideological platform as natural factors resulting from technological advances and not from decisions made by powerful economic groups.

From this observation, it can be seen that more and more certification bodies have emerged that base their analyses on ecological aspects and forget about social factors. For example, one can cite the "regenerative agriculture" seal of the Regenagri Program, created by the global organization Control Union, active in several countries, including Brazil. "Regenerative agriculture" is defined from four aspects: the increase of organic matter in the soil, the preservation of local biodiversity, carbon sequestration and management of water resources (GOTTEMS, 2021).

In this context, one can mention the observation highlighted by North about the reasons that lead to unequal access to resources in less developed countries. The researcher points out that "the large gap observed even today between poor and rich countries lies much more in differences between institutional matrices than in problems of access to technologies" (GALA, 2003, p. 93). Therefore, the cause of the failures of some economies would be due to the lack of a base of rules, laws and customs capable of stimulating economically productive activities, precisely the accumulation of capital and knowledge.

The use of or even access to new biofuel technology alone cannot offer advantages beyond environmental and economic perspectives. Therefore, it cannot be recognized as a sustainable alternative in the complete sense of the term if it does not also recognize social aspects. This suggests the need to elaborate a legal framework compatible with the internal conflicts that society has been facing.

Within the Brazilian political aspects, social conflicts translate into problems that hinder even the growth of the country's economy. For, as Abramovay (2001, p. 12) points out: "a society that concentrates income generating opportunities and assets can hardly transmit to its citizens the confidence to form cooperative structures".

As a result, chronic problems are observed, such as regional asymmetries, marked by social inequality and unequal access to resources, the country's lack of articulation among social agents, and the stagnation of political agents. Natural laws alone cannot explain these factors (thermodynamics); an institutional approach is also required.

In this prism, North considers the existence of uncertainties or asymmetries of information among economic agents. This, according to the researcher, makes economic transactions between social actors impossible or difficult. Thus, institutions are essential to creating the rules of the economy that are responsible for determining the matrix of incentives (costs and benefits) for the exercise of economic activity (NORTH, 1991).

North also argues that institutions themselves, in many cases, lack accurate information, and this makes it difficult for them to make decisions based on rationality. Therefore, they base themselves much more on socially accepted conventions, given the poverty of information, making it challenging to adequate the normative frameworks to the constant process of transformations in social reality (GALA, 2003).

However, for a society with wide dissemination of information (as is the case today), the result of technological advances stemming from the Third Industrial Revolution, these arguments are not processed correctly. Thus, Toyoshima (1999, p. 104), precisely, asks, "Since the costs in obtaining information have fallen, why is there no convergence among economies?"

The answer centres on self-reinforcing mechanisms; that is, existing institutions turn out not to be efficient in generating economic development. The institutional matrix by strengthening prevailing beliefs may become sedimented over time. Thus, a network of interdependent relationships is created, in which it becomes challenging to reformulate the established institutional matrix (lock-in), and a dependency environment is created (path dependence). This hinders the emergence of institutional changes from the already solidified power arrangements (ABRAMOVAY, 2001; TOYOSHIMA, 1999).

In turn, the process of social structuring is historically delimited by the evolution of institutions. Therefore, implementing institutional transformations based on exogenous models without the proper adaptation and transmutation to local conditions almost always fails. North, therefore, proposes the gradual character of this overcoming so that social groups adopt organizational modalities derived from open, participatory and democratic governance structures, based on the independent legal system "the rule of law" (ABRAMOVAY, 2001).

3.1.3 IN SEARCH OF RESPONSES TO INSTITUTIONAL CHALLENGES

Faced with the maintenance of the productive *modus operandi* in agriculture, based on institutional arrangements solidified in a system of behaviour, specific values and beliefs.¹ The need to rethink alternatives in search of institutional efficiency and more sustainable agriculture is considered. In this context, and based on what institutionalism advocates, three works by Douglass North can be cited whose contributions are synergistic to the focus of this analysis:

1. Structure and change in economic history (1981);
2. Institutions, institutional change and economic performance (1990);
3. Understanding the process of economic change (2005).

In the first work, "Structure and change in economic history", North uses the neoclassical theory as a basis, but focuses mainly on property rights. Thus, the researcher argues that economic efficiency is based on the guarantee of property rights as an instrument to maximize the generation of wealth attributed to it. In this point, the flaw would be the search for the maximization of production in society considering the generation of rents to the rulers and not the economic growth and income distribution.

In this sense, North proposes that the structure of an efficient property minimizes transaction costs and amplifies both the current income and the production growth rate. Ultimately, North emphasizes the importance of institutions as a tool to overcome the incentive dilemma between paying taxes and economic growth.

In "*Institutions, institutional change and economic performance*", North demonstrates that weak institutions can be maintained or strengthened, depending on social actors' incentive and power structure. The argument is developed in three parts.

In the first, institutions provide stability and guidelines for action given the lack of information and the inability of agents to make rational choices. Institutions, therefore, create formal rules, informal rules, and enforcement procedures.

In the second, North states that there is a dependence on institutional trajectories for institutional efficiency. The initial structures of institutions that allow changes in contracts, changes in property rights, and economic rules are decisive in this process. The outcome depends, among other things, on price differentials, bargaining power among organizations, informal constraints, and enforcement procedures.

In the third, North emphasizes the importance of incremental change in path dependence because tangential changes can produce structural changes. Some countries have proven better at this than others, and North cites the example of Japanese economic modernization.

The last work, "Understanding the Process of Economic Change," analyses the importance of evolving beliefs for institutional change to occur. When accepted by society, the belief system can be a major factor in increasing the economic system's productivity. The dominant beliefs, for example, related to the fulfilment of contracts and the smoothness of government transactions, can result in the addition of an elaborate structure of institutions, formal and informal, which will determine economic growth. In other words, they constitute the emergence of a behavioural matrix that induces procedural innovations that induce the expansion of systemic productivity.

In this way, North conceives of an open circular flow, in which initial perceptions of what constitute productive incentives lead to the construction of a set of beliefs and convergent behavioural conventions to capitalist modernization. However, the path-dependence rarely changes direction abruptly since the effect of beliefs and institutions constrains the emergence of transformations rapidly. However, democratic social systems that privilege autonomy, decentralization, and social participation are more efficient in generating institutional transformations, as they reward cooperation and collaborative interaction, inducing a higher degree of economic efficiency. Therefore, they signal an innovative concept concerning other systems, as they suggest participation through socially rooted mechanisms as a strategy to overcome the challenges of stagnation in political-institutional development.

Based on the works of Douglass North, it is possible to make some notes about how his theoretical contribution could be processed in the context of the establishment of an institutional framework for biofuels in Brazil. In a first analysis, we highlight the importance of social conventions in the institutional trajectory of the country. In this aspect, it is worth emphasizing the formative character of institutions in the dissemination and consolidation of ideas and moral values. Furthermore, it is worth pointing out the social heterogeneity in the country, given its constitutive diversity. On the other hand, the dominant beliefs and values are preponderant in determining the historical-institutional course, given the construction of legal and social restriction mechanisms. In this case, we should also highlight Brazilian society's clear segregationist and concentrated character, characterized by a high land concentration and income inequality in rural areas (FERNANDES, 2015; FURTADO, 2020). Therefore, it is assumed that this course will hardly be abruptly changed, and the flexibility for institutional changes depends on the mobilizing capacity of the social actors involved.

On the other hand, incremental changes can be the key in the decision-making processes of institutional changes. The path proposed by North, and reinforced by the current of neoinstitutionalist researchers (EVANS, 1996; OSTROM, 1990; SCHARPF, 1997), is the creation of shared governance mechanisms, such as the creation of a structure of incentives and autonomy via decentralization and social participation rewarding cooperation. From these conjectures, it is possible to glimpse the conceptual scheme of how institutional influences are processed and how social participation, through incentive rules for cooperation, can stimulate institutional efficiency (figures 4 and 5).

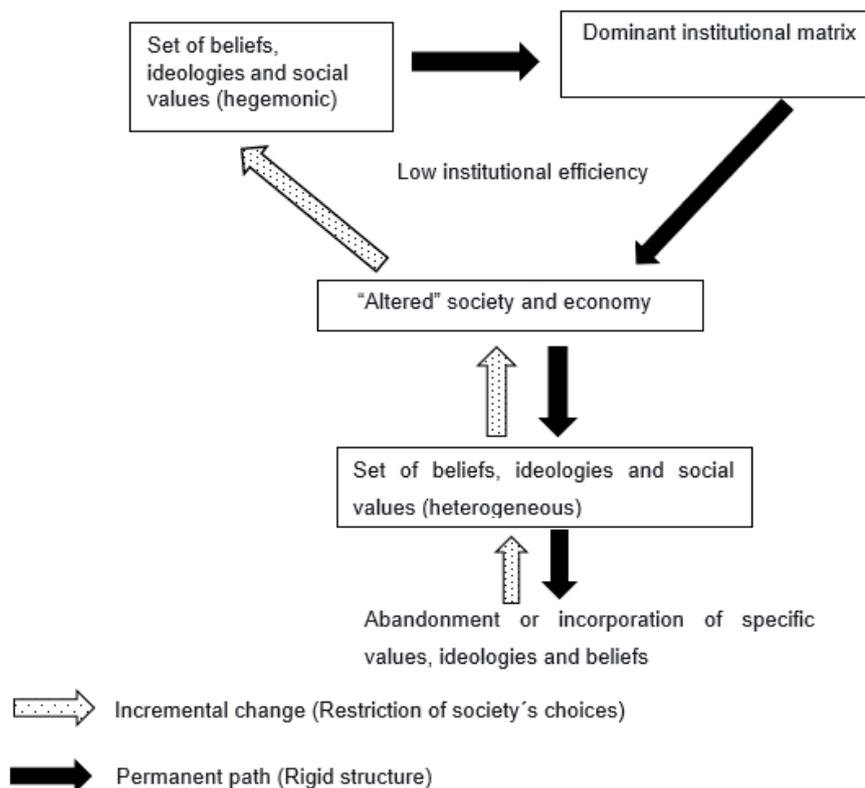


Figure 4 | Open circular flow of institutional changes in society and economy, marked by low institutional efficiency.

Source: The authors, based on North (2005).

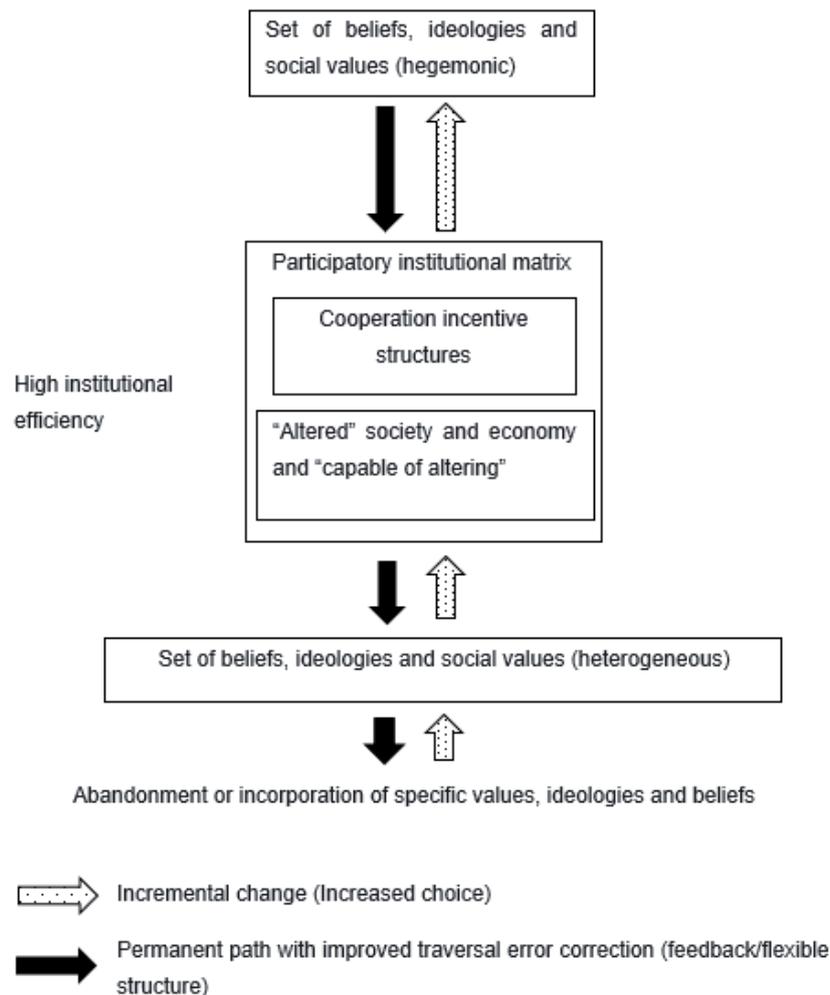


Figure 5 | Circular flow of institutional change in society and the economy with the insertion of participation and cooperation incentive structures marked by high institutional efficiency.

Source: The authors, based on North (2005).

Unlike figure 04, which presents a circular flow of change without effective participation structures, figure 05 illustrates more outstanding communication between agents through the arrows that indicate the path of institutional change, with the possibility of error correction and the decentralization of decision-making power. Thus, the Brazilian reality demands the creation of other mechanisms besides the insertion of new technologies. In constructing a legal framework, it should consider bio-inputs and the evident political, economic and social asymmetries in Brazil and all the complexity that large rural properties, research and technical assistance institutions require for the implementation of sustainable transition agriculture.

3.2 NATIONAL BIOINPUTS PROGRAM: CHALLENGES FOR ITS REGULATION

The National Bioinputs Program developed in Brazil has been thought of as an instrument to "expand and strengthen the use of bioinputs in the country to benefit the agricultural sector" (BRASIL, 2020, p. 105). However, as seen, because it is a recent legal instrument, it needs more studies and adequate parameters and legal provisions. Furthermore, due to the growing adherence to ecological principles in primary production, especially in large rural properties, coherent bases must be established to guide the production chain in the search for transition models.

The technical explanations proposed by ecological economics present themselves as an essential step in reviewing the productive models. Along these lines, on-farm production of biofuels can bring countless environmental, economic, and even social benefits. However, to regulate it, it is also necessary to consider the entire Brazilian socio-political context to establish guidelines that are coherent with the country's reality.

Thus, as a governmental action within the National BioInputs Program with an institutional focus, the National Institute of Science and Technology created the "Microorganisms that Promote Plant Growth for Agricultural Sustainability and Environmental Responsibility" (INCT-MPCPAgro). Coordinated by Embrapa to develop and promote scientific and technological research on the use of bioinputs in the country, IT consists of more than 20 research or educational institutions and more than 20 private sector companies.

In addition to this crucial institutional representation, the government has also established, through Decree 10.375/2020, the Strategic Council of the National Bioinputs Program, composed of members of the federal government and representatives of civil society, which aims to: support the strategic planning and management of the National Bioinputs Program and propose federal public initiatives for the development of bioinputs.

The creation of the representative bodies is an essential initiative in discussing a legal framework for the Program, but it is not enough to ensure success in its political construction. The effectiveness of the collaborative and consultative process of drafting legal and guidance instruments for the Program also depends on ensuring broad popular participation, including those who have fewer material resources and who could be affected by policy changes in agricultural production, such as family farmers, peasants, and small and medium-sized rural producers. As Abramovay (2012, p. 23) points out: "A new economy has the mission of broadening the participation of individuals and various types of communities in innovation and wealth creation.

In this way, the inclusion of agents can figure as a possibility to rediscover new points of view because collaborative management expands creativity and innovation. On this subject, Abramovay also highlights (2012, p. 24): "The consequences of this new reality are decisive not only in defining conventional property rights over innovations but also by opening unprecedented perspectives of social interaction in corporate management".

Citizen participation in the construction of public policies and the creation of innovation mechanisms are essential for the enrichment of ideas and effective strategies. On the other hand, especially in actions involving biotechnology, care in the registration of technical responsibility is essential to ensure safety and accountability for any effects resulting from the use of products.

The INCT-MPCPAgro highlights some challenges facing the implementation of the National Bioinputs Program in Brazil. In its technical report, it is possible to identify the government's concern regarding the production and use of on-farm bioinputs, indicating that the improper handling of bioinputs can bring severe health and environmental problems (BRASIL, 2020).

Thus, considering the need for regulation of the Program, the Bill of Law No. 658 of March 2021, which provides for the classification, treatment, and production of biofuels through on-farm biological management and ratifies some items of the National Bioinputs Program, is being discussed in the House of Representatives. Among the main proposals presented by the Bill, there is the classification of bio-inputs according to their potential biological risk and the detailing of rules for the production of on-farm biological inputs, where the Ministry of Agriculture should prepare a Manual of Good Practices for on-farm biological management to guide rural producers (BRASIL, 2021).

From the analysis of the INCT-MPCPAgro's Technical Note and PL 658/2021, it is noticeable that the main regulatory difficulty lies in the possible biological risks associated with the production, distribution

and use of on-farm bioinputs, as well as on the registration and improper possession of these products (property rights and biopiracy).

In this sense, it is possible to recognize that although harmless to the environment and public health, bioinputs, if improperly managed, can bring harmful effects. For example, Capalbo and Nardo (2000) point out the possible harms resulting from the improper use of bioinputs, among them: unexpected properties through interaction with other organisms (harmful or beneficial); disturbances in the balance of an ecosystem (where a beneficial organism could become a "pest"); and finally, the possibility of unintentional transfer of genetic information between organisms (so that non-pathogenic beings could become pathogenic, or those already pathogenic could have their range of hosts increased).

However, there are many examples of success with applying these products, especially in agriculture, which presumes that their use correctly and with proper government support can bring health, environmental and social benefits (MORANDI; BETTIOL, 2009). In this sense, bio-inputs can present themselves as an alternative to replace conventional pesticides whose indiscriminate and habitual use in agriculture has promoted several environmental and health problems (PIGNATI, 2007).

Therefore, among the actions necessary for implementing the Program in Brazil, there is an urgent need for investment in research to understand the mechanisms of action involved in ecological interactions between bioinputs, the environment, their target and non-target compartments. Thus, studies involving environmental risk analysis, environmental impact studies and reports on the behaviour of biocontrol agents are necessary for their safe adoption.

These studies should be conducted in an interdisciplinary way, involving experts in different areas of knowledge, along with the productive sector (small, medium and large producers) and the government. After validating the research and its production, appropriate mechanisms should be created to transfer knowledge and products to those who need them most: the socioeconomically vulnerable rural producers.

It can be seen that the lack of interaction between agents of society has been the cause of many failures concerning efficiency in the creation and development of public programs. As Morin (2004, p. 21) warns, "the absence of complexity in scientific, political and mythological theories is linked to a certain lack of complexity in the social organization itself." The researcher highlights a tendency to simplify the fragmentation of knowledge and that inter, and multidisciplinary considerations are essential to think from an ecological and systemic approach.

There are already some actions to improve the interaction mechanisms between social agents. One of them is the Bioinputs application (APP). This APP is an advance concerning access to information for small, medium, and large rural producers. The on-farm Good Biological Management Practices Manual can also offer advantages, but all this information still lacks adequate monitoring by a duly qualified professional who can guide the actions.

Therefore, it is necessary to invest in rural extension activities to avoid the problems related to the biosecurity of these products, especially concerning the genetic manipulation of living organisms. An example is seeds, whose genetic manipulation has caused irreversible social and environmental problems, such as increased dependence on external inputs and "genetic erosion" (disappearance of numerous plant species), due to the progressive replacement of native seeds by the massive use of genetically improved and patented species (FERNANDES, 2017).

As an alternative, the state needs to foster access to and the sustainable use of native microorganism species in biological control and thus encourage the use of disease and pest control methods through management strategies, recomposition, and conservation of natural resources, stimulating the autonomy of production units.

If there is concern about the misappropriation of living resources, access to this diversity cannot be denied, nor can the fair and equitable sharing of the benefits derived from its use, as stated in the Convention on Biological Diversity signed in 1992 (MMA, 2000). In this case, a new legal framework for the Program must pay attention to this obligation, considering the dependence on biological resources that many local communities have.

Brazil has enormous biodiversity, and when companies use this biodiversity to make several bioproducts to be commercialized, they must also incur the burden resulting from the socio-environmental damage caused by their introduction into the environment and the consequences of these factors.

As asserted by Cavalcanti (2004) and Cechin (2010), an economic system that considers ecological principles must recognize that in conventional economic activities, the costs usually considered in the calculation of economic benefits are those internal to these activities (so-called private costs), such as environmental contamination or the extinction of a species, are externalities that are excluded from the economic calculation.

In this sense, the authors emphasize the need to consider ecological effects when calculating the economic benefits of activities. As Cechin (2010, p. 86) points out, if the ecological costs "are greater than the benefits generated by growth, then growth is uneconomical. To this factor must be considered the sharing of benefits gained with traditional populations that are holders of knowledge and have contributed with numerous researches, which result in the manufacture of various bioproducts.

A legal framework anchored in ecological, social, and ethical principles should respect and reward those who hold the knowledge accumulated over generations. On this subject, Brito and Pozzetti (2018, p. 61) comment that "Brazilian legislation is weak and that a more efficient mechanism is needed that can guarantee a fair distribution of benefits and ensure the protection of traditional knowledge from misappropriations."

Besides the issue of property rights and fair distribution of benefits, biopiracy is another crucial factor that needs to be better regulated. The great national biodiversity attracts international interest, and many take advantage of the country's vulnerabilities to collect and send materials abroad to manufacture products illegally and without paying royalties to Brazil. In addition, the knowledge associated with the use of these materials by its inhabitants is also usurped (GOMES, 2007).

Cunha (2020) highlights the chronic problems existing in the country that favour the illegal appropriation of genetic resources and the knowledge associated with them: the disorganization and lack of an efficient inspection system, the existence of soft laws, the ease of access by foreigners to places with high biodiversity and a large number of researchers in the Amazon region, without adequate control or registration of their activities.

As observed, the lack of effective normative instruments focuses on, basically, three aspects, namely: the need for more studies regarding the impacts of the use and management of bioinputs, the security of the Brazilian genetic heritage, and finally, aspects related to the appropriate sharing of benefits and accountability for damages resulting from products and processes that involve them.

To resolve these bottlenecks in constructing a new regulatory framework, institutions should not focus on "developing" the economy and society but rather on building sustainable communities and societies. In this aspect, Diegues (2003, p. 3) points out that "(...) the construction of sustainable communities and societies must start from the reaffirmation of their cultural and historical elements, from the development of new solidarities, from the respect for nature, not from the commodification of biodiversity." These are preponderant factors in the establishment of any public policy.

4 FINAL CONSIDERATIONS

The predictions of increasing world population, and in contrast, the search for sustainable production patterns, have greatly influenced the tendency to adhere to innovative technologies. In this scenario, there are great expectations about the use of biofuels, mainly because of the possibility of providing production increments and, at the same time, bringing the slogan of sustainability with it.

In this scenario, large-scale production has caused significant changes in agroecosystems, making them highly vulnerable and dependent on non-renewable inputs, which opens the way to rethink the conventional model of productivity and encourages adherence to alternative production systems.

There are several advantages in applying these products, such as their use as inoculants and for the biological control of plant diseases. Bioinputs can also be manufactured through relatively simple, low-cost processes, even on-farm.

However, even if this technology is innovative and presents itself as an alternative for replacing conventional pesticides, which have caused countless environmental problems, it can also bring harm if mishandled. The risks range from problems with residues and the introduction of pathogens to the possibility of unpredictable reactions due to interaction with other organisms.

In this sense, an important step was taken with the passage of bill No. 658/2021 in the House of Representatives, which provides for the classification, treatment and production of biofuels through on-farm biological management, including defining guidelines for use and marketing, as well as risk classification of biofuels, and facilitating production mechanisms by family farmers.

However, more profound changes are needed, and this study demonstrates that the contributions of ecological economics to the construction of a legal framework for bioinputs public policy (and of transitional agriculture) occur through research that demonstrates the advantages of increasing ecological diversity in agroecosystems, emphasizing the value of on-farm bioinput production in order to increase energy and material efficiency in production units.

In turn, approaches based on institutional theory indicate the need to create structural changes capable of incorporating even more efficient mechanisms of social participation through the insertion of benefits to encourage cooperation and participatory formulation of public policies and institutional rules.

Even if there is no applicable model capable of bringing efficiency and development in different contexts, this approach precepts the need to carry out holistic considerations that can direct the production and use of bioinputs in the country. The construction of any public policy that involves productive and economic aspects requires the recognition of all the ecological and social complexity present in the Brazilian scenario.

NOTE

1 | Although evidence based on scientific rationality is capable of demonstrating the inefficiency of hegemonic agricultural production processes and the socio-environmental crises associated with them, according to research carried out by Altieri (2004); Caporal (2009); Gliessmam (2005); Primavesi (2002) and by other researchers.

REFERENCES

- ABRAMOVAY, R. **Much beyond the green economy**. São Paulo: Editora Abril. 2012. 248 p.
- ABRAMOVAY, R. Development and institutions: the importance of historical explanation. *In*: ARBIX, G.; ZILBOVICIUS, M.; ABRAMOVAY, R. **Reasons and fictions of development**. Unesp/Edusp. 2001.
- AGUIAR-MENESES, E. L.; SILVA, A. C. **Attractive plants for natural enemies and their contribution to the biological control of agricultural pests**. Seropédica: Embrapa, 2011. 60 p.
- ALTIERI, M. **Agroecology: the productive dynamics of sustainable agriculture**. 4th edition. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2004.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Una base agroecológica para el diseño de sistemas diversificados de cultivo en el Trópico. *Manejo Integrado de Plagas e Agroecología*, **Turrialba**, n. 73, p. 8-20, 2004.
- BRAZIL. Chamber of Deputies. **Bill 658/2021**. Provides for the classification, treatment and production of bio-inputs through on-farm biological management; ratifies the National Bio-inputs Program and makes other provisions. 2021.
- BRAZIL. Decree No. 10.375, of May 26, 2020. Establishes the National Bioinsumos Program and the Strategic Council of the National Bioinsumos Program. **Diário Oficial da União**: Section 1, Brasília, DF, p.105, May 2020.
- BRAZIL. MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. **The Convention on Biological Diversity** (Copy of Legislative Decree n. 2, of June 5, 1992). Biodiversity Series n. 1. Brasília: MMA. 2000.
- BRAZIL. National Institute of Science and Technology. **“Plant growth promoting microorganisms aiming at agricultural sustainability and environmental responsibility”**. Technical Note on bioinputs legislation. 2020.
- BRITO, A. C. L.; POZZETTI, V. C. Biodiversity, associated traditional knowledge and benefit sharing. **Revista de Direitos Difusos**, v. 69, jan.-jun., 2018.
- CAPALBO, D. M. F.; NARDO, E. A. B. Risk analysis and environmental impact of the use of biological control agents. *In*: MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. **Controle Biológico**. Jaguariúna: Embrapa. 1998.
- CAPORAL, F. R. Agroecology: a new science to support the transition to more sustainable agriculture. *In*: CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A.; PAULUS, G. (Org.). **Agroecology: a science from the field of complexity**. Brasília: Emater. 2009. 111p.
- CAVALCANTI, C. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 1, jan./jun. 2004.
- CECHIN, A. **Nature as the limit of economy: the contribution of Nicholas Georgescu-Roegen**. São Paulo: Edusp and Editora do Senac, 2010.
- CUNHA, A. H. S. A biopirataria no Brasil: aspectos relevantes da Lei n. 13.123/2015 e o dever de proteção do Estado à biodiversidade. *In*: SCUR, L.; GIMENEZ, J. R.; BURGEL, C. F. **Biodiversity, water resources and environmental law**. Caxias do Sul, RS: Educs, 2020.
- DALY, H. The Economics of the Steady State. **The American Economic Review**, v. 64, N. 2, p. 15-21, May, 1974.

- DIEGUES, A. C. **Sociedades e comunidades sustentáveis**. São Paulo: USP/NUPAUB, 2003.
- EVANS, P. **Embedded autonomy and industrial transformation: political power and social theory**. Princeton: Princeton University, 1996.
- FEIDEN, A. Agroecology: introduction and concepts. *In*: AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de. (Ed.). **Agroecology: principles and techniques for sustainable organic agriculture**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005.
- FERNANDES, F. **Sociedade de classes e subdesenvolvimento**. Global Editora e Distribuidora Ltda, 2015.
- FERNANDES, G. B. Creole, varietal and organic seeds for family farming: from legal exception to public policy. *In*: SAMBUICHI, R. H. R. *et al.* (Org.). **A política nacional de agroecologia e produção orgânica no Brasil: uma trajetória de luta pelo desenvolvimento rural sustentável**. Brasília: Ipea. 2017. 463p.
- FINKLER, C. L. L. Insect control: a brief review. Academia Pernambucana de Ciência Agronômica. **Anais [...]**. Recife, v. 8 - 9, p.169-189, 2012.
- FURTADO, C. **Formação econômica do Brasil**. Companhia das Letras, 2020.
- GALA, P. The institutional theory of Douglass North. **Journal of Political Economy**, v. 23, n. 2, p. 276-292, April-June, 2003.
- GALLO, D. *et al.* **Entomologia Agrícola**. Piracicaba: Fealq, 2002. 920 p.
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002. 176p.
- GLIESSMAN, S. R. **Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005.
- GOMES, R. C. O controle e a repressão da biopirataria no Brasil. **Jurisp. Mineira**, Belo Horizonte, v. 58, nº 183, p. 19-38, out./dez. 2007.
- GOTTEMS, L. Brazilian giant adopts “regenerative agriculture” and builds bio-inputs factory. **Agrolink Magazine**, 2021.
- KITAMURA, P. C. Sustainable agriculture in Brazil: advances and perspectives. **Ciência e Ambiente**, n. 27, jul-dez, 2003.
- LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, v. 519, p. 171-180, 2015.
- LOPES, P. R.; LOPES, K. C. S. A. Sistemas de produção de base ecológica: a busca por um desenvolvimento rural sustentável. **Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, Araraquara, v. 4, n. 1, jul/dec. 2011.
- MARCHESE, A. M.; FILIPPONE, M. P. Bioinsumos: componentes claves de una agricultura sostenible. **Rev. Agron. Noroeste Argent.** v. 38, n. 1, p. 9-21, 2018.
- MORANDI, M. A. B. B.; BETTIOL, W. Controle Biológico de Doenças de Plantas no Brasil. *In*: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (Org.). **Biocontrol of plant diseases: use and perspectives**. Jaguariúna: Embrapa. 2009. 341p.
- MORIN, E. The Epistemology of Complexity. **Anthropology Gazette**, n. 20, 2004.

- NORTH, D. C. Institutions. **The Journal of Economic Perspectives**, v. 5, n. 1, p. 97-112, 1991.
- NORTH, D. C. **Structure and change in economic history**. New York: Norton. 1981.
- NORTH, D. C. **Institutions, institutional change, and economic performance**. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1990.
- NORTH, D. C. **Understanding the Process of Economic Change**. New Jersey: Princeton University Press, 2005.
- ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6th ed. São Paulo: Calouste Gulbenkian Foundation, 2004.
- OSTROM, E. **Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action**. Cambridge: Cambridge University Press. 1990.
- PARRA, J. R. *et al.* Biological control: terminology. *In*: PARRA, J. R. *et al.* (Org.) **Controle biológico no Brasil: parasitoides e predadores**. São Paulo: Manole. 2002.
- PIGNATI, W. A. **Os riscos, agravos e vigilância em saúde no espaço de desenvolvimento do agronegócio em Mato Grosso**. 2007. 114p. Thesis (Doctorate in Public Health) – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. 2007.
- PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 2002.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Soil, plant and atmosphere: concepts, processes and applications**. 3. ed. Barueri, SP: Manole, 2016.
- SAWYER, D. Green economy and/or sustainable development? *In*: **Economia verde desafios e oportunidades**. Belo Horizonte: Conservation International, n. 8, p. 36-42, jun. 2011.
- SCHARPF, F. W. **Games Real Actors Play: actor-centered institutionalism in policy research**. Boulder, CO: Westview Press, 1997.
- SCOPEL, W.; ROZA-GOMES, M. F. Biological control programs in Brazil. **Unoesc & Ciência**, v. 2, n. 2, p. 2015-223, jul./dez. 2011.
- TOYOSHIMA, S. H. Instituições e desenvolvimento econômico: uma análise crítica das ideias de Douglass North. **Revistas da USP**. v. 29, n. 1, 1999.
- YIN, R. K. **Case study: planning and methods**. Translation: Daniel Grassi. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.

Um marco institucional para os Bioinsumos na agricultura brasileira baseado na Economia Ecológica

An institutional framework for Bioinputs in Brazilian agriculture based on Ecological Economics

Fabiana Pereira de Souza ¹

Tatiana Portela Ribeiro Castilho ²

Luís Otávio Bau Macedo ³

¹ Mestrado em Ciências Ambientais, Pesquisadora, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brasil
E-mail: fabiagronomia@hotmail.com

² Graduação em Engenharia Civil, Mestranda, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brasil
E-mail: tatiportela1@hotmail.com

³ Doutorado em Economia Aplicada, Professor, Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, MT, Brasil
E-mail: luis.otavio@ufr.edu.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40820

Received: 18/11/2021
Accepted: 10/03/2022

ARTICLE – VARIA

RESUMO

Em busca da sustentabilidade, novos padrões de produção agropecuária têm sido criados e, em oposição aos insumos convencionais, surgiram os insumos biológicos, ou “bioinsumos”. Eles são produtos, processos ou tecnologias de origem animal, vegetal ou microbiana que podem interferir positivamente na produção agrícola. A adesão dos produtores rurais a práticas agrícolas sustentáveis e econômicas, que utilizam bioinsumos, é crescente no Brasil. Os produtores rurais têm sido encorajados a adotar essas inovações por meio da existência do Programa Nacional de Bioinsumos, criado em 2020. Os resultados apontam diversos benefícios relacionados ao uso desses produtos, no entanto, o manejo incorreto pode trazer externalidades negativas que poderiam ser evitadas. Isso requer um marco institucional que oriente a produção e a utilização dos bioinsumos no país. Este artigo propõe um novo marco institucional, baseado nos pressupostos da economia ecológica e no institucionalismo, considerando a conjuntura sociopolítica e ambiental brasileira.

Palavras-chave: Bioinsumos. Programa Nacional de Bioinsumos. Economia ecológica. Marco institucional.

ABSTRACT

In search of sustainability, new patterns for production or consumption have been created in opposition to conventional products, such as biological inputs or "bioinputs". They are products, processes or technologies of animal, plant or microbial origin which can positively affect agricultural production. The adherence of rural producers to sustainable and economic agricultural practices, which use bioinputs, is growing in Brazil. They have been encouraged to adopt these products because of the existence of the National Bioinputs Program, created in 2020. The results show that several benefits have been associated with their use. However, inadequate handling can bring negative externalities that could be avoided. It requires an institutional framework to guide the country's production and use of bioinputs. This article proposes a new institutional framework based on ecological economics and institutionalism, considering Brazil's sociopolitical and environmental situation.

Keywords: Bioinputs. National Bioinputs Program. Ecological economics. Institutional framework.

1 INTRODUÇÃO

O termo “sustentabilidade” tem sido cada vez mais utilizado na busca por estratégias de produção mais adequadas às condições ambientais, econômicas, ecológicas e sociais existentes no planeta. Nesse sentido, pesquisadores, produtores rurais, empresários, comerciantes, entre outros atores sociais, impulsionados a atender às demandas existentes de produção e de consumo, têm considerado cada vez mais as limitações na utilização dos recursos da biosfera.

Atualmente, o planeta abriga cerca de 7,8 bilhões de pessoas. As estimativas futuras de incremento populacional são díspares, mas algumas sugerem que até o final deste século a população planetária poderá ultrapassar 11 bilhões de habitantes (REICHARDT; TIMM, 2016). Logo, as perspectivas de consumo mundial e seus possíveis desdobramentos ambientais apresentam grande incerteza e têm levado especialistas a investigar as relações que se estabelecem entre o crescimento econômico das sociedades e a capacidade de suporte da biosfera. Essas ameaças ou desafios à sobrevivência humana provocaram o repensar de estudiosos acerca dos padrões de consumo e de crescimento econômico no sistema capitalista.

Considerando os eventos históricos desde o surgimento da espécie humana, entende-se que os meios de produção se encontram no período de maior potencial de destruição e alteração dos ecossistemas terrestres, o Antropoceno. Várias abordagens foram propostas para definir quando o Antropoceno começou. Eventos como a descoberta do fogo, a agricultura pré-industrial, o início do colonialismo, os avanços com a energia nuclear e o desenvolvimento de tecnologias industriais marcariam seu início. Mas ainda existem divergências quanto à data científica precisa, necessitando-se de mais estudos (LEWIS; MASLIN, 2015).

A despeito disso, evidencia-se que a preocupação planetária com as questões ambientais tem aumentado cada vez mais, fazendo com que representantes de diversos países se reúnam para discutir planos de ação, a fim de minimizar os problemas emergentes. Assim, no que concerne aos sistemas produtivos em países exportadores de matérias-primas, as mudanças mais significativas, para apoiar estratégias de interesse global em prol da sustentabilidade, são observadas a partir de mudanças que trazem consigo benefícios ambientais e consideram princípios ecológicos em grandes áreas de produção agrícola, agropecuária ou extrativista.

Os estudos realizados em prol da construção de uma agricultura de base ecológica começaram a partir da década de 1920, mas o interesse pela utilização de métodos de produção que considerem princípios ecológicos é recente. Esses foram iniciados depois da década de 1970, após as consequências da “Revolução Verde” encabeçada nos Estados Unidos e Europa e seguida pelos países latino-americanos e asiáticos (GLIESSMAN, 2005; LOPES, P. R.; LOPES, K. C. S. A., 2011; MARCHESE; FILIPPONE, 2018).

Em síntese, os problemas socioambientais engendrados pela modernização agrícola tornaram-na contraproducente sob várias condicionantes. O depauperamento de mananciais de água e dos solos, a redução da diversidade genética e o aumento na dependência de insumos externos à unidade produtiva e de combustíveis fósseis não renováveis evidenciaram a necessidade de se repensar o modelo convencional de produção agrícola (GLIESSMAN, 2005).

Não obstante, nos últimos anos a configuração da agricultura intensiva no Brasil passou a reconhecer cada vez mais os princípios ecológicos nos meios de produção. Tais mudanças convergiram para a adesão crescente (de forma voluntária, como resposta aos problemas citados, por vantagens econômicas e/ou em virtude das exigências crescentes do mercado internacional) de tecnologias de produção que tenham uma conduta ambiental mais rigorosa e responsável, a exemplo da utilização da agricultura de precisão, do manejo integrado de pragas e dos processos de certificação socioambiental (KITAMURA, 2003).

Atualmente, uma das ações mais expressivas no Brasil, de incentivo à implantação de tecnologias de base ecológica na agricultura de grande escala, é o Programa Nacional de Bioinsumos, Decreto nº 10.375, instituído no dia 26 de maio de 2020. Genericamente, o decreto citado refere-se aos bioinsumos como produtos, processos ou tecnologias de origem vegetal, animal ou microbiana que “interfirmam positivamente no crescimento, no desenvolvimento e no mecanismo de resposta de animais, de plantas, de microrganismos e de substâncias derivadas e que interajam com os produtos e os processos físico-químicos e biológicos” (BRASIL, 2020, p. 105).

Por conseguinte, enquanto a demanda por muitos produtos apresentou queda em virtude das crises econômica e sanitária atuais, a utilização de bioinsumos tem apresentado expressivo crescimento nos últimos anos. Além do incentivo governamental, esse fenômeno se deve, possivelmente, às vantagens competitivas que essas inovações oferecem em relação aos insumos convencionais, pois muitos apresentam eficácia superior em relação aos aplicados hodiernamente em culturas agrícolas. Esses processos, todavia, apresentam grandes desafios no Brasil, principalmente devido à necessidade de um marco regulatório que oriente o manuseio de bioinsumos (FINKLER, 2012).

Portanto, torna-se cada vez mais necessária a discussão a respeito da segurança, eficiência e da regulamentação da produção de insumos biológicos no meio rural. Desse modo, este artigo, à luz dos princípios da economia ecológica e da teoria institucional, propõe constituir compreensões que possam contribuir para o estabelecimento de um novo marco institucional para o Programa Nacional de Bioinsumos em curso no Brasil. Para tanto, vale-se de uma discussão teórica a respeito do assunto, considerando características econômicas, ambientais e sociais dos bioinsumos. O trabalho está subdividido em três seções: a primeira descreve os procedimentos metodológicos da pesquisa, os passos para a sua elaboração; a segunda trata da discussão analítica dos resultados obtidos, composta a partir da (i) avaliação dos usos e meios aplicados a processos e produtos a partir de uma visão econômico-ecológica e institucional; e (ii) elaboração de uma síntese de apontamentos que destacam as fragilidades do atual arcabouço legal que sustenta o Programa Nacional de Bioinsumos. Finalmente, a última seção abrange as considerações finais, ou seja, emite os comentários conclusivos concernentes ao que foi exposto ao longo do artigo.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A presente pesquisa utilizou como metodologia uma análise de estudo de caso acerca do Decreto Federal nº 10.375/2020, que instituiu o Programa Nacional de Bioinsumos, propondo-se a compreendê-lo com ênfase em uma abordagem econômica, ambiental e social.

Segundo Yin (2001, p. 32), “um estudo de caso é uma investigação empírica que investiga um fenômeno contemporâneo dentro de seu contexto da vida real, especialmente quando os limites entre o fenômeno e o contexto não estão claramente definidos”.

O estudo de caso busca a interpretação e compreensão mais profunda dos fenômenos e fatos específicos, e não a generalização de seus resultados. Nesse sentido, os resultados obtidos, embora não possam ser generalizados, devem possibilitar a disseminação do conhecimento, por meio de possíveis proposições teóricas (YIN, 2001).

Portanto, a presente pesquisa possui caráter qualitativo e exploratório, pois visa a compreensão de um problema social ainda pouco estudado e de aspectos específicos de uma teoria ampla.

Inicialmente foi desenvolvida uma pesquisa bibliográfica, que consiste, segundo Gil (2002), em delimitar-se informações e dados constantes no material a fim de estabelecer relações entre esses, concernentes ao problema proposto para, finalmente, analisar a consistência do arcabouço teórico apresentado pelos autores.

A partir dos dados obtidos por meio de revisão bibliográfica, este trabalho avaliou a utilização de bioinsumos, destacando as relações ecológicas de seus processos e funções, bem como os possíveis impactos relacionados ao seu uso em lavouras, tendo como ponto de partida uma visão econômico-ecológica. Por fim, avaliaram-se as fragilidades do atual arcabouço legal e político, mediante a abordagem analítica institucionalista do Programa Nacional de Bioinsumos, destacando os desafios encontrados para sua regulamentação.

Resumidamente, a pesquisa buscou enfatizar a incorporação das dimensões ecológica e social na construção de um novo marco institucional para o Programa de Bioinsumos em curso no Brasil, realizando uma abordagem econômico-ecológica e destacando apontamentos acerca das iniciativas de instituição legal no país sobre o assunto.

3 RESULTADOS

3.1 OS BIOINSUMOS NA PERSPECTIVA ECONÔMICO-ECOLÓGICA E INSTITUCIONAL

3.1.1 OS BIOINSUMOS: PROCESSOS, PRODUTOS E A ECONOMIA ECOLÓGICA

A alteração dos agroecossistemas com vistas à produção em larga escala tem tornado esses ambientes altamente dependentes de insumos externos e não renováveis e, por conseguinte, vulneráveis pela sua baixa sustentabilidade. Ao mesmo tempo, em monocultivos, a simplificação ou homogeneização genética e ambiental, associadas às perturbações inerentes ao processo produtivo (como uso de agrotóxicos não seletivos), interferem diretamente na susceptibilidade do ambiente ao ataque de indivíduos fitófagos (“pragas” da cultura), reduzindo a população de inimigos naturais (ALTIERI; NICHOLLS, 2004; FEIDEN, 2005).

Em outras palavras, o ambiente homogêneo facilita a multiplicação de organismos que se alimentam do recurso em abundância (a cultura de interesse) e dificulta o controle dessas “pragas” pelos seus respectivos inimigos naturais, que podem ser ainda eliminados por meio da aplicação de inseticidas não seletivos (AGUIAR-MENESES; SILVA, 2011).

Todavia, quando se aumenta a diversidade de espécies vegetais em um agroecossistema, é possível favorecer a existência natural de inimigos das “pragas” que atuarão no controle biológico, sem a necessidade da aplicação de insumos químicos ou bioinsumos introduzidos. Assim, o ambiente é alterado de modo a induzir o controle da população de fitófagos como ocorre no sistema natural, visando diminuir a população exagerada de indivíduos indesejáveis do ponto de vista econômico para que se alcance um nível aceitável de rentabilidade. Esse tipo de controle não é realizado por meio de produtos exógenos e estranhos ao sistema (AGUIAR-MENESES; SILVA, 2011).

Nesse sentido, compreende-se que os bioinsumos, se manejados adequadamente, podem trazer vantagens no que diz respeito à eficiência produtiva dos agroecossistemas. Assim, o recomendável é que esses ambientes produzam seus próprios bioinsumos para o controle biológico por meio apenas do aumento da diversidade de espécies vegetais, a fim de evitar a dependência de insumos externos. Esse tipo de manejo é considerado como controle biológico natural (GALLO *et al.*, 2002; GLIESSMAN, 2005).

Além desse tipo de controle, existem o controle biológico clássico e o aplicado, ambos se referem à importação e colonização de inimigos naturais, visando ao controle de “pragas” exóticas ou nativas. No primeiro, as liberações são inoculativas em pequeno número de indivíduos, por uma ou mais vezes no mesmo local. Enquanto o segundo tipo de controle é realizado por meio de liberações inundativas com um número maior de indivíduos, após a criação massal em laboratório, visando à redução rápida da população de pragas para o nível desejado (PARRA *et al.*, 2002).

Nesses casos, a introdução de uma espécie exótica, seja ela modificada geneticamente ou não, pode competir com a fauna nativa, causando desequilíbrios populacionais e resultando em deslocamento de determinadas espécies nativas para outros habitats, ou mesmo sua extinção. Trata-se, portanto, de uma estratégia que envolve riscos. Assim, para minimizar esses perigos, deve-se obedecer aos procedimentos básicos regulados pelos laboratórios (SCOPEL; ROZA-GOMES, 2011).

Dessa forma, é possível estabelecer índices de sustentabilidade a partir dos conceitos de *input* de recursos externos, *output* do resultado da produção e dos resíduos gerados, considerando os possíveis impactos negativos dentro da unidade produtiva (*on farm*) (GLIESSMAN, 2005; ODUM, 2004).

A partir da compreensão das relações ecológicas e econômicas que se estabelecem em sistemas naturais e em agrossistemas que utilizam bioinsumos produzidos *on farm*, é possível propor três esquemas que diferenciam esses ambientes (Figuras 1, 2 e 3).

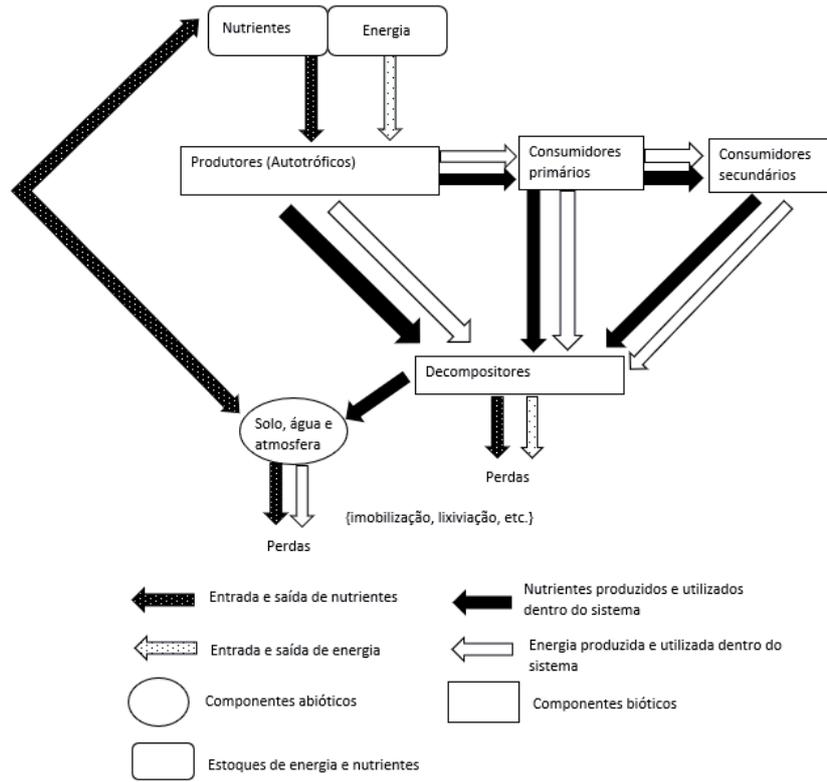


Figura 1 | Ciclagem de nutrientes e energia dentro de um ecossistema natural

Fonte: Adaptada de GLIESSMAN (2005).

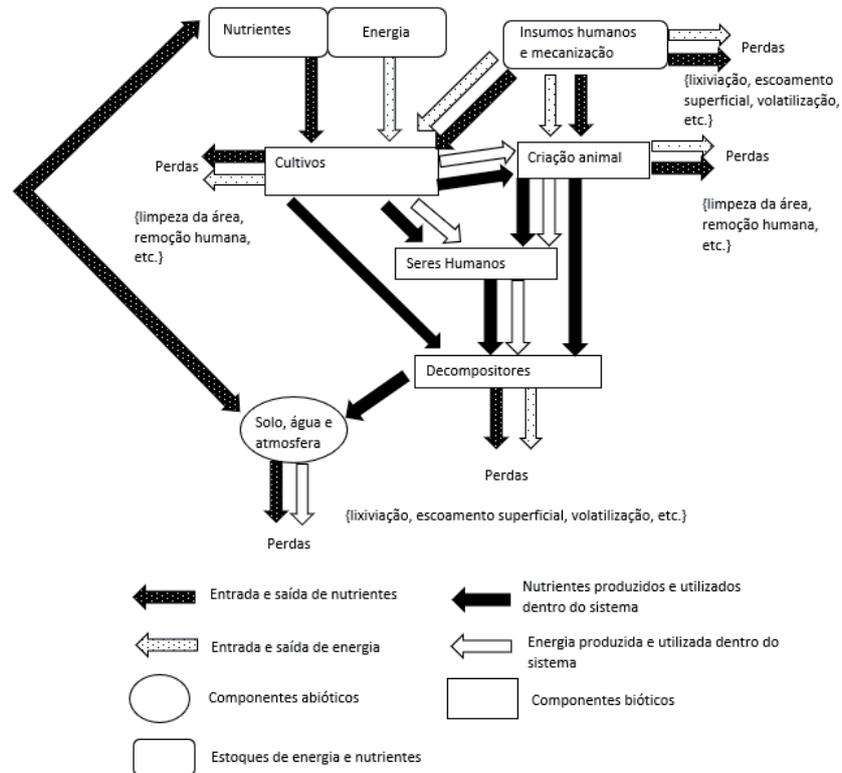


Figure 2 | Ciclagem de nutrientes e energia dentro de um agroecossistema

Fonte: Adaptada de GLIESSMAN (2005).

Ao observar os esquemas, é possível identificar que os agroecossistemas possuem mais setas para dentro e para fora do sistema, ao mesmo tempo, o número de setas que indicam a energia e nutrientes produzidos e utilizados dentro desses ambientes é menor que nos ambientes naturais. Isso indica que são sistemas mais “abertos” que os ecossistemas naturais, apresentam maior número e volume (ou equivalente energético) de entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*), e apresentam também entropia mais alta (ODUM, 2004).

Logo, para alcançar uma eficiência maior, esses sistemas antrópicos precisam tornar-se menos “abertos”, buscando o suprimento de recursos a partir da capacidade interna da unidade produtiva (*on farm*), aumentando a eficiência produtiva e diminuindo também a entropia produzida pelo sistema, conforme demonstrado na Figura 3. Essa compreensão coaduna com a definição proposta por Feiden (2005, p. 53) acerca da sustentabilidade que objetiva “ter efeitos mínimos no ambiente e não liberar substâncias tóxicas ou nocivas na atmosfera, em águas superficiais ou subterrâneas”.

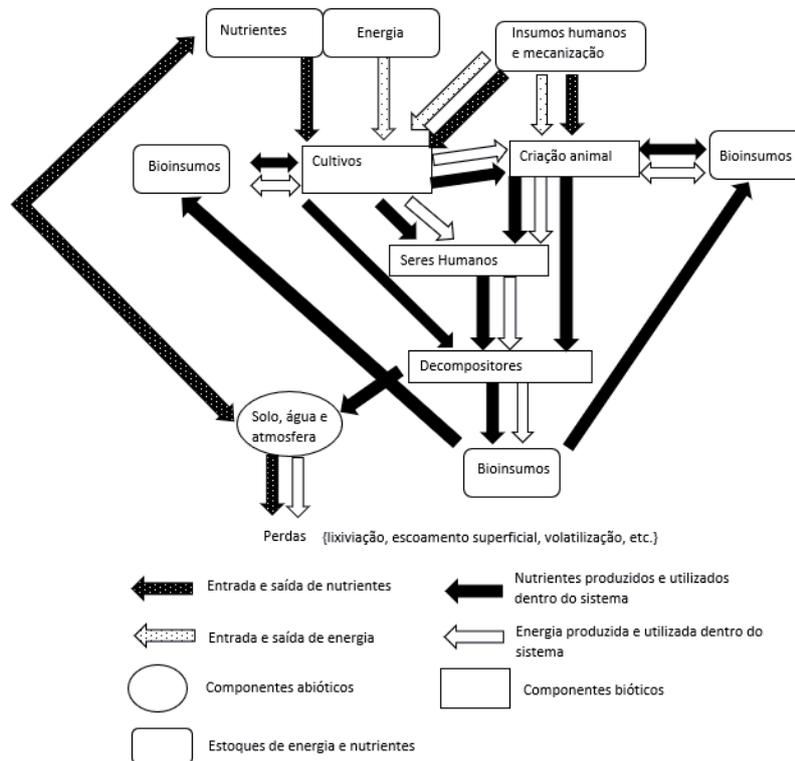


Figure 3 | Ciclagem de nutrientes e energia dentro de agroecossistema que utiliza bioinsumos produzidos *on farm*

Fonte: Autores.

Na mesma linha de pensamento, Daly (1974) propõe que sistemas eficientes em estado estacionário possuem alta capacidade de converter recursos da natureza em serviços. Mas para gerar os serviços, o fluxo de transferência deve ser primeiro acumulado dentro de estoques de pequena duração. Os estoques, portanto, são variáveis intermediárias que os serviços produzidos requerem para se manter e reproduzir. Nesse sentido, o nível estacionário é determinado em função das leis da termodinâmica.

Assim, segue a equação proposta por Daly (1974) para mensurar o nível de eficiência:

$$Eficiência\ final = \frac{Serviço}{taxa\ de\ transferência} = \frac{Serviço}{\frac{Serviço}{Estoque} \times Estoque} = \frac{Serviço}{Taxa\ de\ transferência}$$

Até esse ponto, a sustentabilidade foi analisada a partir do nível de eficiência dos sistemas naturais e antrópicos e não da capacidade de um ecossistema maior em mantê-los. Nesse sentido, Daly também

propõe que a economia em estado estacionário somente pode ser alcançada em condições de baixas taxas de transferência, ou seja, a utilização de recursos externos precisa ser menor que a capacidade regenerativa do meio ambiente, bem como a produção de resíduos em relação à capacidade de assimilação dos ecossistemas receptores (DALY, 1974).

Essa compreensão remete à necessidade de estabelecer parâmetros legais e políticos para a utilização de bioinsumos que considerem a realidade ecossistêmica e, mais do que isso, o modelo produtivo hegemônico. Como destacam Bettiol e Morandi (2009, p. 8): “esse enfoque altera as prioridades dos sistemas convencionais de agricultura em relação ao uso de fontes não renováveis, principalmente de energia, e muda a visão sobre os níveis adequados do balanço entre a produção de alimentos e os impactos no ambiente”.

3.1.2 OS BIOINSUMOS E OS CONCEITOS DA TEORIA INSTITUCIONAL

Segundo a visão institucionalista da economia, as instituições possuem papel preponderante no direcionamento das ações econômicas, ou seja, são responsáveis por traçar o “percurso” econômico de qualquer sociedade. Dessa forma, Douglass North (1991) empreendeu pesquisas sobre o comportamento de diferentes sociedades com relação às suas *performances* institucionais para compreender os motivos que levaram à estagnação de algumas economias e ao crescimento de outras.

Com base nessa premissa, deve-se considerar que, durante longos períodos, os processos produtivos agropecuários basearam-se em sistemas convencionais de produção, com o uso de inseticidas, adubos químicos e a implantação de monoculturas em grandes áreas rurais. A unidade produtiva, portanto, era concebida a partir de uma visão segmentada que se identifica com os pressupostos neoclássicos pelo fato de não considerar as características sistêmicas das propriedades rurais.

Todavia, como destaca Caporal (2009, p. 27-28), em virtude das crescentes externalidades negativas, “a sociedade vem buscando estabelecer estilos de agricultura que sejam menos agressivos ao meio ambiente [...], tentando fugir do estilo convencional de agricultura que passou a ser hegemônico.”

A partir da compreensão dessa realidade, entende-se que a utilização de manejos alternativos, portanto, aporta nacionalmente como um grande desafio político-institucional. Criar sistemas produtivos sustentáveis significa romper com os padrões tradicionais na busca por estratégias mais adequadas para se produzir. Isso implica no desafio de repensar os paradigmas nos quais a sociedade se fundamenta, a partir de uma rede de relações complexas que influenciam as regras e as normas de mercado.

Nesse aspecto, a palavra sustentabilidade, por exemplo, tem se tornado cada vez mais ambígua, pois os contextos e os discursos nos quais tem sido empregada precisam ser revistos para que não se torne um termo desgastado ou esvaziado de sentido. Conforme pontua Diegues (2003), a aplicação do termo varia conforme o interesse político de cada grupo ou classe social. Assim, o pesquisador exemplifica que empresários podem conceber a sustentabilidade a partir de sua perspectiva eminentemente econômica, ou seja, da capacidade de alcançarem “lucros sustentáveis”. Ao passo que determinados grupos ambientalistas podem referir-se à sustentabilidade com relação apenas ao uso dos recursos naturais, independentemente de sua relação com a sociedade.

Destarte, compreende-se que a sustentabilidade, como princípio que rege sistemas produtivos, carece de ações concretas. Conforme destaca Sawyer (2011, p. 36-37), os efeitos das políticas públicas e das iniciativas relacionadas à sustentabilidade não podem se tornar inefetivos ou mesmo superficiais, a ponto de não serem percebidas como ações eficazes, ou seja, “sem manter os diversos ecossistemas funcionando e sem atender às necessidades humanas atuais e futuras”.

Em países em desenvolvimento, o principal desafio centra-se na sustentabilidade do ponto de vista social. Como destaca Diegues (2003, p. 1), as mazelas da sociedade são tidas “pelos mesmos governos

que têm como plataforma ideológica o desenvolvimento sustentável como fatores naturais decorrentes do avanço tecnológico e não de decisões tomadas por poderosos grupos econômicos”.

A partir dessa constatação, verifica-se que têm surgido cada vez mais organismos de certificação que baseiam suas análises em aspectos ecológicos e se esquecem dos fatores sociais. Como exemplo, pode ser citado o selo de “agricultura regenerativa” do Programa Regenagri, criado pela organização global *Control Union*, atuante em diversos países, inclusive no Brasil. A “agricultura regenerativa” é definida a partir de quatro aspectos: o aumento da matéria orgânica no solo, a preservação da biodiversidade local, o sequestro de carbono e a gestão de recursos hídricos (GOTTEMS, 2021).

Nesse âmbito, pode-se citar a constatação salientada por North acerca dos motivos que levam à desigualdade de acesso a recursos em países menos desenvolvidos. O pesquisador destaca que “a grande distância observada ainda hoje entre países pobres e ricos encontra-se muito mais em diferenças entre matrizes institucionais do que em problemas de acesso a tecnologias” (GALA, 2003, p. 93). Logo, a causa dos insucessos de algumas economias seria decorrente da falta de uma base de regras, leis e costumes capazes de estimular atividades economicamente produtivas, especificamente acumulação de capital e de conhecimento.

Posto isso, depreende-se que a utilização ou mesmo o acesso a nova tecnologia de bioinsumos por si não poderá oferecer vantagens para além das perspectivas ambientais e econômicas. Não podendo, portanto, ser reconhecida como alternativa sustentável no sentido pleno do termo, se não reconhecer também aspectos sociais. Isso sugere a necessidade da elaboração de um marco legal compatível com os conflitos internos que a sociedade tem enfrentado.

Dentro dos aspectos políticos brasileiros, os conflitos sociais se traduzem em problemas que dificultam, até mesmo, o crescimento da economia do país. Pois, como destaca Abramovay (2001, p. 12): “uma sociedade que concentra as oportunidades de geração de renda e os ativos, dificilmente consegue transmitir a seus cidadãos a confiança a que se formem as estruturas de cooperação”.

Em função disso, observam-se problemas crônicos, tais como as assimetrias regionais, marcadas pela desigualdade social e de acesso a recursos no país, a falta de articulação entre os agentes sociais e a estagnação dos agentes políticos. Esses são fatores que não se explicam apenas pelas leis naturais (como a termodinâmica), é necessária também uma abordagem institucional.

Nesse prisma, North considera a existência de incertezas ou assimetrias de informações entre os agentes econômicos. O que, segundo o pesquisador, impossibilita ou dificulta as transações econômicas entre os atores sociais. Assim, as instituições são importantes para criar as regras da economia que são responsáveis por determinar a matriz de incentivos (custos e benefícios) para o exercício da atividade econômica (NORTH, 1991).

North também argumenta que as próprias instituições, em muitos casos, carecem de informações precisas, e isso dificulta a tomada de decisões fundamentadas na racionalidade. Logo, acabam baseando-se muito mais em convenções socialmente aceitas, dada a pobreza informacional, dificultando o processo de adaptação dos marcos normativos em meio ao constante processo de transformações da realidade social (GALA, 2003).

Mas, para uma sociedade que possui ampla disseminação de informação (como na atualidade), resultado dos avanços tecnológicos advindos da Terceira Revolução Industrial, esses argumentos não se processam corretamente. Logo, Toyoshima (1999, p. 104), precisamente, questiona: “Uma vez que os custos em obter informações caíram, por que não há convergência entre as economias?”

A resposta centra-se em mecanismos autorreforçantes, ou seja, as instituições existentes acabam não sendo eficientes para gerar desenvolvimento econômico. A matriz institucional, ao fortalecer crenças

prevalentes, pode tender a se sedimentar ao longo do tempo. Assim, cria-se uma rede de relações interdependentes em que se torna difícil reformular-se a matriz institucional estabelecida (*lock in*) e, ainda, cria-se um ambiente de dependência (*path dependence*). Isso dificulta a emergência de mudanças institucionais a partir dos arranjos de poder já solidificados (ABRAMOVAY, 2001; TOYOSHIMA, 1999).

Por sua vez, o processo de estruturação social acaba sendo historicamente delimitado pela evolução das instituições. Logo, a implantação de transformações institucionais a partir de modelos exógenos, sem a devida adaptação e transmutação para as condições locais, acaba, quase sempre, em insucesso. North, portanto, propõe o caráter gradual para essa superação, de modo que os grupos sociais adotem modalidades organizativas, oriundas de estruturas de governança abertas, participativas e democráticas, baseadas no sistema jurídico independente “*the rule of law*” (ABRAMOVAY, 2001).

3.1.3 EM BUSCA DE RESPOSTAS AOS DESAFIOS INSTITUCIONAIS

Diante da manutenção do *modus operandi* produtivo na agricultura, fundamentado em arranjos institucionais solidificados em um sistema de comportamento, valores e crenças específicos,¹ considera-se a necessidade de repensar alternativas em busca da eficiência institucional e de uma agricultura mais sustentável. Nesse âmbito, e a partir do que preconiza o institucionalismo, podem ser citadas três obras de Douglass North cujas contribuições são sinérgicas ao enfoque desta análise:

1. *Structure and change in economic history* (1981);
2. *Institutions, institutional change and economic performance* (1990);
3. *Understanding the process of economic change* (2005).

Na primeira obra, “*Structure and change in economic history*”, North utiliza a teoria neoclássica como base, mas foca principalmente os direitos de propriedade. Assim, o pesquisador argumenta que a eficiência econômica se baseia na garantia dos direitos de propriedade como instrumento para maximizar geração de riquezas que lhe são atribuídas. A falha estaria neste ponto: a busca pela maximização da produção na sociedade considerando a geração das rendas aos governantes e não o crescimento econômico e a distribuição de renda.

Nesse sentido, North propõe que a estrutura de um direito de propriedade eficiente minimiza os custos de transação e amplifica tanto a renda corrente quanto a taxa de crescimento da produção. Em última análise, North enfatiza a importância das instituições como instrumento para superar o dilema de incentivos existente entre o pagamento de impostos e o crescimento econômico.

Em “*Institutions, institutional change and economic performance*”, North procura demonstrar que instituições ineficientes podem ser mantidas, ou mesmo reforçadas, dependendo da estrutura de incentivos e poder existentes entre os atores sociais. O argumento é desenvolvido em três partes.

Na primeira, as instituições fornecem estabilidade e diretrizes de ação dada a carência de informação e a incapacidade dos agentes de fazer escolhas racionais. As instituições criam, portanto, regras formais, regras informais e procedimentos de aplicação.

Na segunda, North afirma existir dependência das trajetórias institucionais para a eficiência institucional. As estruturas iniciais das instituições que permitem alterações em contratos, mudanças no direito de propriedade e regras econômicas são decisivas nesse processo. O resultado depende, entre outras

coisas, de diferenciais de preços, poder de barganha entre organizações, restrições informais e procedimentos de fiscalização.

Na terceira, North enfatiza a importância da mudança incremental na dependência do caminho, pois mudanças tangenciais podem produzir mudanças estruturais. Alguns países mostraram-se melhores nisso que outros e North cita o exemplo da modernização econômica japonesa.

A última obra, “*Understanding the Process of Economic Change*”, faz uma análise da importância da evolução das crenças para que as mudanças institucionais ocorram. O sistema de crenças, quando aceito pela sociedade, pode ser um fator preponderante de ampliação da produtividade do sistema econômico. As crenças dominantes, por exemplo, relacionadas ao cumprimento dos contratos e à lisura das transações governamentais, podem resultar no acréscimo de uma elaborada estrutura de instituições, formais e informais, que determinarão o crescimento econômico, ou seja, constituem a emergência de uma matriz comportamental indutora de inovações processuais que induzem a ampliação da produtividade sistêmica.

Desse modo, North concebe um fluxo circular aberto, em que as percepções iniciais do que constituem os incentivos produtivos levam à construção de um conjunto de crenças e a convenções comportamentais convergentes à modernização capitalista. Todavia, a trajetória de caminho (*path-dependence*) raramente muda de direção abruptamente, pois o efeito das crenças e instituições restringem o surgimento de transformações rapidamente. Porém, sistemas sociais democráticos que privilegiam a autonomia, a descentralização e a participação social são mais eficientes na geração de transformações institucionais, pois premiam a cooperação e a interação colaborativa, induzindo maior grau de eficiência econômica. Portanto, sinalizam para um conceito inovador em relação aos demais sistemas, pois sugerem a participação através de mecanismos socialmente enraizados como estratégia para superar os desafios da estagnação no desenvolvimento político-institucional.

Com base nas obras de Douglass North, é possível constituir alguns apontamentos acerca de como sua contribuição teórica poderia se processar no contexto do estabelecimento de um marco institucional dos bioinsumos, no Brasil. Em uma primeira análise, destaque-se a importância das convenções sociais na trajetória institucional do país. Nesse aspecto, merece ênfase o caráter formativo das instituições, a disseminação e consolidação de ideias e valores morais. Cabe salientar a heterogeneidade social existente no país, dada a sua diversidade constitutiva. Por outro lado, nitidamente, as crenças e valores dominantes são preponderantes para determinar o curso histórico-institucional, dada a construção de mecanismos de restrição legal e social. Nesse caso, ressalte-se ainda o caráter claramente segregacionista e concentrador da sociedade brasileira, caracterizado por uma elevada concentração fundiária e desigualdade de renda no meio rural (FERNANDES, 2015; FURTADO, 2020). Logo, assume-se que este curso dificilmente será alterado de modo abrupto, sendo que a flexibilidade para mudanças institucionais depende da capacidade mobilizadora dos atores sociais envolvidos.

Por outro lado, as mudanças incrementais podem ser a chave em processos decisórios de alterações institucionais. O caminho, proposto por North, e reforçado pela corrente de pesquisadores neoinstitucionalistas (EVANS, 1996; OSTROM, 1990; SCHARPF, 1997), é a criação de mecanismos de governança compartilhados. A criação de uma estrutura de incentivos e de autonomia via descentralização e participação social que recompense a cooperação. A partir dessas conjecturas, é possível vislumbrar o esquema conceitual de como se processam as influências institucionais e como a participação social, por meio de regras de incentivo à cooperação, pode atuar estimulando a eficiência institucional (Figuras 4 e 5).

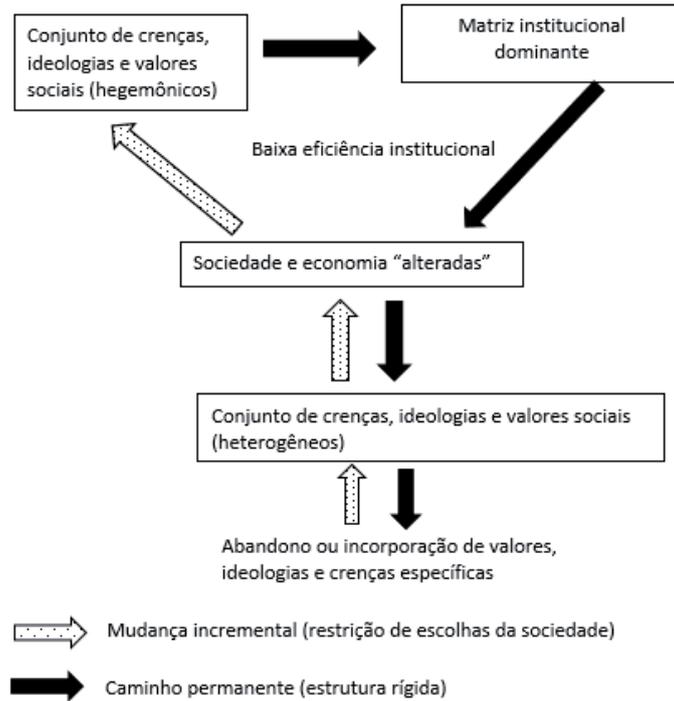


Figure 4 | Fluxo circular aberto das mudanças institucionais da sociedade e economia, marcado pela baixa eficiência institucional.

Fonte: Autores - baseado em North (2005).

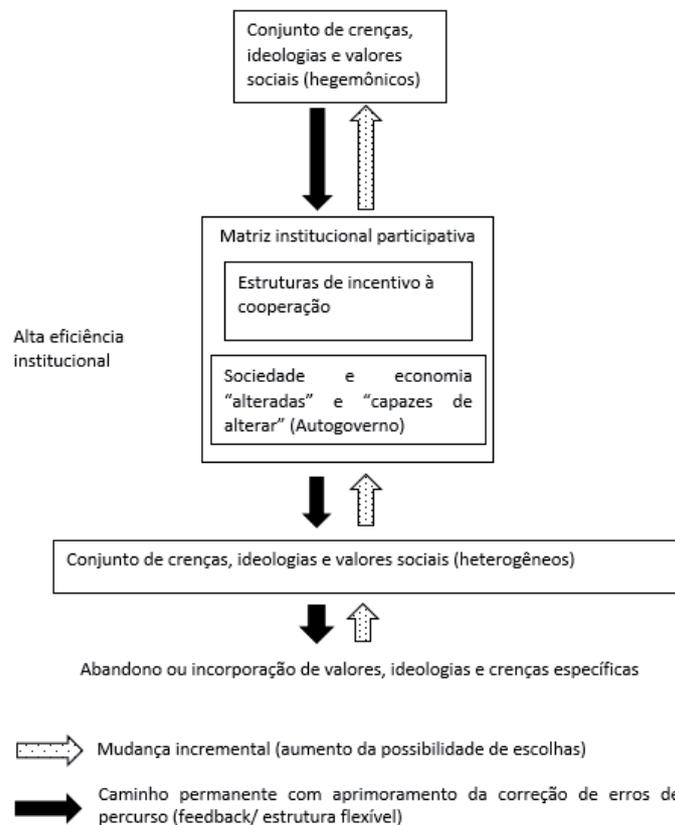


Figure 5 | Fluxo circular de mudança institucional da sociedade e da economia com a inserção de estruturas de participação e de incentivo à cooperação, marcado pela alta eficiência institucional.

Fonte: Autores, baseado em North (2005).

Ao contrário da Figura 4, que apresenta um fluxo circular de mudança sem estruturas de participação efetivas, a Figura 5 ilustra maior comunicação entre os agentes, por meio das setas que indicam o percurso da mudança institucional, com a possibilidade de correção de erros e a descentralização do poder decisório. Assim, a realidade brasileira exige a criação de outros mecanismos, além da inserção de novas tecnologias, pois a construção de um arcabouço legal, no caso arrolado, deve considerar os bioinsumos e as nítidas assimetrias políticas, econômicas e sociais brasileiras, bem como toda a complexidade das grandes propriedades rurais, instituições de pesquisa e assistência técnica necessárias para a implementação de uma agricultura sustentável de transição.

3.2 PROGRAMA NACIONAL DE BIOINSUMOS: DESAFIOS PARA SUA REGULAMENTAÇÃO

O Programa Nacional de Bioinsumos desenvolvido no Brasil tem sido pensado como um instrumento para “ampliar e fortalecer a utilização de bioinsumos no país para beneficiar o setor agropecuário” (BRASIL, 2020, p. 105). Todavia, como visto, por ser um instrumento legal recente, carece de mais estudos, além de parâmetros e dispositivos legais adequados. Mesmo porque, em virtude da adesão crescente aos princípios ecológicos na produção primária, principalmente em grandes propriedades rurais, devem ser estabelecidas bases coerentes que orientem a cadeia produtiva na busca por modelos de transição.

As explicações técnicas propostas pela economia ecológica apresentam-se como um passo importante no sentido de rever os modelos produtivos. Nessa linha, a produção de bioinsumos *on farm* pode trazer inúmeros benefícios ambientais, econômicos e até mesmo sociais, mas para regulamentá-la é necessário considerar também todo o contexto sociopolítico brasileiro, no sentido de estabelecer diretrizes coerentes com a realidade do país.

Desse modo, como ação do governo no âmbito do Programa Nacional de Bioinsumos com enfoque institucional, foi criado o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – “Microrganismos promotores do crescimento de plantas visando à sustentabilidade agrícola e à responsabilidade ambiental” (Inct-MPCPAgro), coordenado pela Embrapa, com o objetivo de desenvolver e fomentar pesquisa científica e tecnológica referentes ao uso de bioinsumos no país, composto por mais de 20 instituições de pesquisa ou ensino e mais de 20 empresas do setor privado.

Além dessa importante representação institucional, o governo também instituiu, a partir do Decreto 10.375/2020, o Conselho Estratégico do Programa Nacional de Bioinsumos, composto por membros do governo federal e representantes da sociedade civil, que tem como objetivo: apoiar o planejamento estratégico e a gestão do Programa Nacional de Bioinsumos e propor iniciativas públicas federais para o desenvolvimento dos bioinsumos.

A criação dos órgãos de representação é uma iniciativa essencial na discussão de um marco legal para o Programa, mas não é suficiente para assegurar o sucesso em sua construção política. A eficácia no processo colaborativo e consultivo de elaboração de instrumentos legais e orientativos para o Programa depende também da garantia de ampla participação popular, inclusive daqueles que possuem menos recursos materiais e que poderiam ser atingidos por mudanças políticas na produção agropecuária, como agricultores familiares, camponeses e pequenos e médios produtores rurais. Como destaca Abramovay (2012, p. 23): “Uma nova economia tem a missão de ampliar a participação dos indivíduos e de vários tipos de comunidade nos processos de inovação e de criação de riqueza”.

Dessa forma, a inclusão dos agentes pode figurar como uma possibilidade para redescobrir novos pontos de vista, pois a gestão colaborativa amplia a criatividade e a inovação. Sobre esse assunto, Abramovay também destaca (2012, p. 24): “As consequências dessa nova realidade são decisivas não apenas na definição dos direitos convencionais de propriedade sobre as inovações, mas também por abrir perspectivas inéditas de interação social na gestão corporativa”.

A participação popular na construção de políticas públicas e na criação de mecanismos de inovação é imprescindível para o enriquecimento de ideias e criação de estratégias efetivas. Por outro lado, principalmente em ações que envolvem biotecnologias, o cuidado no registro de responsabilidade técnica é fundamental para garantir a segurança e a responsabilização por quaisquer efeitos decorrentes do uso de produtos.

O Inct-MPCPAgro destaca alguns desafios que se colocam diante da implantação do Programa Nacional de Bioinsumos no Brasil. Em seu relatório técnico é possível identificar a preocupação do governo com relação à produção e à utilização de bioinsumos *on farm*, indicando que a manipulação inadequada de bioinsumos pode trazer graves problemas sanitários e ambientais (BRASIL, 2020).

Assim, considerando a necessidade de regulamentação do Programa, tramita na Câmara dos Deputados o Projeto de Lei nº 658, de março de 2021, que dispõe sobre a classificação, tratamento e produção de bioinsumos por meio do manejo biológico *on farm* e ratifica alguns itens do Programa Nacional de Bioinsumos. Entre as principais propostas apresentadas pelo Projeto de Lei, consta a classificação dos bioinsumos conforme seu potencial risco biológico e o detalhamento de regras para a produção de insumos biológicos *on farm*. O Ministério da Agricultura deverá elaborar um Manual de Boas Práticas de Manejo Biológico *on farm* para a orientação aos produtores rurais (BRASIL, 2021).

A partir da análise da Nota Técnica do Inct-MPCPAgro e do PL 658/2021, é perceptível que a principal dificuldade regulatória recai sobre os possíveis riscos biológicos associados à produção, distribuição e utilização de bioinsumos *on farm*, bem como sobre o registro e posse inadequada desses produtos (direito de propriedade e biopirataria).

Nesse sentido, é possível reconhecer que embora aparentemente inofensivos ao meio ambiente e à saúde pública, os bioinsumos, se manejados de forma inadequada, podem trazer efeitos danosos. Capalbo e Nardo (2000) apontam os possíveis danos decorrentes do uso impróprio de bioinsumos, entre eles: propriedades não esperadas por meio da interação com outros organismos (danosas ou benéficas); distúrbios no balanço de um ecossistema (onde um organismo benéfico poderia tornar-se “praga”); e, finalmente, a possibilidade de transferência não intencional de informações genéticas entre organismos (de modo que seres não patogênicos poderiam se tornar patogênicos, ou aqueles já patogênicos poderiam ter sua amplitude de hospedeiros aumentada).

Todavia, existem muitos exemplos de sucesso com a aplicação desses produtos, especialmente na agricultura, o que presume que a sua utilização de forma adequada e com o devido apoio governamental pode trazer benefícios sanitários, ambientais e sociais (MORANDI; BETTIOL, 2009). Dessa forma, o uso de bioinsumos pode apresentar-se como alternativa para a substituição dos pesticidas convencionais cujo uso indiscriminado e habitual na agricultura tem, reconhecidamente, promovido diversos problemas ambientais e sanitários (PIGNATI, 2007).

Portanto, entre as ações necessárias para a implantação do Programa no Brasil, urge o investimento em pesquisas para a compreensão dos mecanismos de ação envolvidos nas interações ecológicas entre os bioinsumos, o ambiente, seus compartimentos alvo e não alvo. Assim, estudos envolvendo análises de risco ambiental, estudos de impacto ambiental e relatórios sobre o comportamento dos agentes de biocontrole são necessários para sua adoção de forma segura.

Esses estudos devem ser realizados de forma interdisciplinar, envolvendo especialistas em diferentes áreas do conhecimento, juntamente com o setor produtivo (pequenos, médios e grandes produtores) e o governo. Após a validação das pesquisas e a sua produção, devem ser criados mecanismos adequados de transferência de conhecimento e produtos àqueles que mais precisam: os produtores rurais em vulnerabilidade socioeconômica.

Percebe-se que a falta de interação entre os agentes da sociedade tem sido a causa de muitos insucessos em relação à eficiência na criação e no desenvolvimento de programas públicos. Como adverte

Morin (2004, p. 21), “*la ausencia de complejidad en las teorías científicas, políticas y mitológicas está ella misma ligada a una determinada carencia de complejidad en la organización social misma*”. O pesquisador destaca que existe uma tendência à simplificação, à fragmentação do conhecimento e que as considerações inter e multidisciplinares são essenciais para se pensar a partir de um enfoque ecológico e sistêmico.

Atualmente, já existem algumas ações para melhorar os mecanismos de interação entre os agentes sociais, um deles é o aplicativo (APP) Bioinsumos. Esse APP representa um avanço com relação ao acesso a informações para pequenos, médios e grandes produtores rurais. Nesse aspecto, o Manual de Boas Práticas de Manejo Biológico *on farm* também pode oferecer vantagens, mas todas essas informações carecem ainda de acompanhamento adequado de um profissional devidamente habilitado, que possa nortear as ações a serem realizadas.

Portanto, é necessário o investimento em atividades de extensão rural para evitar os problemas relacionados à biossegurança desses produtos, principalmente no que tange à manipulação genética de organismos vivos. Um exemplo são as sementes, cuja manipulação genética tem causado problemas sociais e ambientais irreversíveis, como a maior dependência de insumos externos e a “erosão genética” (desaparecimento de inúmeras espécies vegetais), em função da substituição progressiva de sementes crioulas pelo uso massivo de espécies melhoradas geneticamente e patenteadas (FERNANDES, 2017).

Como alternativa, o Estado precisa fomentar o acesso e o uso sustentável de espécies de microrganismos nativos no controle biológico e, assim, incentivar o uso de métodos de controle de doenças e pragas por meio de estratégias de gerenciamento, recomposição e conservação de recursos naturais, estimulando a autonomia das unidades produtivas.

Se existe a preocupação com a apropriação indevida de recursos vivos, o acesso a essa diversidade também não pode ser negado, bem como a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados de sua utilização, como afirma a Convenção sobre Diversidade Biológica assinada em 1992 (MMA, 2000). Nesse caso, um novo marco legal para o Programa deve atentar para essa obrigatoriedade, considerando a dependência de recursos biológicos que muitas comunidades locais possuem.

O Brasil dispõe de uma enorme biodiversidade, quando empresas se utilizam dessa biodiversidade para realizar diversos bioprodutos a serem comercializados, devem incorrer também com o ônus decorrente dos prejuízos socioambientais de sua introdução no ambiente, e os desdobramentos que esses fatores têm acarretado.

Como asseveram Cavalcanti (2004) e Cechin (2010), um sistema econômico que considera os princípios ecológicos deve reconhecer que, nas atividades econômicas convencionais, os custos normalmente considerados no cálculo das vantagens econômicas são os internos a essas atividades (custos ditos privados), como a contaminação do ambiente ou a extinção de uma espécie, constituem externalidades que se excluem do cálculo econômico.

Nesse sentido, os autores destacam a necessidade de considerar os efeitos ecológicos no cômputo das vantagens econômicas das atividades. Como indica Cechin (2010, p. 86), se os custos ecológicos “forem maiores que os benefícios gerados pelo crescimento, este estará sendo antieconômico”. A esse fator deve-se considerar a repartição dos benefícios auferidos com as populações tradicionais que são detentoras do conhecimento e que têm contribuído com inúmeras pesquisas, as quais resultam na fabricação de bioprodutos diversos.

Um marco legal ancorado em princípios ecológicos, sociais e éticos deve respeitar e retribuir àqueles que detêm o conhecimento acumulado ao longo de gerações. Sobre esse assunto, Brito e Pozzetti (2018, p. 61) comentam que “a legislação brasileira é frágil e é necessário um mecanismo mais eficiente que consiga garantir uma justa repartição dos benefícios e garantir a proteção do conhecimento tradicional de apropriações indevidas”.

Além da questão do direito de propriedade e distribuição justa dos benefícios, a biopirataria é outro fator importante que precisa ser melhor regulamentado. A grande biodiversidade nacional atrai o interesse internacional, sendo que muitos aproveitam-se das vulnerabilidades do país para coletar e enviar materiais ao exterior para fabricação de produtos ilegalmente e sem o pagamento de *royalties* ao Brasil. Além disso, o conhecimento associado ao uso desses materiais por seus habitantes também é usurpado (GOMES, 2007).

Cunha (2020) destaca os problemas crônicos existentes no país que favorecem a apropriação ilegal de recursos genéticos e do conhecimento associado eles: a desorganização e a falta de um sistema de fiscalização eficiente, a existência de leis brandas, a facilidade de acesso de estrangeiros a locais com alta biodiversidade e o grande número de pesquisadores na região amazônica, sem um controle adequado ou cadastro de suas atividades.

Conforme observado, a carência de instrumentos normativos eficazes centra-se em, basicamente, três aspectos, a saber: a necessidade de mais estudos a respeito dos impactos da utilização e do manejo de bioinsumos, a segurança ao patrimônio genético brasileiro, e, finalmente, aspectos relacionados à repartição adequada dos benefícios e a responsabilização pelos prejuízos decorrentes dos produtos e processos que os envolvem.

Para a resolução desses gargalos na construção de um novo marco regulatório, as instituições não devem dar enfoque em “desenvolver” a economia e a sociedade, mas construir comunidades e sociedades sustentáveis. Nesse aspecto, Diegues (2003, p. 3) destaca que “[...] a construção de comunidades e sociedades sustentáveis deve partir da reafirmação de seus elementos culturais e históricos, do desenvolvimento de novas solidariedades, do respeito à natureza, não pela mercantilização da biodiversidade”. Esses são fatores preponderantes no estabelecimento de qualquer política pública.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As previsões de aumento da população mundial e, em contrapartida, a busca por padrões sustentáveis de produção têm influenciado grandemente a tendência à adesão de tecnologias inovadoras. Nesse cenário, são grandes as expectativas acerca do uso dos bioinsumos, principalmente pela possibilidade de proporcionar incrementos produtivos e, ao mesmo tempo, trazer consigo o *slogan* de sustentabilidade.

Observa-se que, nesse cenário, a produção em larga escala tem provocado significativas alterações nos agroecossistemas, tornando-os altamente vulneráveis e dependentes de insumos não renováveis, o que abre caminho para se repensar o modelo convencional de produtividade e incentivar a adesão de sistemas alternativos de produção.

Existem diversas vantagens na aplicação desses produtos, tendo como exemplo o seu uso como inoculantes e para o controle biológico de doenças em plantas. Os bioinsumos podem, ainda, ser fabricados a partir de processos relativamente simples e de baixo custo, até mesmo, *on farm*.

Todavia, mesmo que essa tecnologia seja inovadora e apresente-se como alternativa para a substituição dos pesticidas convencionais, os quais, reconhecidamente, têm causado inúmeros problemas ambientais, também pode trazer prejuízos se manipulada inadequadamente, os riscos vão desde problemas com resíduos e introdução de patógenos até a possibilidade de reações imprevisíveis devido à interação com outros organismos.

Nesse sentido, verifica-se que um passo importante foi dado a partir do trâmite do projeto de Lei nº 658/2021 na Câmara dos Deputados, que dispõe sobre a classificação, tratamento e produção de bioinsumos por meio do manejo biológico *on farm*, definindo, inclusive, diretrizes de uso e comercialização, bem como a classificação de riscos dos bioinsumos, e facilitando mecanismos de produção por agricultores familiares.

Todavia, são necessárias mudanças mais profundas, e este estudo demonstra que as contribuições da economia ecológica para a construção de um marco legal para a política pública de bioinsumos (e de uma agricultura de transição) ocorrem por intermédio de pesquisas que demonstram as vantagens no incremento da diversidade ecológica em agroecossistemas, primando pela valorização da produção de bioinsumos *on farm*, a fim aumentar a eficiência energética e material em unidades produtivas.

Por sua vez, as abordagens realizadas a partir da teoria institucional indicam a necessidade de criar mudanças estruturais capazes de incorporar mecanismos de participação social ainda mais eficientes, mediante a inserção de benefícios de incentivo à cooperação e formulação participativa de políticas públicas e regras institucionais.

Em síntese, mesmo que não haja um modelo aplicável capaz de trazer eficiência e desenvolvimento em diferentes contextos, esta abordagem preceitua a necessidade de realizar considerações holísticas que possam direcionar a produção e a utilização de bioinsumos no país, pois a construção de qualquer política pública que envolva aspectos produtivos e econômicos requer o reconhecimento de toda a complexidade ecológica e social presente no cenário brasileiro.

NOTA

1 | Ainda que as evidências baseadas na racionalidade científica sejam capazes de demonstrar a ineficiência dos processos produtivos agrícolas hegemônicos e as crises socioambientais que lhes estão associadas, conforme pesquisas realizadas por Altieri (2004); Caporal (2009); Gliessmam (2005); Primavesi (2002) e por outros pesquisadores.

REFERÊNCIAS

ABRAMOVAY, R. **Muito além da economia verde**. São Paulo: Editora Abril. 2012. 248 p.

ABRAMOVAY, R. Desenvolvimento e instituições: a importância da explicação histórica. *In*: ARBIX, G.; ZILBOVICIUS, M.; ABRAMOVAY, R. **Razões e ficções do desenvolvimento**. Unesp/Edusp. 2001.

AGUIAR-MENESES, E. L.; SILVA, A. C. **Plantas atrativas para inimigos naturais e sua contribuição no controle biológico de pragas agrícolas**. Seropédica: Embrapa, 2011. 60 p.

ALTIERI, M. **Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável**. 4. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2004.

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Una base agroecológica para el diseño de sistemas diversificados de cultivo em el Trópico. **Manejo Integrado de Plagas e Agroecología**, Turrialba, n. 73, p. 8-20, 2004.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 658/2021**. Dispõe sobre a classificação, tratamento e produção de bioinsumos por meio do manejo biológico *on farm*; ratifica o Programa Nacional de Bioinsumos e dá outras providências. 2021.

BRASIL. Decreto nº 10.375, de 26 de maio de 2020. Institui o Programa Nacional de Bioinsumos e o Conselho Estratégico do Programa Nacional de Bioinsumos. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, p.105, maio de 2020.

BRASIL. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia. **“Microrganismos promotores do crescimento de plantas visando à sustentabilidade agrícola e à responsabilidade ambiental”**. Nota Técnica sobre legislação de bioinsumos. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **A Convenção sobre Diversidade Biológica** (Cópia do Decreto Legislativo n. 2, de 5 de junho de 1992). Série Biodiversidade n. 1. Brasília: MMA. 2000.

BRITO, A. C. L.; POZZETTI, V. C. Biodiversidade, conhecimentos tradicionais associados e repartição de benefícios. **Revista de Direitos Difusos**, v. 69, jan.-jun., 2018.

CAPALBO, D. M. F.; NARDO, E. A. B. Análise de risco e impacto ambiental do uso de agentes de controle biológico. *In*: MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. **Controle Biológico**. Jaguariúna: Embrapa. 1998.

CAPORAL, F. R. Agroecologia: uma nova ciência para apoiar a transição a agriculturas mais sustentáveis. *In*: CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A.; PAULUS, G. (Org.). **Agroecologia: uma ciência do campo da complexidade**. Brasília: Emater. 2009. 111p.

CAVALCANTI, C. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 1, jan./jun. 2004.

CECHIN, A. **A natureza como limite da economia: a contribuição de Nicholas Georgescu-Roegen**. São Paulo: Edusp e Editora do Senac, 2010.

CUNHA, A. H. S. A biopirataria no Brasil: aspectos relevantes da Lei n. 13.123/2015 e o dever de proteção do Estado à biodiversidade. *In*: SCUR, L.; GIMENEZ, J. R.; BURGEL, C. F. **Biodiversidade, Recursos Hídricos e Direito Ambiental**. Caxias do Sul, RS: EducS, 2020.

DALY, H. The Economics of the Steady State. **The American Economic Review**, v. 64, n. 2, p. 15-21, 1974.

DIEGUES, A. C. **Sociedades e comunidades sustentáveis**. São Paulo: USP/NUPAUB, 2003.

EVANS, P. **Embedded autonomy and industrial transformation: political power and social theory**. Princeton: Princeton University, 1996.

FEIDEN, A. Agroecologia: introdução e conceitos. *In*: AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de. (Ed.). **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005.

FERNANDES, F. **Sociedade de classes e subdesenvolvimento**. Global Editora e Distribuidora Ltda., 2015.

FERNANDES, G. B. Sementes crioulas, variedades e orgânicas para a agricultura familiar: da exceção legal à política pública. *In*: SAMBUICHI, R. H. R. *et al.* (Org.). **A política nacional de agroecologia e produção orgânica no Brasil: uma trajetória de luta pelo desenvolvimento rural sustentável**. Brasília: Ipea. 2017. 463p.

FINKLER, C. L. L. Controle de insetos: uma breve revisão. Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica. **Anais [...]**. Recife, v. 8 - 9, p.169-189, 2012.

FURTADO, C. **Formação econômica do Brasil**. Companhia das Letras, 2020.

GALA, P. A teoria institucional de Douglass North. **Revista de Economia Política**, v. 23, nº 2, p. 276-292, abril-junho, 2003.

GALLO, D. *et al.* **Entomologia Agrícola**. Piracicaba: Fealq, 2002. 920 p.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002. 176p.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

- GOMES, R. C. **O controle e a repressão da biopirataria no Brasil**. Jurisp. Mineira, Belo Horizonte, v. 58, n° 183, p. 19-38, out./dez. 2007.
- GOTTEMS, L. Gigante brasileira adota “agricultura regenerativa” e constrói fábrica de bioinsumos. Revista Agrolink. 2021.
- KITAMURA, P. C. Agricultura sustentável no Brasil: avanços e perspectivas. **Ciência e Ambiente**, n. 27, jul-dez, 2003.
- LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, v. 519, p. 171–180, 2015.
- LOPES, P. R.; LOPES, K. C. S. A. **Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, Araraquara, v. 4, n. 1, jul/dez. 2011.
- MARCHESE, A. M.; FILIPPONE, M. P. Bioinsumos: componentes claves de una agricultura sostenible. **Rev. Agron. Noroeste Argent.** v. 38, n. 1, p. 9-21, 2018.
- MORANDI, M. A. B.; BETTIOL, W. Controle Biológico de Doenças de Plantas no Brasil. In: BETTIOL, W.; MORANDI, M. A. B. (Org.). **Biocontrole de doenças em plantas: uso e perspectivas**. Jaguariúna: Embrapa. 2009. 341p.
- MORIN, E. La epistemología de la complejidad. **Gazeta de Antropología**, n. 20, 2004.
- NORTH, D. C. Institutions. **The Journal of Economic Perspectives**, v. 5, n. 1, p. 97-112, 1991.
- NORTH, D. C. **Structure and change in economic history**. New York: Norton. 1981.
- NORTH, D. C. **Institutions, institutional change, and economic performance**. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1990.
- NORTH, D. C. **Understanding the Process of Economic Change**. New Jersey: Princeton University Press, 2005.
- ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.
- OSTROM, E. **Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action**. Cambridge: Cambridge University Press. 1990.
- PARRA, J. R. *et al.* Controle biológico: terminologia. In: PARRA, J. R. *et al.* (Org.) **Controle biológico no Brasil: parasitoides e predadores**. São Paulo: Manole. 2002.
- PIGNATI, W. A. **Os riscos, agravos e vigilância em saúde no espaço de desenvolvimento do agronegócio no Mato Grosso**. 2007. 114p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. 2007.
- PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 2002.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 3. ed. Barueri, SP: Manole, 2016.
- SAWYER, D. Economia verde e/ou desenvolvimento sustentável? In: **Economia verde: desafios e oportunidades**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, n. 8, p. 36-42, jun. 2011.
- SCHARPF, F. W. **Games Real Actors Play: actor-centered institutionalism in policy research**. Boulder, CO: Westview Press, 1997.

SCOPEL, W.; ROZA-GOMES, M. F. Programas de controle biológico no Brasil. **Unoesc & Ciência**, v. 2, n. 2, p. 2015-223, jul./dez. 2011.

TOYOSHIMA, S. H. Instituições e desenvolvimento econômico: uma análise crítica das ideias de Douglass North. **Revistas da USP**. v. 29, n. 1, 1999.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. Tradução: Daniel Grassi. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.

Agroforestry systems associated with natural regeneration: alternatives practiced by family-farmers of Tomé-Açu, Pará

Sistemas agroflorestais associados à regeneração natural: alternativas praticadas por agricultores familiares de Tomé-Açu, Pará

Mário M. Oliveira Neto ¹

Livia de F. Navegantes Alves ²

Gustavo Schwartz ³

¹ Master's Degree in Family Farming and Sustainable Development, Federal University of Pará, Belém, PA, Brazil
E-mail: marioneto.eng@hotmail.com

² PhD in Agroecosystems, Full Professor, Amazon Institute of Family Agriculture Federal University of Pará, Belém, PA, Brazil
E-mail: lnavegantes@ufpa.br

³ PhD in Ecology and Forest Management, Researcher, Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa), Belém, PA, Brazil
E-mail: gustavo.schwartz@embrapa.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40855

Received: 22/11/2021
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – VARIA

ABSTRACT

The objective of this article was to analyze the benefits of Agroforestry Systems (AFSs) association with natural regeneration promoted by family farmers of Tomé-Açu, Pará, Brazil. Based on 46 previous interviews with family farmers, 12 of them were selected due to the presence of AFSs with different levels of tree species diversity, in which richness and diversity of tree species were taken into account. In addition, the measurement of the floristic variables was carried out. Results showed that 17% of the AFSs have natural regeneration corridors. This type of AFS has high species richness and diversity (Shannon-Weaner = 2.5), and its main characteristic is the presence of regeneration corridors of secondary forests. Therefore, farmers make production and forest regeneration compatible, and: a) maintain in their AFSs environmental services provided by regenerated secondary forests, b) ensure food security for their families, and c) they may have financial incomes from selling AFS products.

Keywords: Species richness. Species diversity. Floristics. Amazon.

RESUMO

O objetivo deste artigo foi analisar os benefícios da associação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) com a regeneração natural promovida por agricultores familiares em Tomé-Açu, Pará. Com base em 46 questionários com agricultores familiares, 12 deles foram selecionados por apresentarem SAFs com diferentes níveis de diversidade de espécies arbóreas, nos quais foram consideradas a riqueza e a diversidade dessas espécies. Foi realizada a mensuração dessas variáveis florísticas, os resultados mostraram que 17% dos SAFs possuem corredores de regeneração natural. Esse tipo de SAF possui alta riqueza e diversidade de espécies (Shannon-Weaner: 2,5) e sua principal característica é a presença de corredores de regeneração de floresta secundária. Dessa forma, os agricultores compatibilizam produção e regeneração florestal, e assim: a) mantêm em seus SAFs os serviços ambientais prestados por florestas secundárias, b) garantem segurança alimentar para suas famílias, e c) podem obter renda com a venda de produtos do SAF.

Palavras-chave: Riqueza de espécies. Diversidade de espécies. Florística. Amazônia.

1 INTRODUCTION

The increasing demand for sustainable production systems has highlighted Agroforestry Systems (AFSs), reinforcing the conservationist capacity of this kind of system. Currently, the environmentalist scientific community assumes the paradigm that the integration of crop and tree species in the same area can increase economic profitability. In opposition to monoculture, it can bring environmental advantages to rural properties. However, there is an intrinsic diversity of AFSs, whose characteristics vary according to the type of its establishment. Nair (1993) classifies AFSs in terms of environmental and socioeconomic aspects, dividing them into four categories: a) Commercial business AFS, b) Commercial AFS by small farmers, c) Subsistence AFS (small and medium agroforestry backyards), and d) Enriched fallow. Carneiro and Navegantes-Alves (2019) also describe four types of AFS, based on the context of family-farming in Northeastern Pará state, Brazil. Nonetheless, the authors consider the number of species used in the system.

Regarding the variability of AFS types, both to local specificities and indicators considered, it is essential to have classifications as precise and objective as possible. Thus, when studying systems adopted by family farmers, such classifications are essential, employing an approach that includes variables related to economic returns, promotion of social well-being and environmental protection (SILVA, 2013).

In this perspective, with the objective of “looking over the shoulders” (GEERTZ, 1989) of family farmers in Tomé-Açu, Pará state, Brazil, in this work, agroforestry practices from the family farmers perspective are analyzed, as well as perceptions and empirical understanding. Thus, this work came across different types of AFSs, which one called attention: the AFS with natural regeneration corridors, which is highly diversified in terms of floristics and farmers’ economic satisfaction.

From these perceptions, synergy is possible in an AFS that, besides providing economic resilience for family farmers, can bypass the use of a few species as in a monoculture, being an alternative system with sustainable production practices. Therefore, the objective of this article was to analyze the benefits of the association of AFSs with natural regeneration promoted by family farmers of Tomé-Açu.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 STUDY SITE

The study was carried out in the municipality of Tomé-Açu, located in Northeastern Pará state, Brazil (Figure 1). This study site was selected for two reasons: 1) the existence of a long and well-known experience with agroforestry systems (AFSs), ensuring a historical perspective of knowledge and perceptions of farmers on the integration of trees in productive activities; 2) the AFSs presence in Tomé-Açu and surrounding municipalities, enabling a diversity of perceptions regarding the uses and functions of the species in the systems.

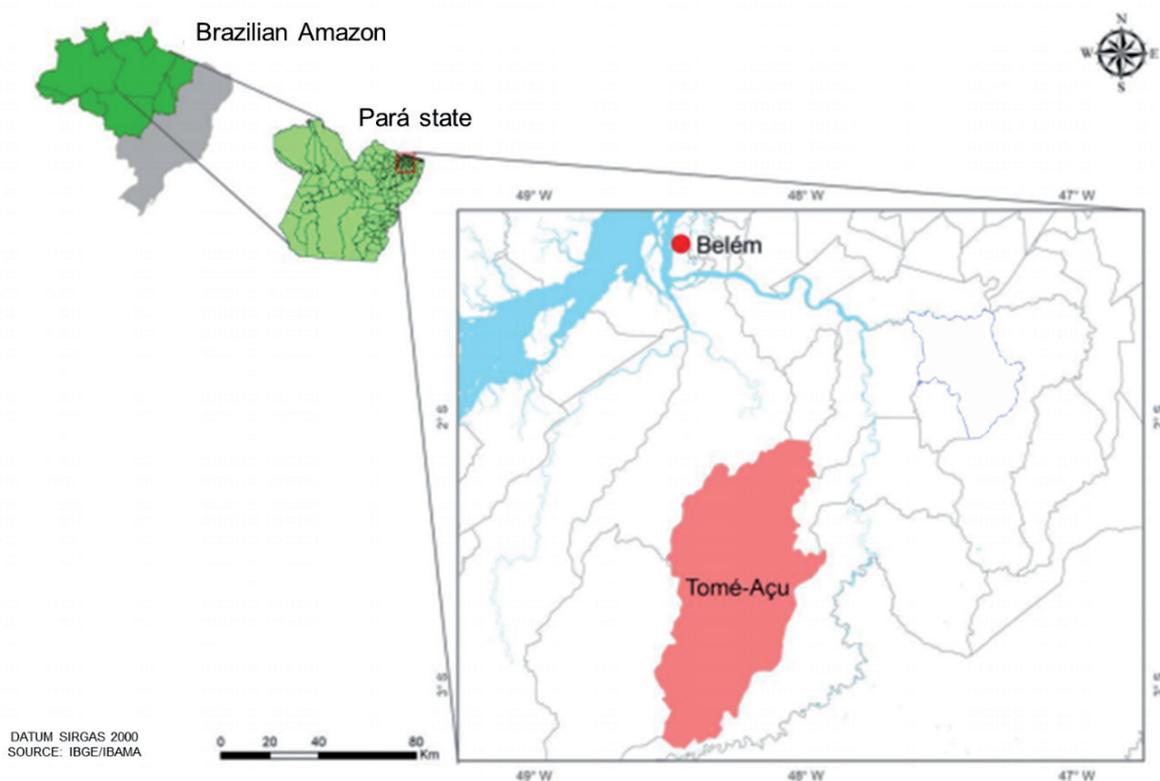


Figure 1 | Location of the municipality of Tomé-Açu, Northeastern of Pará state, Brazilian Amazon.

Source: Authors.

The municipality of Tomé-Açu is 200 km distant from Belém (Figure 1), the state capital, and has an area of 5,145.36 km² (IBGE, 2016). Its population is 62,854 (IBGE 2018), with 56% living in urban areas and 44% in rural areas (IBGE, 2016).

Tomé-Açu has a unique characteristic of colonization compared to other municipalities of Pará since it was composed of Japanese people. The first Japanese immigrants arrived in the 1920s, being the pioneer in settlements of Japanese families in the Amazon. The arrival of these immigrants resulted from an agreement between Brazil and Japan regarding the immigration policy (TAFNER JR; SILVA, 2011). Motivated by precarious conditions in Japan after the First World War, Japanese peasants sought land to develop their agricultural production (YAMADA; GHOLZ, 2002). Moreover, when Japanese immigration began in the Amazon, preconceived ideas prevailed, such as paradise, the green territory with indigenous populations, the world's lung, among many other representations (PIZARRO, 2012).

In the first years of colonization, the immigrants implemented horticulture, mainly of black pepper (*Piper nigrum* L.), supported by the Brazilian government, making possible technological advances

and launching Pará as the largest black pepper producer in the country. However, with the decline of the black pepper cycle due to the fusariosis disease from the 1970s onwards, farmers sought new production alternatives (BOLFE; BATISTELLA, 2012).

From this event, Japanese farmers realized that dependence on a single species in agriculture involved significant financial risks because of crop losses to diseases and market variations. Thus, they started to include tree species in the degraded plantings of black pepper to shade cocoa (*Theobroma cacao* L.) plantings. This originated a new production system that combined annual and perennial agricultural species with tree species, characterizing an AFS (YAMADA; GHOLZ, 2002).

2.2 SAMPLING

In Tomé-Açu, AFSs are widely cultivated by business farmers (usually associated with the Japanese) and family members. Given the complexity of studying all types of AFS, the present research focused on a commercial AFS cultivated by family farmers.

Article 3 from Law No. 11,326, of July 24, 2006, defines a family farmer as "the owner of an area up to four fiscal modules, using only family labour, with a minimum percentage of family income from economic activities from his rural property and with family members managing it" (BRASIL, 2006).

Even though this concept defines a family farmer, it does not represent the different expressions and peculiarities that family farmers present. Hence, the term family-farming is assumed parallel to that of the peasantry. For Chayanov (1974), it is a family-based economy represented by an economic system with logic, with different specificities and motivations from eminently capitalist-based agriculture.

Many reasons justify the choice of focus on this social category. First, it is an essential protagonist of local development, for being, at the same time, the landowner and responsible for the work, as well as the bearer of a cultural tradition, which in Amazonia usually corresponds to a particular and intrinsic relationship with nature (POMPEU; KATO; ALMEIDA, 2017; WANDERLEY, 1996).

Based on 46 previous interviews with family farmers, 12 rural family properties with AFS involving heterogeneity of farming practices were selected. Floristic surveys were carried out in these rural properties, including richness and diversity, as described below.

All 46 questionnaires proved to be sufficient to attain the saturation point when the information is repeated after a certain number of dialogues. The "snowball" tool was used to assist both in the selection criteria of the 46 interviewees and the 12 rural properties where floristic measurements were taken. For Vinuto (2014, p. 204), this sampling tool is "a process of permanent information collection, which seeks to take advantage of the social networks of the identified interviewees to provide the researcher an increasing set of potential contacts, where the process can be finished from the saturation point criterion".

Even belonging to the same AFS type (commercial and made by family farmers), after applying the questionnaire to family farmers and the floristic measurement, the 12 sampled AFSs presented differences in richness, floristic diversity, and spatial arrangement. So, for a better understanding of results, the AFSs sampled were divided into three groups: a) AFS with an arrangement including Amazonian species, b) AFS with natural regeneration corridors, and c) AFS with random natural regeneration. The first group corresponds to the broadest and most comprehensive AFS typology, conducted under the scope of the research project, of which this article is part of, entitled REFLORAMAZ (Forest recovery by family-farmers in the Eastern Amazon), aiming to improve the balance between environmental benefits and socioeconomic factors in forest recovery. This type corresponds to the most traditional arrangement of AFS in the Amazon, consisting mainly of commercial species native to the region, with rapid economic returns.

It is known that the 12 systems selected may not be a representative sample of the numerous AFS experiences undertaken in Tomé-Açu. Many farmers having AFS with natural regeneration corridors were not found, so sampling was reduced to the number of systems to be more equitable in their respective classes. Furthermore, this choice is also justified because researchers may have taken more time to observe and settle with farmers and their practices and not simply have collected the data and processed them in the office.

The central research point was decided to highlight the peculiarities and differences among AFSs with natural regeneration since they presented the most incredible richness and floristic diversity. Therefore, two schematic sketches were prepared to highlight the spatial differences between AFS arrangements, with and without natural regeneration corridors.

The minimum age to select a given AFSs to conduct the floristic survey was 12 years of establishment. All live planted, and spontaneous tree individuals in the system with a minimum diameter of 5 cm at breast height (1.30 m from the ground) were identified and quantified. When sampling perennial species, such as cocoa and cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum.), the number of individuals per sample plot was counted (VIANA; DUBOIS; ANDERSON, 1996).

The tree species inventory was based on adapting the methodology suggested by Vieira *et al.* (2018). Thus, five rectangular units of 625 m² (5 m x 25 m) per hectare were established, with the addition of one plot for each additional hectare in the AFS, always following the east-west direction. For example: 1 ha = 5 inventoried plots, 2 ha = 6 inventoried plots, 3 ha = 7 inventoried plots and further on. Large border zones with neighbouring vegetation were discarded.

Firstly, the identification of tree species present in AFSs had a parobotanist and farmers who indicated the cultivated plants and their associated local names. Then, with doubts in the field, samples were taken for later identification in the IAN herbarium of Embrapa Amazônia Oriental in Belém, following the APG IV system.

Calculations of species richness and species diversity were based on the abundance of individuals and frequency of species using Microsoft Excel software (MAGURRAN, 1988).

To characterize socioeconomic variables, questionnaires were applied to 12 family farmers, eight with Amazonian species arrangement, two with natural regeneration corridors, and two with random natural regeneration. Questionnaires were previously elaborated according to the criteria of Mann and Velho (1969), which reports basic steps to perform research and collect original data.

Data on the families and rural properties and their agricultural surroundings were collected from the questionnaires, with questions grouped into social, economic, technical, and ecological themes. Nevertheless, the focus was on the AFSs, collecting data on floristic diversity, management, establishment, technical assistance, motivations, and incentives.

Questionnaire questions were divided into direct and closed questions. In direct questions, farmers answered questions in their way. In closed questions, there were pre-established alternatives to be chosen.

The degree of satisfaction was estimated by assessing farmers' and spouses' income with their AFSs (VEENHOVEN, 1994, 2008). Farmers indicated their economic satisfaction using the following numerical scale: 3: High satisfaction; 2: Medium satisfaction; 1: Low satisfaction; and 0: Dissatisfied.

A "summary infographic" was prepared using Microsoft Excel and PowerPoint software, producing a broader view of the factors linked to the proposed AFS types. It put together the significant aspects from an ecological and socioeconomic point of view that influence the balance of AFSs.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Amongst the 12 AFSs where forest measurements were conducted, four had the highest levels of richness and Shannon-Weaner (H') diversity index (average $H'=2.4$), resulting from the integration of natural regeneration in the system. The other systems were composed of a few species (average $H'=1.5$), generally dominated by two or three commercial fruit trees. Besides having pre-defined planting spacing and dependence on external inputs, these agroforestry systems (AFSs) were also classified as "agronomic", due to their conventional line system, with little flexibility in spatial design and addressing their plantings to the market in a general perspective (MILLER, 2009). There is absolutely no intention to devalue the "agronomic" AFS, as it is understood that such crops should enable a process of increasing capitalization in favour of farmers, especially in Tomé-Açu, producing a favourable economy among them (DUBOIS, 2013; YAMADA; GHOLZ, 2002). However, this kind of system already has widespread techniques, and, in general, it does not bring novelties to the discussion of this article. Consequently, this analysis focused on discussing the AFSs that integrated natural regeneration.

Therefore, it is known that the natural regeneration present in the AFS increased values of species richness and diversity (Figure 2). Two patterns were found in these four AFSs with natural regeneration corridors and AFSs with random natural regeneration. The main difference between the two AFS models was the spatial arrangement of natural regeneration (Figures 2 and 3).

3.1 AGROFORESTRY SYSTEM WITH NATURAL REGENERATION CORRIDORS

The AFS model with natural regeneration corridors had exclusive lines for regeneration within the system. Two farmers presented this practice of intensifying natural regeneration in corridors. They maintained rectangular lines of 5 to 10 m in width that followed the whole length of the AFS, in which the farmer leaves the vegetation to regenerate naturally (Figure 2).

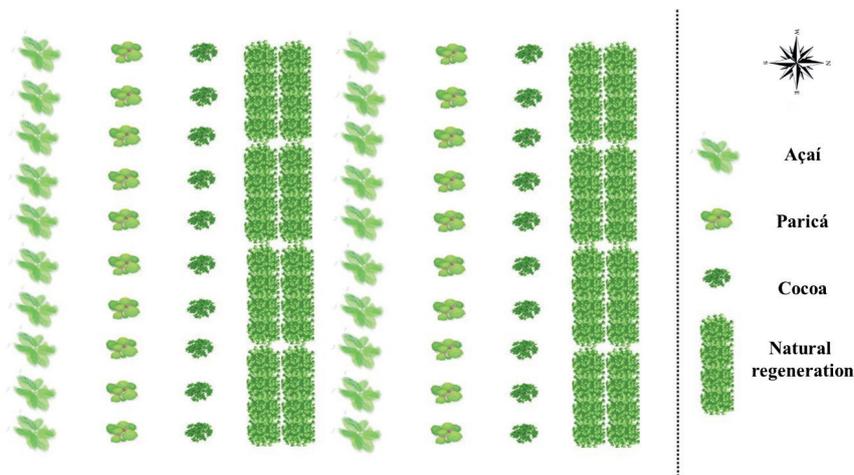


Figure 2 | Model of agroforestry systems with natural regeneration corridors, municipality of Tomé-Açu, Pará state, Brazil, 2019.

Source: Authors.

When questioned on the left corridors inside the AFS, one of the farmers commented: *"I have left some lines of "capoeira" (secondary forest) in the middle of the site because it was a very stony terrain and there was not much production"* (BJ, 73 years old, family-farmer in Tomé-Açu, who has been working with AFS for 50 years, originally from Mocajuba – PA). This means that these natural regeneration corridors came out in the farmer's perception as inappropriate areas for agricultural production or fragile areas within the AFSs, allowing natural regeneration inside intentionally.

Knowledge of the land to be cultivated is one of the specificities of family farmers. For Ploeg (2014), family-farming has control over the primary resources, which, besides land, include animals, crops, genetic material, the house, buildings, machinery and, in a systemic way, the knowledge that specifies how these resources can be used and combined.

It is a strategy different from the agribusiness, which homogenizes the area regardless of its productive incapacity and different from what the farmer said “*very stony terrain*”, with dependence on agrochemicals agricultural machinery, to the detriment of the conservation and optimization of the land's endogenous resources (ALTIERI; NICHOLLS, 2020).

3.2 AGROFORESTRY SYSTEM WITH RANDOM NATURAL REGENERATION

The disadvantage of the AFS with random natural regeneration, concerning the productive aspect, is the randomness of how spontaneous arboreal individuals may be arranged in the system. As the opposite of the AFS with natural regeneration corridors, this AFS does not have an isolated area to develop naturally occurring species (Figure 3). Farmers who have AFS with this feature reported not initially planning to let natural regeneration participate in the system. Before the AFS establishment, farmers carefully analyzed the arrangement and floristic composition, selecting the species according to the agroforestry practices of the neighbours and the market demands.

When questioned for the reason of such species, which were not planted by them and were part of their AFS, one of the farmers commented: “*I have left many weeds in the middle of the cocoa plantation, but I had not cut them, I have let them grow, while I had been planting and harvesting*” (BR, 74 years old, family-farmer in Tomé-Açu, who has been working with AFS for 53 years, originally from Baião – PA). Another farmer replied: “*the farmer suffers a lot, the goods are not worth the money, so I got demotivated and started leaving the field*” (JR, 32 years old, family-farmer in Tomé-Açu, who has worked with AFS for 15 years, originally from Tomé-Açu - PA).

These farmers have a source of income outside agriculture. They are civil servants of the Tomé-Açu city hall and, according to them, have good incomes. Therefore, they go to the field “once in a while,” and, logically, the two farmers dedicate little time to maintaining their systems. Thus, the yield tends to be low, and, thus, their economic satisfaction with the AFS is low.

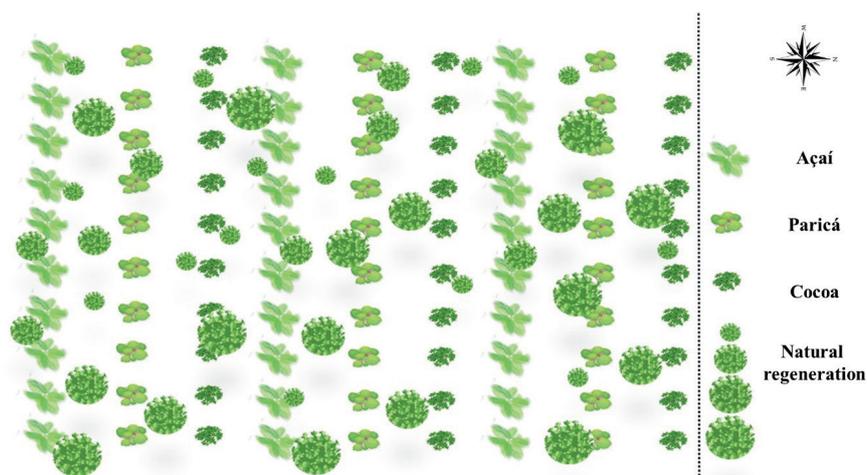


Figure 3 | Model of agroforestry systems with random natural regeneration, municipality of Tomé-Açu, Pará state, Brazil, 2019.

Source: Authors.

3.3 SOCIOECONOMIC QUESTIONS

The decision-making process of allowing or not the natural regeneration was an attribute of the farmer and his family, following what systemic theories applied to agricultural studies indicate, which identifies the man as a "pilot" of his practices (OSTY, 1978; SEBILLOTTE, 1974). These decisions were based on the combination of two aspects: the farmer's knowledge of the ecosystem of his rural property and his socioeconomic situation. Hence, the spatial organization of the natural regeneration corridors was based on knowledge of the biophysical environment and the requirements of the planted species. The other type of AFS, with natural regeneration dispersed in the system, occurred in the face of labour limitation combined with higher financial stability from outside the system.

The high richness and floristic diversity of the AFSs did not depend only on the farmer interventions, is also linked to the ecological succession of the environment where the AFS is placed. It is related to the species' structural changes and to the processes of the floristic community over time, which advances to a certain point defined as the climax (ODUM, 2004). At the end of a successional process, the composition and frequency of tree species, as well as the biomass of the secondary forest, will depend mainly on the availability of seed bank and seedlings in the soil, the proximity of forest fragments rich in propagules and the availability of fauna for seed dispersal (CHAZDON, 2012; POORTER, 2016).

The conservation of forest fragments within the rural property was essential for establishing AFSs with natural regeneration corridors. The two farmers with this kind of system also have primary forest fragments in their properties, helping maintain great species diversity inside their AFSs. When questioned about their reason for maintaining their "*pristine forest*" in their properties, since most of the farmers deforested their lands in the past, the response of one was: "*this is the only good that I can leave to my children and grandchildren: the forest*" (BJ, 73 years old, family-farmer in Tomé-Açu, who has been working with AFS for 50 years, originally from Mocajuba – PA; and GA, 70 years old, family-farmer in Tomé-Açu, who has been working with AFS for 45 years, originally from Cametá – PA). This statement can be analyzed from two perspectives, as suggested by Woortmann (2009). Firstly, from the economic point of view, these trees work as an "investment" for the family; in case of crisis, trees can be sold, and the money can be used for the home's needs. Secondly, from the memorial perspective, it is a way of a given ascendant to be remembered in the landscape, mainly when "he/she will no longer be there".

In other words, to allow the development of natural regeneration corridors in AFS is also a moral issue for these two farmers. The AFS with Amazonian species arrangement, commonly used in the region, does not resemble primary forest as much as the type of system they are applying. It is as if the AFS with natural regeneration corridors referred to the forest they aim to conserve, whether for economic or memorial reasons. Another vital factor in increasing the richness and floristic diversity of the AFS is the farmer's permission to let the secondary forest regenerate naturally. This can also be an individual issue, based on the historical labour relationship between the farmer and the secondary forest for food generation through the slash-and-burn system in fallow areas. Such a system is formed by agriculture units of traditional populations in the Brazilian tropics (MARTINS, 2005).

On the other hand, the other two farmers who have AFS with random natural regeneration have two characteristics in common: they do not have primary forest fragments within their land, and the Tomé-Açu city hall employs them. Both farmers were satisfied with their wages. Although they have AFSs with the highest floristic richness and diversity levels, they did not have this type of system on their original purpose. On the contrary, they reported that they wanted to work more in their AFS areas, but the extra-family workload and the AFSs maintenance that "the bush took over" make the work challenging and demotivate them with the activity.

3.4 FLORISTIC DIVERSITY OF AFSS

The following discussions were driven by how the farmers allocated natural regeneration in AFSs. Social and economic aspects and the richness and floristic diversity were the main variables influenced by this process.

The Shannon-Weaner (H') index was similar in both types of AFS. The AFS with random natural regeneration numbers 09 and 11 presented $H' = 2.4$ and 2.6 respectively, while the AFS with natural regeneration corridors 10 and 12 presented $H' = 2.4$ and 2.7 respectively (Figure 4). Although the diversity values were similar, the AFS with random natural regeneration was negatively impacted in fruit productivity due to the randomness of the regeneration growth in the middle of the system. On the other hand, AFS with corridors allocates natural regeneration in specific places to decrease competition between commercial and regeneration species. These values were much higher than the AFS with the arrangement of Amazonian species, which had an average of $H' = 1.5$. Such low diversity is explained by the predominance of commercial fruit species, such as cocoa, cupuaçu, and açai (*Euterpe oleracea* Mart.).

In ecological terms, the maintenance of pollination processes and the control of natural pests, which critically depend on native biodiversity, are present in the two AFSs types (Figure 4) focused on this study (VIEIRA; GARDNER, 2012). Furthermore, young natural regeneration, with less than 20 years old, has high rates of biomass accumulation and, consequently, provides an essential environmental service in capturing atmospheric carbon (ELIAS *et al.*, 2019).

When the regeneration is older than 20 years, it can also provide ecosystem products and services similar to those provided by primary forests (SCHWARTZ *et al.*, 2015). These services may include the conservation of water, soil, nutrients, biodiversity, and landscape (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2020). In addition, according to Altieri (1999), incorporating trees and shrubs in crop fields can increase the systems' structural heterogeneity and improve the soil processes responsible for accumulating organic matter and soil fertility.

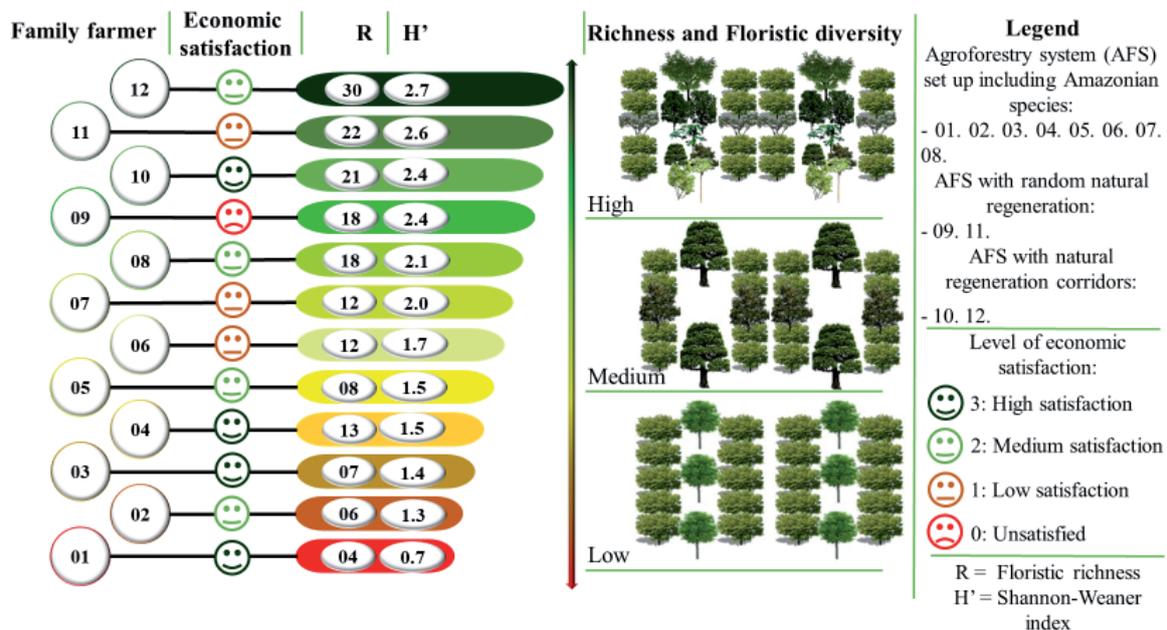


Figure 4 | Infographic with the relationship between the Shannon-Weaner index and the farmers' economic satisfaction according to different agroforestry systems in the municipality of Tomé-Açu, Pará, Brazil, 2019.

Source: Authors.

Due to that, the AFS with natural regeneration corridors favoured the farmers' economic satisfaction more than the other system types (Figure 4). Competition for light, water and nutrients between commercial and spontaneous species was lower in the AFS with natural regeneration corridors. Whether each plant is in its proper place, the demand for light, water, and nutrients is optimized, and it can significantly reduce competition (NAIR, 1993). For example, the AFS stratification, where each species occupies a floor in the system according to its needs, is a strategy to reduce competition for light among plants. The species that demand more light (pioneers) can occupy the canopy, and the others (non-pioneers), such as cocoa, which are not high demanding on light, occupy lower strata of the AFS.

The floristic composition of the initial natural regeneration is dominated mainly by pioneer species (CHAZDON, 2014; DOS SANTOS; FERREIRA, 2020; SCHWARTZ et al., 2013). This is the main problem of the AFS with random natural regeneration because the pioneer species require more light and grow faster, making the AFS canopy dominated by these species, reducing growth chances for individuals of commercial purposes. On the other hand, the AFS with natural regeneration corridors has specific bands for pioneer species, reducing and even nullifying the competition between these species and the commercial ones.

3.5 BALANCE POSSIBILITIES OF AFS WITH NATURAL REGENERATION CORRIDORS

Besides presenting the lowest floristic richness and diversity values, farmers who work with AFS set up with Amazonian species were also the most economically satisfied. Only 25% had low satisfaction, while the others had medium or high satisfaction with their AFSs.

The most economically dissatisfied farmers were those who have AFS with random natural regeneration, which only favoured the systems richness and floristic diversity. On the contrary, the organization of natural regeneration in corridors increased the economic satisfaction (medium and high) and the highest levels of biodiversity (Figure 4).

The AFSs with natural regeneration corridors were more satisfactory for farmers, in ecological and economic terms, and were able to increase their incomes by selling wood species of the secondary forest corridors. For Schwartz *et al.* (2015), commercial softwood species, commonly found in tropical secondary forests, may assume a more relevant role in the timber market due to the decline of high-density tropical primary forest species. Studying the timber potential of a secondary forest, Piazza *et al.* (2017) concluded that a sufficiently large number of regenerating individuals of species with potential for timber production. However, they recommend silvicultural treatments in these ecosystems, especially enrichment planting, as species with no timber potential dominance is high.

The need for silvicultural treatments to increase the productivity of commercial species in secondary forests is commonly found in scientific works (ATONDO-BUENO *et al.*, 2018; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2002). Schwartz *et al.* (2015) recommended an innovative silvicultural treatment for secondary forests. The authors suggested opening canopy gaps in the natural regeneration to establish AFSs. According to them, the AFS establishment within the secondary forests is favourable due to these ecosystems' good ecological conditions. These artificially opened canopy gaps provide the necessary light conditions for establishing a specific AFS without harmful interference in the diversity of trees in the secondary forest (SCHWARTZ *et al.*, 2015). The perspective of this silvicultural treatment follows the same logic of the AFS with natural regeneration corridors, but with the process performed in a reverse way. In the AFSs studied here, the secondary forest appears naturally in the middle of the system, with low use of labour. This is different from the AFS proposed in the literature mentioned above, where the canopy's opening is necessary for its establishment.

AFS with natural regeneration corridors is low disseminated among farmers. The specific area distinguishes it for the development of spontaneous species without affecting the ones with commercial interest. The farmer elaborates zoning in part of the system, taking into account less favourable places for agriculture and leaving them for natural regeneration. Next to the regeneration lines, the farmer

produces an intensive AFS. Thus, the farmer: a) Maintains the environmental services of the regenerated secondary forest; b) Contributes to the family's food security (STRATE, 2020); and c) Provides financial income from the sale of products generated by the AFS.

In one way or another, it is clear that the conciliation of these two ecosystems, AFS and secondary forest, made in an adjusted way and their proper place, is beneficial for the AFS ecology (floristic richness and diversity), the social environment, and the economic returns to farmers.

A noteworthy fact is that one AFS model does not compete with the other; however, the farmers' conditions determine the AFS to be established. The non-dependence from incomes exclusively from the AFS with random natural regeneration resulted in better socioeconomic factors for the AFS with natural regeneration corridors. Perhaps, if the farmers who have AFS with random natural regeneration depended on incomes exclusively from AFS, i.e., did not have other income sources, they could have more time to work in their rural properties and possibly better manage the system.

The insertion of the family farmers' point of view in this research was essential because several scientific contributions about more sustainable production systems are given. However, they may not be applied to the reality of the farmer. To learn from them, therefore, as stated by Geertz (1989), it is necessary to "look over the shoulders" and value, analyze, and pass on the knowledge acquired through their practice and experience. Hence, AFSs with natural regeneration corridors are strongly recommended for other family farmers who live in situations similar to those presented here.

4 CONCLUSION

Agroforestry systems (AFSs) associated with natural regeneration identified in this research enabled the compatibility between agricultural production with high species richness and diversity. Such association between two ways of environmental recovery, generally adopted in different areas, was made possible by maintaining secondary forest regeneration inside the AFS areas. For this, family farmers' unique and exclusive strategies were based on specific spatial distribution, through the allocation of natural regeneration corridors, or on a random distribution, through the maintenance of spontaneous regeneration, dispersed throughout the AFS area.

Thus, the studied AFSs bring the following benefits for agricultural families and society: a) Maintenance of environmental services provided by secondary forests; b) Assurance of food and nutrition security. And c) Incomes from the sale of AFS products. In addition, from the farmers' point of view, these systems enabled their economic satisfaction, which, associated with ecosystem services, enables a conclusion of higher well-being of the involved families.

Therefore, it is demonstrated through the study of concrete and endogenous experiences practised by Amazonian family farmers that there are alternatives to produce and conserve the environment. For that reason, the results of this research are in line with the ideas still questioned, that the incompatibility between agricultural activity and environmental conservation is a false dilemma.

REFERENCES

- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *In: Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*. Elsevier, 1999. p. 19-31.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Agroecology: Challenges and opportunities for farming in the Anthropocene. *Ciencia e Investigación Agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, v. 47, n. 3, p. 204-215, 2020.

BOLFE, É. L.; BATISTELLA, M. Análise florística e estrutural de sistemas silviagrícolas em Tomé-Açu, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1139-1147, 2011.

BRASIL. **Lei Nº 11.326, de 24 de julho de 2006**. Art. 3º. Available in: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11326.htm. Access on: 31 jan. 2022.

CARNEIRO, R. DO V.; NAVEGANTES-ALVES, L. DE F. A diversidade de experiências de recuperação florestal praticada por agricultores familiares do Nordeste do Pará. **Geoambiente On-line**, n. 35, p. 293-314, 2019.

CHAYANOV, A. V. **La organización de la unidad económica campesina**. Buenos Aires: Nueva Visión, v. 2, 1974.

CHAZDON, R. L. Second Growth: the promise of tropical forest regeneration 485. **An Age of Deforestation**, 2014.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

DOS SANTOS, V. A. H. F.; FERREIRA, M. J. Initial establishment of commercial tree species under enrichment planting in a Central Amazon secondary forest: effects of silvicultural treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 460, p. 117822, 2020.

DUBOIS, J. C. L. A importância de espécies perenes de maior valor econômico em sistemas agroflorestais. *In*: SILVA, I. C. **Sistemas Agroflorestais: conceitos e métodos**. Itabuna: SBSAF, 2013.

ELIAS, F. *et al.* Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. **Ecology**, v. 101, n. 3, p. e02954, 2020.

GEERTZ, C. A religião como sistema cultural. **A interpretação das culturas**, v. 2, 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010, 2015, 2018. Available in: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa>. Access on: 23 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção de extração vegetal e da silvicultura. Rio de Janeiro, RJ: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Brasil, 2016. Available in: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=series-historicas>. Access on: 23 nov. 2018.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, 1988.

MANN, P. H.; VELHO, O. A. **Métodos de investigação sociológica**. 1969.

MARTINS, P. S. Dinâmica evolutiva em roças de caboclos amazônicos. **Estudos Avançados**, v. 19, p. 209-220, 2005.

MILLER, R. P. Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas. *In*: PORRO, A. **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Springer Science & Business Media, 1993.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 7. ed. 2004.

OSTY, P. L. **L'entreprise agricole dans son environnement: propositions pour structurer une evaluation de la strategie**. 1978.

PIAZZA, G. E. *et al.* Regeneração natural de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica. **Advances in Forestry Science**, v. 4, n. 2, p. 99-105, 2017.

- PIZARRO, A. **Amazônia: as vozes do rio. Imaginário e modernização.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.
- PLOEG, JAN D. VAN DER *et al.* **Dez qualidades da agricultura familiar.** 2014.
- POMPEU, G. DO S. DOS S.; KATO, O. R.; ALMEIDA, R. H. C. Percepção de agricultores familiares e empresariais de Tomé-Açu, Pará, Brasil sobre os Sistemas de Agrofloresta. **Sustainability in Debate**, v. 8, n. 3, 2017.
- POORTER, L. *et al.* Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.
- SCHWARTZ, G. *et al.* Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: a comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 57-64, 2013.
- SEBILLOTTE, M. Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. **Cahiers de L'Orstom**, v. 24, p. 3-25, 1974.
- SILVA, I. C. **Sistemas Agroflorestais: conceitos e métodos.** Itabuna: SBSAF, 2013.
- STRATE, M. F. *et al.* Sistemas agroflorestais: agrobiodiversidade, soberania, segurança alimentar e nutricional na promoção de saúde frente a pandemia da Covid-19. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 4, 2020.
- TAFNER JR, A. W.; SILVA, F. C. Colonização japonesa, história econômica e desenvolvimento regional do Estado do Pará. **Novos cadernos Naea**, v. 13, n. 2, 2011.
- TEIXEIRA, H. M. *et al.* Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, 2020.
- VEENHOVEN, R. **El estudio de la satisfacción con la vida.** Intervención Psicosocial. Erasmo Universidad Rotterdam, v. 3, 1994.
- VEENHOVEN, R. Healthy happiness: effects of happiness on physical health and the consequences for preventive health care. **Journal of happiness studies**, v. 9, n. 3, p. 449-469, 2008.
- VIANA, V. M.; DUBOIS, J. C. L.; ANDERSON, A. B. **Manual agroflorestal para a Amazônia.** Rio de Janeiro: Rebraf, 1996.
- VIEIRA, D. L. M. *et al.* **Avaliação de indicadores da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal e em Mato Grosso.** Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Nota Técnica/Nota Científica (ALICE), 2018.
- VIEIRA, I. C. G.; GARDNER, T. A. Florestas secundárias tropicais: ecologia e importância em paisagens antrópicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 191-194, 2012.
- VINUTO, J. A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. **Temáticas**, v. 22, n. 44, p. 203-220, 2014.
- WANDERLEY, M. DE N. B. Raízes históricas do campesinato brasileiro. **Agricultura familiar: realidades e perspectivas**, v. 3, p. 21-55, 1996.
- WOORTMANN, E. F. O saber camponês: práticas ecológicas tradicionais e inovações. **Diversidade do campesinato: expressões e categorias**, v. 2, p. 119-129, 2009.
- YAMADA, M.; GHOLZ, H. L. An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 55, n. 2, p. 81-87, 2002.

Sistemas agroflorestais associados à regeneração natural: alternativas praticadas por agricultores familiares de Tomé-Açu, Pará

Agroforestry systems associated with natural regeneration: alternatives practiced by family-farmers Tomé-Açu, Pará

Mário M. Oliveira Neto ¹

Livia de F. Navegantes Alves ²

Gustavo Schwartz ³

¹ Mestrado em Agricultura Familiar e Desenvolvimento Sustentável
Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil
E-mail: marioneto.eng@hotmail.com

² Doutorado em Agroecossistemas, Professora permanente, Instituto Amazônico de Agriculturas Familiares, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil
E-mail: lnavegantes@ufpa.br

³ Doutorado em Ecologia e Manejo Florestal, Pesquisador,
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Belém, PA, Brasil
E-mail: gustavo.schwartz@embrapa.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.40855

Received: 22/11/2021
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – VARIA

RESUMO

O objetivo deste artigo foi analisar os benefícios da associação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) com a regeneração natural promovida por agricultores familiares em Tomé-Açu, Pará. Com base em 46 questionários com agricultores familiares, 12 deles foram selecionados por apresentarem SAFs com diferentes níveis de diversidade de espécies arbóreas, nos quais foram consideradas a riqueza e a diversidade dessas espécies. Foi realizada a mensuração dessas variáveis florísticas, os resultados mostraram que 17% dos SAFs possuem corredores de regeneração natural. Esse tipo de SAF possui alta riqueza e diversidade de espécies (Shannon-Weaner: 2,5) e sua principal característica é a presença de corredores de regeneração de floresta secundária. Dessa forma, os agricultores compatibilizam produção e regeneração florestal, e assim: a) mantêm em seus SAFs os serviços ambientais prestados por florestas secundárias, b) garantem segurança alimentar para suas famílias, e c) podem obter renda com a venda de produtos do SAF.

Palavras-chave: Riqueza de espécies. Diversidade de espécies. Florística. Amazônia.

ABSTRACT

The objective of this article was to analyze the benefits of Agroforestry Systems (AFSs) association with natural regeneration promoted by family farmers of Tomé-Açu, Pará, Brazil. Based on 46 previous interviews with family farmers, 12 of them were selected due to the presence of AFSs with different levels of tree species diversity, in which richness and diversity of tree species were taken into account. In addition, the measurement of the floristic variables was carried out. Results showed that 17% of the AFSs have natural regeneration corridors. This type of AFS has high species richness and diversity (Shannon-Weaner = 2.5), and its main characteristic is the presence of regeneration corridors of secondary forests. Therefore, farmers make production and forest regeneration compatible, and: a) maintain in their AFSs environmental services provided by regenerated secondary forests, b) ensure food security for their families, and c) they may have financial incomes from selling AFS products.

Keywords: Species richness. Species diversity. Floristics. Amazon.

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por sistemas produtivos sustentáveis tem destacado os Sistemas Agroflorestais (SAFs), sobrepunhando a capacidade conservacionista desse tipo de sistema. Há um paradigma assumido pela comunidade científica ambientalista, atualmente, que a integração de espécies agrícolas e florestais, em uma mesma área, seria capaz de potencializar a rentabilidade econômica, em contraposição ao monocultivo, além da evidente vantagem ambiental. Contudo, existe uma diversidade intrínseca aos SAFs, cujas características variam de acordo com o tipo aludido. Nair (1993) classifica os SAFs quanto aos aspectos ambientais e socioeconômicos e, dessa forma, distingue quatro categorias: a) SAF comercial empresarial; b) SAF comercial por pequenos agricultores; c) SAF de subsistência (pequenos e médios quintais agroflorestais); e d) pousio enriquecido. Carneiro e Navegantes-Alves (2019) também descrevem quatro tipos de SAF no contexto da agricultura familiar do nordeste do Pará, porém, consideram, principalmente, o número de espécies utilizadas.

Diante dessa variabilidade de tipos de SAFs, relativa tanto às especificidades locais quanto ao indicador empregado, torna-se eminente que as classificações sejam as mais precisas e objetivas possíveis. Dessa forma, ao estudar os sistemas praticados por agricultores familiares, é interessante que essas classificações empreguem uma abordagem que inclua variáveis relativas ao retorno econômico, à promoção do bem-estar social e à proteção do ambiente (SILVA, 2013).

Nessa perspectiva, com o objetivo de “olhar sobre os ombros” (GEERTZ, 1989) dos agricultores familiares de Tomé-Açu (PA), isto é, analisar as práticas agroflorestais a partir da ótica deles, das suas percepções e compreensões empíricas, foi que este trabalho se deparou com diversos tipos de SAFs, dos quais, chama-se atenção para um: o SAF com corredores de regeneração natural, que além de ser altamente diversificado, em termos florísticos, também tem gerado satisfação econômica aos agricultores.

A partir dessas percepções, apontou-se para a possibilidade de sinergia em um SAF que, além de proporcionar aporte econômico, que apoia a resiliência dos agricultores familiares, também pudesse desvincular-se do SAF com poucas espécies, que mais assemelha-se a um monocultivo do que a um sistema alternativo com práticas sustentáveis de produção. Assim, o objetivo deste artigo foi analisar os benefícios da associação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) com a regeneração natural promovida por agricultores familiares em Tomé-Açu, Pará.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido no município de Tomé-Açu, localizado no estado do Pará (Figura 1), que foi selecionado por duas razões: 1) a existência de uma longa e conhecida experiência com SAFs, garantindo assim que se tenha uma perspectiva histórica de conhecimentos e de percepções dos agricultores sobre a integração de árvores nas atividades produtivas; 2) os SAFs serem amplamente difundidos em Tomé-Açu, possibilitando uma diversidade de percepções quanto aos usos e funções das espécies nos sistemas.

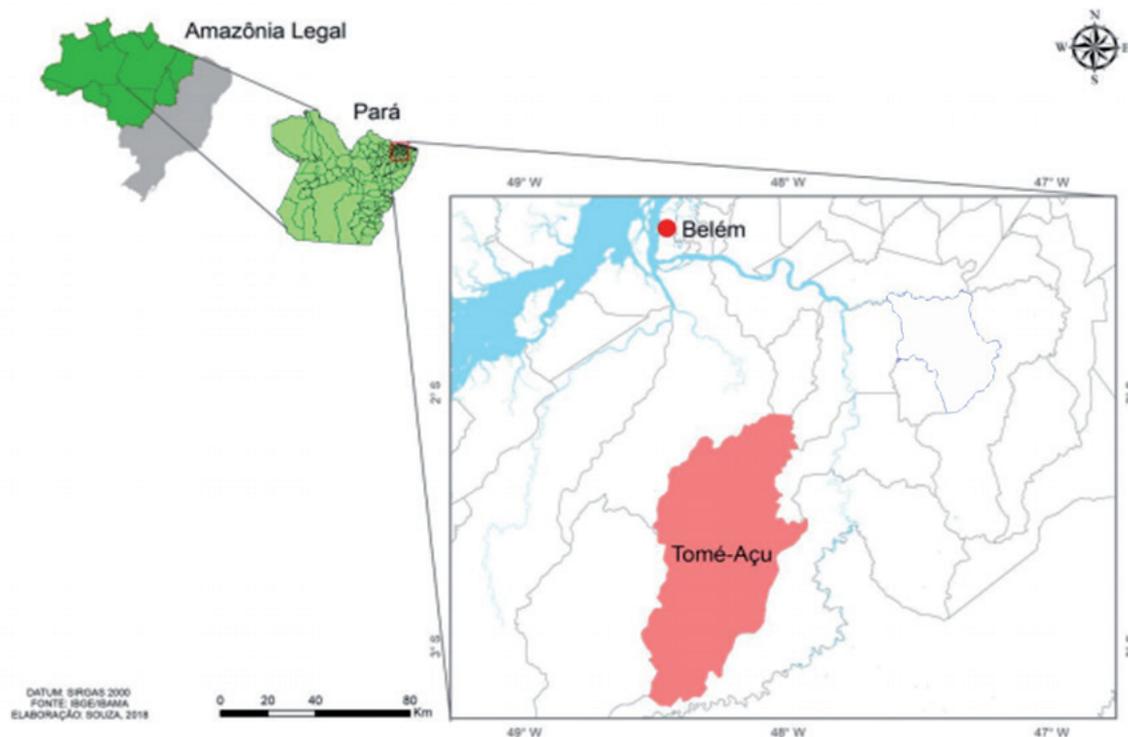


Figura 1 | Localização do município de Tomé-Açu, nordeste paraense.

Fonte: Autores.

O município de Tomé-Açu, localizado na mesorregião nordeste paraense, se distancia de 200 km de Belém (Figura 1), capital do estado, e dispõe de uma área de 5.145,361 km² (IBGE, 2016), possui uma população de 62.854 habitantes (IBGE, 2018), sendo 56% residentes de áreas urbanas e 44% em zona rural (IBGE, 2016).

Tomé-Açu tem uma característica peculiar de colonização diante de outros municípios do estado do Pará, pois, a partir da década de 1920, iniciou a imigração japonesa no município, sendo o pioneiro no assentamento de famílias japonesas na Amazônia. A vinda desses imigrantes foi resultado de um acordo entre Brasil e Japão quanto à política de imigração (TAFNER JR; SILVA, 2011). Motivados pelas condições precárias do período após a Primeira Guerra Mundial, os camponeses do Japão buscavam terras para desenvolverem sua produção agrícola (YAMADA; GHOLZ, 2002). Além disso, quando a imigração japonesa foi iniciada na Amazônia, prevalecia o imaginário preconcebido como ali sendo o paraíso, o território verde com populações indígenas, o pulmão do mundo, entre tantas outras representações (PIZARRO, 2012).

No início, os imigrantes implantaram a horticultura e depois a cultura da pimenta-do-reino (*Piper nigrum* L.) com apoio do governo brasileiro, o que possibilitou o avanço tecnológico e tornou o Pará

o maior produtor de pimenta-do-reino do país. Com o declínio do ciclo da pimenta-do-reino em função da doença fusariose a partir da década de 1970, os agricultores buscaram novas alternativas de produção (BOLFE; BATISTELLA, 2012).

A partir desse evento, os agricultores japoneses perceberam que a dependência de uma única espécie na agricultura envolvia um grande risco financeiro, em função de perdas de safra e valor de mercado. Foi então que passaram a inserir árvores em meio aos pimentais degradados para o sombreamento do cacau (*Theobroma cacao* L.). Isso deu origem a um sistema produtivo que envolvia a combinação de espécies agrícolas anuais e perenes com espécies florestais, caracterizando um sistema agroflorestal (YAMADA; GHOLZ, 2002).

2.2 AMOSTRAGEM

No município de Tomé-Açu, os sistemas agroflorestais (SAFs) são bastante praticados por agricultores empresariais (associados, normalmente, aos japoneses) e familiares. Diante da complexidade em estudar todos os tipos de SAF, a presente pesquisa enfocou SAF comerciais praticados por agricultores familiares.

O Art. 3º da Lei Nº 11.326, de 24 de julho de 2006, define agricultor familiar como “o possuidor de área de até quatro módulos fiscais, que utiliza mão de obra da própria família, com percentual mínimo de renda familiar originada de atividades econômicas do seu estabelecimento e com o gerenciamento do estabelecimento ou empreendimento pela própria família” (BRASIL, 2006).

Ainda que o defina, esse conceito não representa as diversas expressões e peculiaridades as quais os agricultores familiares se manifestam. Por isso, assume-se o termo agricultura familiar paralelo ao de campesinato, que, para Chayanov (1974), é uma economia de base familiar representada por um sistema econômico com lógica própria, com especificidades e motivações diferentes da agricultura de base eminentemente capitalista.

A escolha do foco nessa categoria social se justifica por muitos motivos, primeiramente por ser esta uma importante protagonista do desenvolvimento local, por ser, ao mesmo tempo, detentora da terra e executar o trabalho, assim como ser portadora de uma tradição cultural, que na Amazônia geralmente corresponde a uma relação particular e intrínseca com a natureza (POMPEU; KATO; ALMEIDA, 2017; WANDERLEY, 1996).

Com base em 46 entrevistas prévias com agricultores familiares, foram selecionados 12 estabelecimentos agrícolas familiares que tivessem SAF envolvendo uma heterogeneidade de práticas de cultivo. Nesses estabelecimentos, foram realizados levantamentos florísticos quanto à riqueza e diversidade, conforme descrito adiante.

Os 46 questionários mostraram-se suficientes para atingir além do ponto de saturação, que é quando as informações se repetem a partir de um certo número de diálogos. Utilizou-se a ferramenta “bola de neve” para auxiliar tanto nos critérios de seleção dos 46 entrevistados, bem como nos 12 estabelecimentos onde se aferiram as medições florísticas. Para Vinuto (2014, p. 204), essa ferramenta de amostragem é “um processo de permanente coleta de informações, que procura tirar proveito das redes sociais dos entrevistados identificados para fornecer ao pesquisador um conjunto cada vez maior de contatos potenciais, sendo que o processo pode ser finalizado a partir do critério de ponto de saturação”.

Embora faça parte do mesmo tipo de SAF (comerciais praticados por agricultores familiares), a partir da aplicação de questionários com os agricultores familiares e a mensuração florística desses 12 SAFs, foram encontrados resultados diferentes quanto à riqueza e à diversidade florística, e ao arranjo espacial do sistema. Então, para o melhor entendimento dos resultados, os SAFs estudados foram divididos em três grupos: a) SAF com arranjo de espécies amazônicas; b) SAF com corredores de regeneração

natural; e c) SAF com regeneração natural aleatória. O primeiro grupo é correspondente à tipologia mais ampla e abrangente realizada no âmbito do projeto de pesquisa, do qual este artigo faz parte, intitulado Recuperação florestal por agricultores familiares no leste da Amazônia (Refloramaz), o qual objetivou melhorar o balanço entre benefícios ambientais e socioeconômicos na recuperação florestal. Esse tipo corresponde ao arranjo mais tradicional de SAF da Amazônia, sendo composto, principalmente, por espécies comerciais nativas da Amazônia, de retorno econômico rápido.

Sabe-se que os 12 sistemas selecionados podem não ser uma amostra representativa das inúmeras experiências empreendidas no município. Porém, por não ter sido encontrado um número elevado de agricultores com SAF com corredores de regeneração natural, optou-se por reduzir a amostra de modo que o número de sistemas fosse mais equitativo nas suas respectivas classes. Ademais, essa escolha também se justifica com a possibilidade de os pesquisadores tomarem mais tempo de observar e conviver com os agricultores e suas práticas, e não somente coletar os dados e se direcionar ao escritório.

Optou-se por evidenciar como ponto central desta pesquisa as peculiaridades e as diferenças dos SAFs que possuem regeneração natural, já que foram os que apresentaram maior riqueza e diversidade florística. Diante disso, foram elaborados dois croquis esquemáticos para mostrar a diferença espacial dos arranjos de SAF com e sem corredores de regeneração natural.

A idade mínima de seleção dos SAFs para realizar o levantamento florístico foi de 12 anos de implantação. Foram identificados e quantificados todos os indivíduos arbóreos vivos plantados e espontâneos do sistema, com diâmetro de 5 cm na altura do peito (1,30 m do solo). No caso das espécies perenes, como o cacau e o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum.), foi contado o número de indivíduos por parcela amostral (VIANA; DUBOIS; ANDERSON, 1996).

O inventário foi realizado a partir de uma adaptação da metodologia sugerida por Vieira *et al.* (2018). Assim, estabeleceram-se cinco unidades retangulares de 625 m² (5 m x 25 m) por hectare, com o acréscimo de uma parcela a cada um hectare de área a mais no SAF, seguindo sempre o sentido leste-oeste. Por exemplo: 1 ha = 5 parcelas inventariadas, 2 ha = 6 parcelas inventariadas, 3 ha = 7 parcelas inventariadas e assim sucessivamente. Grandes zonas de borda com a vegetação vizinha foram descartadas.

Em uma primeira etapa, a identificação de espécies arbóreas presentes em SAFs contou com um parabolânico e com os agricultores que indicaram as plantas cultivadas e seus nomes locais associados. Em caso de dúvidas no campo, amostras foram levadas para posterior identificação no herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental, em Belém, seguindo o sistema APG IV.

Os cálculos de riqueza de espécies e diversidade de espécies (índice de Shannon-Weaner) se basearam na abundância de indivíduos e frequência de espécies com o uso do *software* Microsoft Excel (MAGURRAN, 1988).

Para a caracterização das variáveis socioeconômicas, foram aplicados questionários com os 12 agricultores familiares, dos quais oito com arranjo de espécies amazônicas, dois com corredores de regeneração natural e dois com regeneração natural aleatória. Os questionários foram previamente elaborados de acordo com critérios de Mann e Velho (1969), que relatam etapas básicas para realização de uma pesquisa e para a coleta de dados originais.

A partir dos questionários, foram levantados dados sobre as famílias, o estabelecimento rural e seu entorno agrícola, com questões agrupadas em temas sociais, econômicos, técnicos e ecológicos. Porém, o foco foi dado nos SAFs, levantando dados a respeito da diversidade florística, manejo, implantação, assistência técnica, motivações, incentivos, entre outros.

As perguntas do questionário foram divididas em diretivas e fechadas. Nas questões diretivas, os agricultores respondiam às perguntas à forma deles. Já em relação às perguntas fechadas, havia alternativas preestabelecidas de escolha.

Foi estimado o grau de satisfação por meio da autoavaliação da renda que os agricultores/agricultoras e cônjuge tinham com os SAFs (VEENHOVEN, 1994, 2008). Os agricultores indicaram sua satisfação econômica utilizando a seguinte escala numérica: 3: Satisfação alta; 2: Satisfação média; 1: Satisfação baixa; e 0: Insatisfeito.

Para facilitar uma visão mais ampla dos fatores que estão ligados aos tipos de SAF propostos, foi elaborado um “infográfico resumo” utilizando os softwares Microsoft Excel e Power Point, juntando os aspectos significativos do ponto de vista ecológico e socioeconômico que influenciam o equilíbrio dos SAFs.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os 12 SAFs em que foram realizadas as medições florestais, quatro apresentaram os maiores índices de riqueza e diversidade (média de $H' = 2,4$), resultado da integração da regeneração natural no sistema. Os outros sistemas são compostos por poucas espécies (média de $H' = 1,5$), em geral, dominados por duas ou três frutíferas comerciais. Além de terem espaçamento predefinido e dependência de insumos externos, esses SAFs também são classificados em “agrônômicos”, principalmente por serem sistemas que seguem uma linha convencional, com pouca flexibilidade no desenho espacial e que, em geral, direcionam os seus plantios para o mercado (MILLER, 2009). Não se quer, de forma alguma, desvalorizar o SAF “agrônômico”, pois se compreende que tais cultivos devem viabilizar um processo de capitalização crescente a favor dos agricultores, especialmente no município de Tomé-Açu, que favorece uma economia em torno deles (DUBOIS, 2013; YAMADA; GHOLZ, 2002). Contudo, esse tipo de sistema já tem técnicas bastante difundidas e, em geral, não traz novidades relevantes para a discussão deste artigo. Por isso, esta análise centralizou-se na discussão em torno dos SAFs que integraram a regeneração natural.

Diante disso, sabe-se que foi a regeneração natural, presente no SAF, que aumentou os valores de riqueza e diversidade de espécies (Figura 2). Nesses quatro SAFs foram encontrados dois padrões, SAFs com corredores de regeneração natural e SAFs com regeneração natural aleatória. A principal diferença entre os dois padrões de SAF é o arranjo espacial da regeneração natural (Figuras 2 e 3).

3.1 SISTEMA AGROFLORESTAL COM CORREDORES DE REGENERAÇÃO NATURAL

O SAF com corredores de regeneração natural tem faixas exclusivas para a regeneração dentro do sistema. Dois agricultores apresentaram essa prática de intensificar a regeneração natural em corredores. Eles reservaram faixas retangulares de 5 m a 10 m de largura que seguem todo o comprimento do SAF, nas quais o agricultor deixa regenerar naturalmente a vegetação (Figura 2).

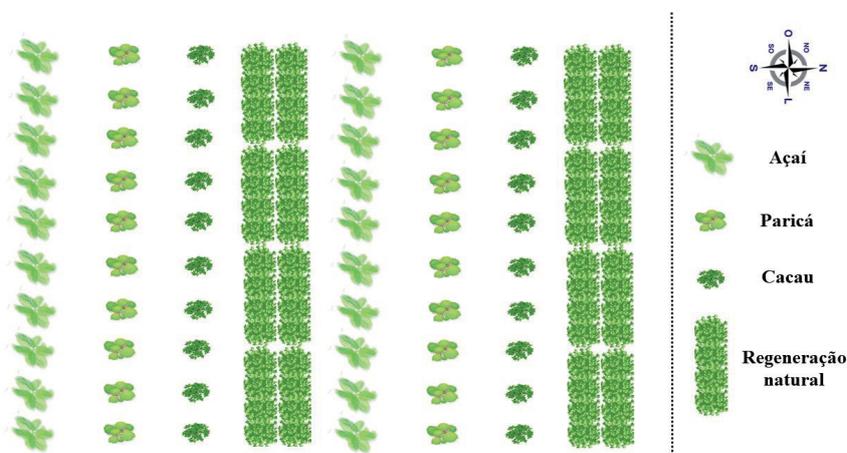


Figura 2 | Modelo de sistemas agroflorestais com corredores de regeneração natural, no município de Tomé-Açu, Pará, 2019.

Fonte: Autores.

Quando questionados o porquê de eles deixarem esses corredores dentro do SAF, um dos agricultores comentou: “*eu deixei umas faixas de capoeira no meio do sítio porque era um terreno muito pedregoso e lá não produzia muito*” (BJ, 73 anos, agricultor familiar em Tomé-Açu, que trabalha com SAF há 50 anos, original de Mocajuba – PA). Isso quer dizer que esses corredores de regeneração natural passaram a existir a partir da percepção, pelo agricultor, de áreas inapropriadas para a produção agrícola, ou áreas frágeis, dentro dos SAFs, permitindo-se ali, intencionalmente, a regeneração natural.

O conhecimento da terra a ser cultivada é uma das especificidades dos agricultores familiares. Para Ploeg (2014), a agricultura familiar tem o controle sobre os principais recursos, nos quais, além da terra, estão inclusos os animais, os cultivos, o material genético, a casa, as construções, o maquinário e, de modo sistêmico, o conhecimento que especifica como todos esses recursos podem ser utilizados e combinados entre si. Estratégia que difere da do agronegócio, que prefere homogeneizar a área, independentemente de sua incapacidade produtiva, como aquele “*terreno muito pedregoso*”, com dependência de agroquímicos, maquinários agrícolas, em detrimento da conservação e otimização dos recursos endógenos da terra (ALTIERI; NICHOLLS, 2020).

3.2 SISTEMA AGROFLORESTAL COM REGENERAÇÃO NATURAL ALEATÓRIA

O inconveniente do SAF com regeneração natural aleatória, em relação ao aspecto produtivo, é a aleatoriedade com que os indivíduos arbóreos espontâneos se dispõem no sistema. Oposto ao SAF com corredores de regeneração natural, este sistema não tem uma área isolada para o desenvolvimento das espécies que surgem naturalmente (Figura 3). Os agricultores que têm SAF com essa característica informaram que inicialmente não planejavam deixar a regeneração natural fazer parte do sistema, pois, antes do SAF ser implantado, eles analisaram o arranjo e a composição florística cuidadosamente, selecionando as espécies conforme as práticas agroflorestais dos vizinhos e das demandas do mercado.

Quando questionados sobre o porquê dessas espécies, que não foram plantadas por eles, fazerem parte do SAF, um deles comentou: “*eu deixei muito mato no meio do plantio de cacau, mas não cortei, deixei crescendo, enquanto eu ia plantando e colhendo*” (BR, 74 anos, agricultor familiar em Tomé-Açu, que trabalha com SAF há 53 anos, original de Baião – PA). O outro agricultor respondeu: “*o agricultor pena muito, a mercadoria não tem preço, daí eu criei desgosto e fui abandonando a roça*” (JR, 32 anos, agricultor familiar em Tomé-Açu, que trabalha com SAF há 15 anos, original de Tomé-Açu – PA).

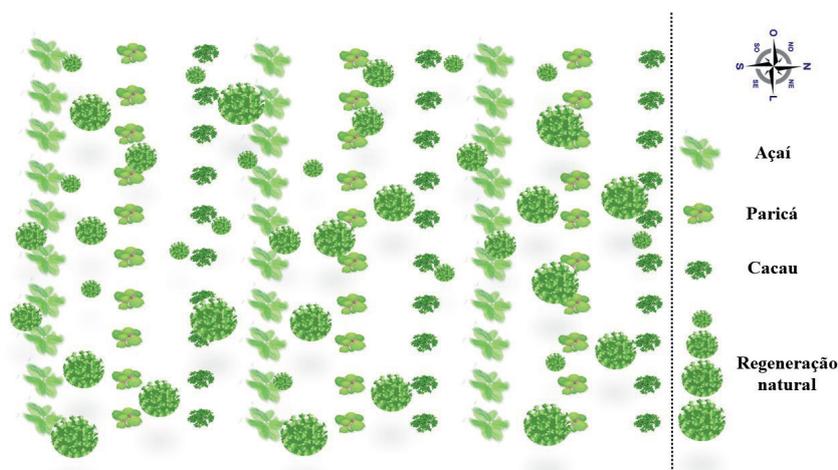


Figura 3 | Modelo dos sistemas agroflorestais com regeneração natural aleatória, no município de Tomé-Açu, Pará, 2019.

Fonte: Autores.

Esses agricultores têm fonte de renda fora da agricultura. Os dois são empregados da prefeitura de Tomé-Açu e, segundo eles, recebem bem. Por isso, vão à roça “*uma vez ou outra*” e, logicamente, os dois agricultores se dedicam pouco à manutenção do sistema, assim, o rendimento tende a ser baixo e, por isso, a satisfação econômica deles com os SAF é baixa.

3.3 QUESTÕES SOCIOECONÔMICAS

O processo de tomada de decisão de permitir ou não a regeneração natural foi atributo do agricultor e sua família, seguindo assim o que indica as teorias sistêmicas aplicadas aos estudos agrícolas, que identificam o homem como “piloto” de suas práticas (OSTY, 1978; SEBILLOTTE, 1974). Essas decisões foram baseadas na combinação de dois aspectos: os conhecimentos do agricultor sobre o ecossistema do seu estabelecimento e sua situação socioeconômica. Assim, a organização espacial dos corredores de regeneração foi baseada no conhecimento do meio biofísico e nas exigências das espécies plantadas. Já o outro tipo de SAF, com a regeneração natural dispersa no sistema, ocorreu diante de limitação de mão de obra combinada com uma maior estabilidade financeira proveniente de fora do sistema.

Além disso, foi percebido que a alta riqueza e a diversidade florística dos SAFs não dependem somente da ação do agricultor, elas estão ligadas também à sucessão ecológica do ambiente onde o SAF está implantado, a qual se relaciona com as modificações estruturais das espécies e ao longo do tempo nos processos da comunidade florística, que avança até um determinado ponto designado como clímax (ODUM, 2004). Ao final de um processo sucessional, a composição e a frequência das espécies arbóreas, bem como a biomassa da floresta secundária, dependerão principalmente da disponibilidade do banco de sementes e mudas no solo, da proximidade de fragmentos florestais ricos em propágulos e da disponibilidade de fauna dispersora de sementes (CHAZDON, 2012; POORTER, 2016).

A conservação de fragmentos florestais dentro do estabelecimento agrícola foi uma característica importante para a implementação de SAFs com corredores de regeneração. Os dois agricultores que têm esse tipo de sistema também possuem fragmentos de floresta primária em seus terrenos, o que ajuda bastante na manutenção de grande diversidade de espécies em seus SAFs. Quando questionados sobre o porquê de ainda terem “*floresta virgem*” em seus terrenos, ao passo que a maioria dos agricultores já a desmatou no passado, a resposta de um deles foi: “*esse é o único bem que posso deixar para os meus filhos e netos: a mata*” (BJ, 73 anos, agricultor familiar em Tomé-Açu, que trabalha com SAF há 50 anos, original de Mocajuba – PA; e GA, 70 anos, agricultor familiar em Tomé-Açu, que trabalha com SAF há 45 anos, original de Cametá – PA). Essa afirmação pode ser analisada em duas perspectivas, como sugere Woortmann (2009). Primeiro, do ponto de vista econômico, essas árvores funcionam como uma “*poupança*” para a família, em caso de crise, elas podem ser vendidas e o dinheiro usado para as necessidades da casa. Segundo, da perspectiva memorial, sendo uma forma de o ascendente ser lembrado na paisagem, principalmente quando “*não estiver mais aí*”.

Em outras palavras, permitir o desenvolvimento dos corredores de regeneração natural em SAF também é uma questão moral para esses dois agricultores, posto que o SAF com arranjo de espécies amazônicas, comumente empregado na região, não se assemelha tanto à floresta primária como o tipo de sistema que eles estão praticando. É como se o SAF com corredores de regeneração natural remetesse à mata que eles almejam conservar, seja pela questão econômica ou pela questão memorial. Além disso, outro fator importante para aumentar a riqueza e a diversidade florística do SAF é a permissão do agricultor em deixar a capoeira regenerar naturalmente. Trata-se de uma questão individual, a partir da relação histórica laboral entre o agricultor e a floresta secundária para a geração de alimentos por meio da roça, que são unidades de agricultura de derruba e queima de populações tradicionais nas terras firmes dos trópicos brasileiros, geralmente associados com o sistema de corte e queima, envolvendo florestas secundárias de áreas em pousio (MARTINS, 2005).

De outra forma, os dois agricultores que possuem SAF com regeneração natural aleatória têm duas características em comum: não possuem fragmentos de floresta primária em seus terrenos e são

empregados da prefeitura de Tomé-Açu. Ambos os agricultores demonstram estar satisfeitos com os salários que recebem. Embora tenham SAFs com os maiores índices de riqueza e diversidade florística, eles não possuem esse tipo de sistema de forma proposital. Pelo contrário, eles relatam que queriam poder trabalhar mais nas suas áreas de SAFs, mas que a carga laboral extrafamiliar e de cuidado com os SAFs que “o mato tomou conta”, faz o trabalho ser penoso e acaba desmotivando-os com essa atividade.

3.4 DIVERSIDADE FLORÍSTICA DOS SAFS

Todas as discussões a seguir foram conduzidas pela forma como os agricultores alocaram a regeneração natural nos SAFs. A socioeconomia, a riqueza e a diversidade florística foram as principais variáveis influenciadas por esse processo.

O índice de Shannon-Weaver (H') nos dois tipos de SAF foram semelhantes, o SAF com regeneração natural aleatória 09 e 11 com 2,4 e 2,6, respectivamente, e o SAF com corredores de regeneração natural 10 e 12 tiveram taxas de 2,4 e 2,7, respectivamente (Figura 4). Ainda que os valores de diversidade fossem próximos, percebeu-se que o SAF com regeneração natural aleatória foi prejudicado na produtividade das frutíferas devido à aleatoriedade do crescimento da regeneração em meio ao sistema, ao passo que o SAF com corredores alocou a regeneração natural em local específico para diminuir a competição entre as espécies comerciais e da regeneração. Por outro lado, esses valores mostraram-se bastante superiores ao SAF com arranjo de espécies amazônicas, que tiveram média de 1,5. Essa baixa diversidade é justificada pela predominância das espécies frutíferas comerciais, como o cacau, cupuaçu e o açaí (*Euterpe Oleracea* Mart.).

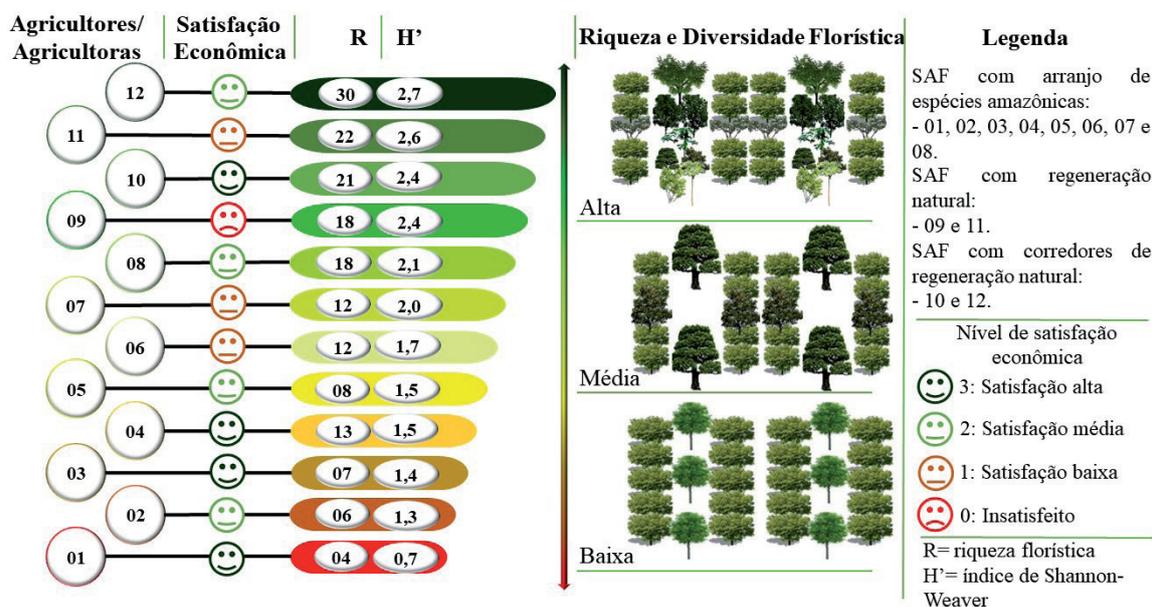


Figura 4 | Infográfico da relação entre o índice de Shannon-Weaver e a satisfação econômica do agricultor, em função de diferentes sistemas agroflorestais do município de Tomé-Açu, Pará, 2019

Fonte: Autores.

Assim, em termos ecológicos, a manutenção dos processos de polinização e o controle de pragas naturais, que dependem criticamente da biodiversidade nativa, estão presentes nos dois tipos de SAFs (Figura 4) enfocados neste estudo (VIEIRA; GARDNER, 2012). Ademais, a regeneração natural jovem, com menos de 20 anos, apresenta altas taxas de acúmulo de biomassa e, conseqüentemente, fornece um importante serviço ambiental na captação de carbono atmosférico (ELIAS *et al.*, 2019).

Quando essa regeneração tem mais de 20 anos, ela também pode fornecer os bens e serviços do ecossistema similares aos fornecidos por florestas primárias (SCHWARTZ *et al.*, 2015). Esses serviços podem incluir, por exemplo, a conservação de água, solo, nutrientes, biodiversidade e paisagem (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2020). Segundo Altieri (1999), a incorporação de árvores e arbustos em campos agrícolas pode aumentar a heterogeneidade estrutural dos sistemas e, conseqüentemente, aprimorar os processos do solo responsáveis pelo acúmulo de matéria orgânica e pela fertilidade da terra.

Devido a isso, o SAF com corredores de regeneração natural favoreceu mais a satisfação econômica dos agricultores do que os outros tipos de sistema (Figura 4). A competição por luz, água e nutrientes entre as espécies comerciais e espécies espontâneas é menor no SAF com corredores de regeneração. Se cada planta estiver no seu devido lugar, a demanda por luz, água e nutrientes será otimizada, e poderá diminuir a competição de forma significativa (NAIR, 1993). A estratificação do SAF, por exemplo, na qual cada espécie ocupa um andar no sistema de acordo com suas necessidades, é uma estratégia que diminui a competição por luz entre as plantas. As espécies que demandam maior luminosidade (pioneiras) podem ocupar o dossel, e as outras (não pioneiras), como o cacau, que não demandam alta luminosidade, ocupam o estrato inferior do SAF.

Sabe-se que a composição florística da regeneração natural inicial, em sua maioria, é dominada por espécies que demandam de alta luminosidade (pioneiras) (CHAZDON, 2014; DOS SANTOS; FERREIRA, 2020; SCHWARTZ *et al.*, 2013). Esse é o principal problema do outro sistema, o SAF com regeneração natural aleatória, pois como as espécies pioneiras necessitam de muita luz e por isso crescem rapidamente, o SAF tem o dossel dominado por essas espécies, dificultando o crescimento de indivíduos de espécies comerciais. Ao passo que o SAF com corredores de regeneração natural tem faixas específicas para as espécies pioneiras, diminuindo e até mesmo anulando a competição entre essas espécies e as comerciais.

3.5 POSSIBILIDADES DE EQUILÍBRIO DO SAF COM CORREDORES DE REGENERAÇÃO NATURAL

Além de apresentarem os menores valores de riqueza e diversidade florística, os agricultores que trabalham com SAF com arranjo de espécies amazônicas também foram os mais satisfeitos economicamente. Entre os quais, somente 25% está pouco satisfeito, e o restante está medianamente ou muito satisfeito com seus SAFs.

Já os agricultores mais insatisfeitos economicamente são aqueles que possuem SAF com regeneração natural de forma aleatória, o que favoreceu apenas a sua riqueza e diversidade florística. De modo contrário, a organização da regeneração natural em corredores beneficiou a satisfação econômica (média e alta) e também os maiores índices de biodiversidade (Figura 4).

O SAF com corredores de regeneração natural foi mais satisfatório, em termos ecológicos e econômicos, e pôde aumentar a renda do agricultor por meio da comercialização das espécies madeireiras presentes nesses corredores de floresta secundária. Para Schwartz *et al.* (2015), essas espécies comerciais de madeira leve, comumente encontradas em florestas secundárias tropicais, podem assumir um papel mais relevante no mercado de madeira devido ao declínio de espécies de alta densidade das florestas primárias tropicais. Ao estudarem o potencial madeireiro de uma floresta secundária, Piazza *et al.* (2017) concluíram que houve um número suficientemente grande de indivíduos regenerantes de espécies com potencial madeireiro. Porém, eles recomendam tratamentos silviculturais nesses ecossistemas, principalmente o plantio de enriquecimento, pois a dominância de espécies sem potencial madeireiro é alta.

A necessidade de tratamentos silviculturais para o aumento de produtividade de espécies comerciais em florestas secundárias é comumente encontrada em trabalhos científicos (ATONDO-BUENO *et al.*,

2018; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2002). Sabendo disso, Schwartz *et al.* (2015) recomendaram um tratamento silvicultural ousado para as florestas secundárias. Eles sugerem a abertura de clareiras no dossel da regeneração natural para a implantação de SAF no interior desse ambiente. Segundo eles, o plantio de SAF dentro da floresta secundária é propício devido às boas condições ecológicas que esses ecossistemas oferecem. Essas clareiras abertas artificialmente oferecem as condições necessárias para o estabelecimento de um SAF específico, sem interferência negativa na diversidade de árvores da floresta secundária (SCHWARTZ *et al.*, 2015). A perspectiva desse tratamento silvicultural segue a mesma lógica do SAF com corredores de regeneração natural, porém, com o processo executado de forma inversa.

Nos SAFs aqui estudados, a floresta secundária surge naturalmente no meio do sistema, com baixo uso de mão de obra. Isso é diferentemente do SAF proposto na literatura acima referida, onde é necessária a abertura do dossel para a sua implantação.

O Sistema Agroflorestal (SAF) com corredores de regeneração natural é pouco difundido entre os agricultores. Ele se diferencia pela área específica que possui para o desenvolvimento das espécies espontâneas sem afetar as espécies de interesse comercial. O agricultor faz um tipo de zoneamento de parte do seu sistema, no qual ele leva em conta locais menos propícios à agricultura e os deixa para a regeneração natural do banco de sementes do solo. Próximo às linhas de regeneração, o agricultor faz um SAF intensivo. Assim, ele: a) mantém os serviços ambientais da floresta secundária regenerada; b) contribui para a segurança alimentar da família (STRATE, 2020); e c) possibilita renda financeira com a venda de produtos gerados pelo SAF.

De uma forma ou de outra, é notório que a conciliação desses dois ecossistemas, SAF e floresta secundária, feitos de forma ajustada e no seu devido lugar, é benéfica para a ecologia do SAF (riqueza e diversidade florística), o meio social e o retorno econômico para os agricultores.

Ressalta-se também que um modelo de SAF não está em detrimento do outro, mas foram as condições dos agricultores, como a não dependência exclusiva de renda oriunda do SAF com regeneração natural aleatória, que fizeram com que os fatores socioeconômicos fossem melhores no SAF com corredores de regeneração natural. Talvez, se os agricultores que promovem o SAF com regeneração natural aleatória dependessem de renda exclusivamente do SAF, isto é, não trabalhassem em outros locais, poderiam ter mais tempo no estabelecimento, com a possibilidade de melhor manejar o sistema.

A inserção do ponto de vista do agricultor familiar nesta pesquisa foi essencial, porque diversas contribuições científicas são feitas acerca de sistemas de produção mais sustentáveis, porém, que podem não ser aplicadas à realidade do agricultor. Para aprender com eles, portanto, como afirmou Geertz (1989), é necessário “olhar sobre os ombros” e valorizar, analisar e repassar conhecimentos adquiridos com a prática e a experiência deles. Assim, recomenda-se fortemente os SAFs com corredores de regeneração natural para outros agricultores familiares que vivam em situações semelhantes às que aqui foram apresentadas.

4 CONCLUSÃO

Os sistemas agroflorestais associados à regeneração natural identificados nesta pesquisa possibilitaram a compatibilização entre produção agrícola e elevada riqueza e diversidade de espécies. Essa associação entre duas formas de recuperação ambiental, geralmente praticadas em áreas distintas, foi viabilizada por meio da manutenção de regeneração da floresta secundária no interior das áreas de SAFs. Para isso, as estratégias, singulares e exclusivas, elaboradas por agricultores familiares, basearam-se seja em uma distribuição espacial específica, mediante alocação de corredores de regeneração natural, ou em uma distribuição aleatória, por meio da manutenção da regeneração espontânea, dispersa pela área de SAF.

Assim, os sistemas agroflorestais estudados possibilitaram os seguintes benefícios para as famílias agrícolas e a sociedade como um todo: a) a manutenção dos serviços ambientais prestados por florestas secundárias; b) garantia de segurança alimentar e nutricional; e c) obtenção de renda com a venda de produtos do SAF. Além disso, segundo a ótica dos agricultores, esses sistemas possibilitaram satisfação econômica, que, associada aos serviços ecossistêmicos, nos levam a concluir que trouxeram maior bem-estar às famílias envolvidas.

Dessa forma, demonstra-se, por intermédio do estudo de experiências concretas e endógenas, praticadas por agricultores familiares amazônicos, que existem alternativas que exprimem a possibilidade de produzir e conservar o meio ambiente. Portanto, os resultados desta pesquisa se alinham com as ideias, ainda questionadas, de que a incompatibilidade entre atividade agrícola e conservação ambiental é um falso dilema.

REFERÊNCIAS

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *In: Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*. Elsevier, 1999. p. 19-31.

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Agroecology: challenges and opportunities for farming in the Anthropocene. **Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura**, v. 47, n. 3, p. 204-215, 2020.

BOLFE, É. L.; BATISTELLA, M. Análise florística e estrutural de sistemas silviagrícolas em Tomé-Açu, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1139-1147, 2011.

BRASIL. **Lei Nº 11.326, de 24 de julho de 2006**. Art. 3º. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11326.htm. Acesso em: 31 jan. 2022.

CARNEIRO, R. DO V.; NAVEGANTES-ALVES, L. DE F. A diversidade de experiências de recuperação florestal praticada por agricultores familiares do nordeste do Pará. **Geoambiente On-line**, n. 35, p. 293-314, 2019.

CHAYANOV, A. V. **La organización de la unidad económica campesina**. Buenos Aires: Nueva Visión, v. 2, 1974.

CHAZDON, R. L. Second Growth: the promise of tropical forest regeneration 485. **An Age of Deforestation**, 2014.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

DOSSANTOS, V. A. H. F.; FERREIRA, M. J. Initial establishment of commercial tree species under enrichment planting in a Central Amazon secondary forest: effects of silvicultural treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 460, p. 117822, 2020.

DUBOIS, J. C. L. A importância de espécies perenes de maior valor econômico em sistemas agroflorestais. *In: SILVA, I. C. Sistemas Agroflorestais: conceitos e métodos*. Itabuna: SBSAF, 2013.

ELIAS, F. *et al.* Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. **Ecology**, v. 101, n. 3, p. e02954, 2020.

GEERTZ, C. A religião como sistema cultural. **A interpretação das culturas**, v. 2, 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010, 2015, 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa>. Acesso em: 23 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção de extração vegetal e da silvicultura**. Rio de Janeiro, RJ: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Brasil, 2016. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=series-historicas>. Acesso em: 23 nov. 2018.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, 1988.

MANN, P. H.; VELHO, O. A. **Métodos de investigação sociológica**. 1969.

MARTINS, P. S. Dinâmica evolutiva em roças de caboclos amazônicos. **Estudos avançados**, v. 19, p. 209-220, 2005.

MILLER, R. P. Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas. *In*: PORRO, A. **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Springer Science & Business Media, 1993.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 7. ed., 2004.

OSTY, P. L. **L'entreprise agricole dans son environnement**: propositions pour structurer une evaluation de la strategie. 1978.

PIAZZA, G. E. *et al.* Regeneração natural de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica. **Advances in Forestry Science**, v. 4, n. 2, p. 99-105, 2017.

PIZARRO, A. **Amazônia: as vozes do rio**. Imaginário e modernização. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.

PLOEG, J. D. VAN DER *et al.* **Dez qualidades da agricultura familiar**. 2014.

POMPEU, G. DO S. DOS S.; KATO, O. R.; ALMEIDA, R. H. C. Percepção de agricultores familiares e empresariais de Tomé-Açu, Pará, Brasil sobre os Sistemas de Agrofloresta. **Sustainability in Debate/Sustentabilidade em Debate**, v. 8, n. 3, 2017.

POORTER, L. *et al.* Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.

SCHWARTZ, G. *et al.* Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: a comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 57-64, 2013.

SEBILLOTTE, M. Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. **Cahiers de L'Orstom**, v. 24, p. 3-25, 1974.

SILVA, I. C. **Sistemas Agroflorestais**: conceitos e métodos. Itabuna: SBSAF, 2013.

STRATE, M. F. *et al.* Sistemas agroflorestais: agrobiodiversidade, soberania, segurança alimentar e nutricional na promoção de saúde frente a pandemia da Covid-19. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 4, 2020.

TAFNER JR, A. W.; SILVA, F. C. Colonização japonesa, história econômica e desenvolvimento regional do Estado do Pará. **Novos cadernos Naea**, v. 13, n. 2, 2011.

TEIXEIRA, H. M. *et al.* Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, 2020.

VEENHOVEN, R. **El estudio de la satisfacción con la vida**. Intervención Psicosocial. Erasmus Universidad Rotterdam, v. 3, 1994.

VEENHOVEN, R. Healthy happiness: effects of happiness on physical health and the consequences for preventive health care. **Journal of happiness studies**, v. 9, n. 3, p. 449-469, 2008.

VIANA, V. M.; DUBOIS, J. C. L.; ANDERSON, A. B. **Manual Agroflorestal para a Amazônia**. Rio de Janeiro: Rebraf, 1996.

VIEIRA, D. L. M. *et al.* **Avaliação de indicadores da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal e em Mato Grosso**. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Nota Técnica/Nota Científica (Alice), 2018.

VIEIRA, I. C. G.; GARDNER, T. A. Florestas secundárias tropicais: ecologia e importância em paisagens antrópicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 191-194, 2012.

VINUTO, J. A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. **Temáticas**, v. 22, n. 44, p. 203-220, 2014.

WANDERLEY, M. DE N. B. Raízes históricas do campesinato brasileiro. **Agricultura familiar: realidades e perspectivas**, v. 3, p. 21-55, 1996.

WOORTMANN, E. F. O saber camponês: práticas ecológicas tradicionais e inovações. **Diversidade do campesinato: expressões e categorias**, v. 2, p. 119-129, 2009.

YAMADA, M.; GHOLZ, H. L. An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 55, n. 2, p. 81-87, 2002.

The productive autonomy of public forest-dwellers in the Amazon: two case studies of community timber management

A autonomia produtiva de moradores de floresta pública na Amazônia: estudos de dois casos de manejo madeireiro comunitário

Jéssica Pacheco ¹

Cláudia Azevedo-Ramos ²

Eduardo Nakano ³

¹ Master in Development Planning, Center for Advanced Amazonian Studies, The Federal University of Pará, Belém, PA, Brazil
E-mail: jessica.pcheco@gmail.com

² PhD in Ecology, Professor, Center for Advanced Amazonian Studies, The Federal University of Pará, Belém, PA, Brazil
E-mail: claudia.azevedoramos@gmail.com

³ PhD in Statistics, Associate professor, Department of Statistics, The University of Brasília, Brasília, DF, Brazil
E-mail: eynakano@gmail.com

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41279

Received: 18/12/2021
Accepted: 16/03/2022

ARTICLE – VARIA

ABSTRACT

Forest-dwellers in the Brazilian Amazon public forests share the management of the territory and natural resources with governmental agencies, subjecting themselves to State rules. This study aims to evaluate the perception of stakeholders about the autonomy of traditional communities to carry out community timber forest management (CFM) in two federal protected areas. A Swot analysis revealed mismatches in priorities among stakeholder groups (Communities, Government and Partners). Four autonomy parameters were evaluated by 111 stakeholders using a satisfaction questionnaire. Communities and Government had similar perceptions of the autonomy of communities to develop CFM, while Partners were pessimistic. Stakeholders showed greater satisfaction with communities' social organization than with their business management ability. Licensing, operational tools and administrative knowledge were perceived as bottlenecks for community enterprises. Nevertheless, targeted public policies and a minimum regulatory requirement for CFM may guarantee community autonomy to maintain their way of life and make their forest enterprises viable.

Keywords: Brazil. Community forest management. Protected area. Self-rule perception. Traditional populations.

RESUMO

Os moradores de florestas públicas na Amazônia brasileira compartilham a gestão do território e dos recursos naturais com o governo, sujeitando-se às regras do Estado. Este estudo tem como objetivo avaliar a percepção de partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais para realizar o Manejo Florestal Comunitário de madeira (MFC) em duas unidades de conservação federais. Uma análise Swot (Fofa) revelou incompatibilidades nas prioridades entre os grupos de partes interessadas (Comunidades, Governo e Parceiros). Quatro parâmetros de autonomia foram avaliados por 111 entrevistados por meio de questionário de satisfação. As Comunidades e o Governo foram semelhantes na sua percepção da autonomia das comunidades para desenvolver o MFC, enquanto os Parceiros foram mais pessimistas. As partes interessadas mostraram maior satisfação com a organização social das comunidades do que com sua capacidade de gestão de negócios. Licenciamento, ferramentas operacionais e conhecimento administrativo foram percebidos como gargalos para as empresas comunitárias. Políticas públicas direcionadas e uma exigência regulatória mínima para o MFC podem garantir a autonomia da comunidade para manter seu modo de vida e viabilizar seus empreendimentos florestais.

Palavras-chave: Brasil. Manejo Florestal Comunitário. Percepção de autogoverno. Populações tradicionais. Unidade de Conservação.

1 INTRODUCTION

The livelihoods of several traditional peoples and communities in the Brazilian Amazon had to adapt to legal regulations when their territories were transformed into protected areas (PAs), which remain as public forests and under the tutelage of the State. As a result, the term “traditional peoples and communities” was legally defined in Brazil in 2007 as:

“Culturally differentiated groups that recognize themselves as such, who have their forms of social organization, occupy and use territories and natural resources as a condition for their cultural, social, religious, ancestral and economic reproduction, using knowledge, innovations and practices generated and passed on through tradition.” (BRAZIL, 2007).

However, in Brazil, the term traditional community alone refers to non-indigenous peoples, such as extractives, riverine, rubber tappers, quilombolas (descendants of former fugitive slave communities), among others (CALEGARE *et al.*, 2014).

Conservation units for sustainable use include categories of Brazilian PAs that allow the residence of traditional communities and the use of forest resources for commercial purposes under specific rules. Some specific units, such as National Forests and Extractive Reserves (hereafter, only called PAs), constitute a legal category of common property, whose ownership is of the State but co-managed with the communities (BENATTI, 2011; CARLSSON; BERKES, 2003). Thus, communities are subordinated to State laws (BENATTI, 2002).

Therefore, traditional communities living in PAs are confronted by their rights acknowledged in their legal definition and the legal framework associated with the management of public forests by the State. Although most of these areas result from traditional communities' historical struggle for land rights (AMARAL; AMARAL NETO, 2005), it is possible to infer that their social and productive autonomy may have been impacted by the co-management of the territory with public agencies.

In Brazil, the common property regime associated with collective forms of natural resource management is called “community forest management” (CFM). The CFM was recognized by Law 11,284/2006 (Public Forest Management Law) as the forest management by traditional communities to obtain economical, social and environmental benefits. They may sustainably use timber and non-timber species and other forest goods and services. CFM may occur in Brazilian PAs under specific criteria and regulations.

Since the 1990s, several CFM initiatives have developed in the Amazon encouraged by government projects and international cooperation (VERÍSSIMO, 2005), also revealing several challenges for its implementation, such as excessive bureaucracy; inadequacy and complexity of technical-administrative procedures for the community reality; high costs; financial dependence on partnerships; lack of training (AZEVEDO-RAMOS; PACHECO, 2016; CAVALHEIRO *et al.*, 2008; HAJAR *et al.*, 2011; MEDINA; PORKORNY, 2014; PACHECO, 2012; POKORNY; JOHNSON, 2008; WALDHOFF, 2014).

The federal environmental agency responsible for Brazilian conservation units is the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation – ICMBio. In extractive reserves and national forests, the exploitation of timber forest resources must follow ICMBio management regulations and those determined by Law No. 12,651/2012. For instance, the activity must be foreseen in the UC management plan (BRASIL, 2002) and approved by its Councils. (ICMBIO, 2011).

Despite the difficulties, promising initiatives of CFM have been observed in the Amazon with the support of stakeholders, including governmental agencies (DE JONG *et al.*, 2008; ESPADA *et al.*, 2018; HUMPHRIES; MCGRATH, 2014). However, whether the regulations imposed in public territories to execute CFM in protected areas jeopardize forest-dwellers' productive ways and social organization is unclear. Due to these restrictions, community autonomy in CFM in public forests is understood here as the free will of traditional communities to carry out their economic activities in their way and guarantee their survival within the legal parameters of the State.

In this context, this study evaluated the perception of stakeholders about the autonomy of traditional communities to perform CFM in protected areas in the Brazilian Amazon. Furthermore, forest timber management was chosen as the economic activity to be evaluated as it is a regulated activity, unlikely non-timber products management. As a result, several Amazon communities had to adapt their traditional management to perform timber CFM in public forests.

2 METHODS

2.1 STUDY AREA

The study was carried out in two federal protected areas in Pará state, Eastern Amazon, Brazil, with long history of implementation of CFM: Tapajós National Forest (Flona Tapajós) and Verde para Sempre Extractive Reserve (Resex VpS).

Flona Tapajós has 527 thousand ha and 3,417 people distributed in 24 communities. It was created in 1974 and covers four municipalities in Pará state: Belterra, Aveiro, Placas and Rurópolis. The first community-based timber project dates from 2005 (FERREIRA NETO, 2008). A single Sustainable Forest Management Plan – SFMP was implemented by a cooperative managed by the community (Coomflona – Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós). Coomflona has 206 members from different communities (ESPADA *et al.*, 2018). Since 2014, the CFM performed by Coomflona has a 30-year cutting cycle in an area of 82,933.55 ha (Portaria ICMBio nº 511/2019) and is certified by the FSC (Forest Stewardship Council).

Resex VpS is in the municipality of Porto de Moz and was created in 2004. It has 1.3 million hectares and 10,000 people. The protected area results from the long struggle of communities against illegal loggers (MARIN, 2014). At Resex VpS, six CFM initiatives were carried out by community associations, each holding a SFMP. One of them was certified by the FSC System in 2016. The total area under CFM is 44,000 hectares, with a cutting cycle of 25 years.

Brazil's National Forests have Advisory Boards, while Extractive Reserves have a Deliberative Council, headed by ICMBio and participation of different stakeholders. Flona Tapajós had two previous critical

legal instruments for the development of community production activities: the Management Plan of the PA, which defines the zoning of the unit (e.g. production and preservation areas) and a state concession permit that allows land use and access to forest resources by communities (Use Rights Concession Agreement – CCDRU, in the Portuguese acronym). Resex VpS did not have either instrument when the Sustainable Forest Management Plan was implemented and when this study was performed, relying only on an Emergency Plan.

2.2 INTERVIEWS

We used qualitative document analysis to access the CFM model employed in each PAs (e.g., minutes of meetings; reports; operational plans; sustainable forest management plans; management plan of the PAs; emergency plan). Based on those documents, literature review on CFM, the Brazilian legal framework and previous visits to the study sites, we elaborated statements or questions. Finally, we applied them in semi-structured interviews to access the perception of stakeholders about community autonomy to perform CFM.

Three stakeholder groups were interviewed: *Government* (governmental agencies present in the PA); *Partners* (research institutions and non-governmental organizations working in partnership with the communities in CFM); and *Community* (community members who lived in the study areas). Each PA received two visits in 2016. In the first visit, we carried out a pilot test of the questionnaire, allowing for a better understanding of the realities to build contextualized choice options in the questionnaire. For instance, problems were associated with the CFM implementation stage of each study area; and illegal timber, a substantial challenge in the Amazon (BRANCALION *et al.*, 2018), was irrelevant to the reality of the UCs studied. In the second visit, we applied the final questionnaires. The questionnaire had a header explaining the purpose of the study and an informed consent on participation in the study, and data use signed by the interviewee. Individual information was kept anonymous, and we used only aggregated data.

The questionnaire on community autonomy in the CFM had two parts: (a) a Swot analysis (Strengths, Weaknesses, Opportunities, and Threats); and (b) a five-point Likert scale satisfaction questions: (1) very unsatisfied; (2) unsatisfied; (3) neutral; (4) satisfied; and (5) very satisfied. Likert scale survey questions measure a respondent's opinion or attitude towards a given subject.

The Swot analysis distinguishes between the internal (strengths and weaknesses) and external (opportunities and threats) environment (GÜREL; TAT, 2017). We presented multiple-choice alternatives based on relevant factors identified in the literature, and the interviewees were instructed to prioritize the best answer in their view (Tab. 1). We also gave them a choice to add a different answer if the others were unsuitable for them. Finally, the answers were analyzed through descriptive statistics for the total number of interviewees and stakeholder groups.

Table 1 | Multiple choice options offered to respondents in Swot analysis.

Options	Strength	Weakness	Opportunity	Threat
1	Community's ability to access logging licensing process	Weak social organization	ICMbio support	Centralized decision-making in ICMbio headquarters
2	Community with technical logging capabilities	Few people trained for timber management	Partnership with NGOs and universities	Lack of funding for communities
3	Job opportunities	Profit sharing from CFM among community members	Curbing illegal logging	Delay for logging license approval
4	Community capable of marketing timber alone	Community's ability to access logging licensing	Few competitors in legal timber market	Missing or outdated PA management plan
5	Community organized in associations or cooperatives	Access to machinery and equipment	Legislation and standards suitable to community management	External interference in the decision-making of the community
6	Profit sharing from CFM among community members	Difficulty in marketing wood	Land tenure security for logging permits	Unsuitable rules for CFM
7	Other	Difficulty in processing wood	Other	Other
8		Other		

Source: The authors.

In the Likert scale questionnaire (BOONE, JR, H. N.; BOONE, D. A., 2012), we used three main elements that may interfere or impact CFM to choose parameters of analyses: (i) management standards of PAs established by Brazil's regulations (National System of Conservation Unit – Law 9,985/2000; and licensing of the CFM in PAs – ICMbio's Normative Instruction No. 16/2011); (ii) the set of procedures involving forest management and logging production; and (iii) the traditional way of life of forest-dwelling communities. We used, then, four parameters to assess stakeholder satisfaction with the autonomy of traditional communities in the CFM:

- a. *Social Organization and Labor*: the social organization of the community is key to developing and complying with the different stages of management (AMARAL; AMARAL NETO, 2005; MEDINA; POKORNY, 2014), as well as implementing its governance system with the transparent participation of the community members (RITCHIE *et al.*, 2001). Besides associations or cooperatives are required as legal entities responsible for the development of the logging activity (Normative Instruction no. 16/2011) and became the way of coordinating and managing the activities of traditional communities (DE JONG *et al.*, 2008, p. 65). However, as their original forms of organization and labour are characterized by cultural differentiation "(...) based in social cooperation and own relationship with nature" (DIEGUES; ARRUDA, 2001, p. 27), it is relevant to assess the perception of stakeholders in the way communities carried out their productive activities.

- b. *Participatory Decision Making*: community participation is highly relevant to influence decisions that strengthen and structure the CFM (AMARAL; AMARAL NETO, 2005). The Deliberative (or Advisory) Council is the decision-making arena in PAs (Law No. 9,985/2000) and includes representatives from Government, non-governmental organizations and the communities. At the local level, though, each community influences decisions on the activities developed in its territory through its assembly (AMARAL *et al.*, 2007). Thus, it is essential to assess the perception of stakeholders about the degree of autonomy of the community in decision-making processes in a context imposed by State rules.
- c. *Productive Choices and Community Development*: how the community intends to develop a given activity involves the choice of objectives and strategies, such as the selected productive area and the forest resource to be explored (AMARAL *et al.*, 2007). Therefore, assessing the degree of community autonomy in this parameter requires understanding land-use rules, production criteria, and other social actors' influence in productive choices (RITCHIE *et al.*, 2001).
- d. *Business Management*: the planning of production and marketing is crucial for the stability and success of the productive activity (AMARAL *et al.*, 2007). Management of the timber business, combined with the freedom to carry out planned activities, reveals community capabilities for the productive organization, including processing and commercialization (PORRO *et al.*, 2008). The level of involvement and participation of external actors in these activities reflects the degree of independence of the community. Extrinsic aspects of logging may also interfere with community business management, such as access to credit and licensing (AZEVEDO-RAMOS; PACHECO, 2016; MEDINA; POKORNY, 2014; WALDHOFF, 2014).

Each parameter had specific questions, totalling 66 questions (Tab. 2). *Community* and *Government* groups answered the 66 questions, while *Partners* answered only 21 questions associated with their role. Therefore, only these 21 questions were used in the analyses when the three groups were compared (Tab. 2). The 66-question and 21-question questionnaires presented Cronbach's alpha value ≥ 0.6 , showing good internal consistency (GLIEM. J. A.; GLIEM, R. R., 2003).

For the *Community* group, we interviewed 40 members from 11 communities of Flona Tapajós and 42 members from seven communities of Resex VpS, totalling 82 interviewees older than 18 years old. For the *Government* group, 14 people were interviewed (six from ICMBio and eight from the Brazilian Forest Service). Finally, for *Partners*, we interviewed 15 people, including respondents from a research institute (two people from the Federal University of Western Pará) and five NGOs (five people from the Sustainable Development Committee of Porto de Moz – CDS; three people from the International Institute of Education of Brazil – IEB; two people from Tropical Forest Institute – IFT; one person from the Institute of People and the Environment of the Amazon – Imazon; and two people from the Institute of Forest and Agricultural Management and Certification – Imaflora).

The differences among groups (Community; Government; Partners) and PAs (community and government agencies of Flona Tapajós and Resex VpS) were tested by two-way Analysis of Variance (Anova). In addition, the cross-evaluation of two segment levels (Community and Government) and two PAs (Flona Tapajós and Resex VpS) resulted in four distinct groups, which were compared by one-way Anova followed by Tukey's posthoc test.

The score formed by the 21 questions was compared between the three groups (Community, Government and Partners) and these groups in their respective PAs through one-way ANOVA followed by Tukey's posthoc test. The comparison of the scores of the parameters was performed using a one-way repeated measures Anova. The non-parametric Kolmogorov-Smirnov test previously verified the normality of the data. All tests were performed considering bilateral hypotheses and a 5% significance level (ZAR, 2010).

Table 2 | Five-point Likert scale questions applied to measure stakeholders' satisfaction about the autonomy of traditional communities in community forest management in two Amazon protected areas.

<i>Parameter</i>	<i>Questions</i>
Social organization and Labor	1 - respect for forms of social organization (representation, decision-making)
	2 - the way leaders are chosen by the community
	3 - associations represented by community leaders
	4 –communities participating in the decision-making process in PA *
	5 – compliance with community rules by associations/cooperatives in decisions on timber forest management
	6 – consultation with families by the association/cooperative in decisions on timber management
	7 – freedom of communities to solve internal conflicts involving timber forest management
	8 – respect for collective areas by all community members
	9 – respect for the areas of family agriculture by timber management activities
	10 – respect for the period of activities of logging management to the calendar of festivals and cultural practices of the community
	11 – freedom for the use of fallen wood
	12 – freedom to use traditional knowledge in the stages of logging (e.g. inventory, mapping, harvesting)*
	13 – interference of logging on the harvesting of other forest resources by the community*
	14 – freedom of the community in the choice of manpower for forest management
	15 – exchange of traditional knowledge on the use of timber forest resources among the community
	Participatory Decision Making
17 - number of community representatives on the PA Council	
18 - the way in which community representatives of the PA Council were chosen	
19 – the intensity of participation of community families in association/cooperative meetings on timber management	
20 - discussion and approval of the CFM proposal by the PA Council*	
21 – measures of the PA Council to ensure the interests of communities in timber management	
22 - advanced disclosure of association meeting dates to community members	
23 - advanced disclosure of PA Council meeting dates	
24 – access to information on timber management passed on to communities by ICMBio	
25 – access to information on timber management passed on to communities by the association or cooperative	
26 - easiness to understand ICMBio standards and documents*	
27 - access to information on the results of association/cooperative meetings	
28 - access to information on the results of PA Council meetings	
29 – participation of communities in the elaboration or review of the PA management plan	

<i>Parameter</i>	<i>Questions</i>
Productive choices and Community Development	30 – freedom of families to choose their land use
	31 – freedom of families to carry out logging within forest management
	32 – mandatory SFMP for low-intensity logging in collective or family areas*
	33 – influence of ICMBio in the territory planning of the PA *
	34 - current content of the PA management plan
	35 – freedom to plan logging activities by communities
	36 – participation of families in the choice of priorities in timber forest management
	37 – interference of NGOs or companies in timber production planning in communities
Business management	38 – ICMBio interference in timber production planning in communities
	39 – profit-sharing from timber production
	40 - participation of families in decisions on where to use the profit from timber production
	41 – freedom of communities to decide on profit sharing from timber production among members
	42 – ability of communities to develop the SFMP and the annual operational plan
	43 – freedom of associations/cooperatives to decide on how to manage timber business*
	44 – freedom of communities to manage the values obtained from the selling timber
	45 - ICMBio’s participation in the management of the timber business*
	46 – participation of NGOs or companies in the management of the timber business*
	47 – the ability of communities to manage the timber business*
	48 - understanding of communities on timber forest management techniques
	49 – freedom of communities to decide on the timber buyer
	50 – ICMBio’s participation in the timber marketing*
	51 – participation of partners (NGOs) in the timber marketing*
	52 – communities’ capacity for timber processing*
	53 – contribution of timber profit to investments in other productive activities
	54 - facility to access credit or investments for logging*
	55 – independence of communities from external financial partners for timber management
	56 – control of communities over spending and profits from timber forest management
	57 – transparency with which the timber management accounting balance is presented to community members
58 – the ability of communities to pay for technical assistance or training	
59 – freedom of communities to choose the type of technical assistance or training aimed at logging they want	
60 – mandatory presentation of the land use granting license to carry out logging activity*	
61 – the average time for SFMP approval by ICMBio*	
62 – the average time for inspection and approval of the annual operational plan*	
63 – number of ICMBio staff to meet the demands of the communities regarding timber management*	
64 - distance from ICMBio offices for communities to access their services*	
65 – community capacity to prepare the documents to obtain the timber forest management permit	
66 – clarity of the stages of the licensing process of community forest management*	

* questions applied to the three stakeholder groups: Community, Government and Partners. The others were only applied to Community and Government groups.

Source: The authors.

3 RESULTS

3.1 SWOT ANALYSES

The Swot results on CFM were presented for the three most voted options by each element of Swot analyses for all interviews (n = 111) and by stakeholder groups (Fig. 1). The main *Strength* pointed out by the interviewees was associated with social *organization, technical capacity of communities and job opportunities* offered by the forest management activity. Overall, stakeholder groups agreed with the same choices, but the government group did not highlight the community technical capacity as a strength. As the main *Weakness*, the interviewees chose *access to machinery (e.g. skidder, bulldozer), the logging licensing process, and the low number of community members trained for timber management*. The disaggregated data showed that partners highlighted aspects associated with logging operation (licensing, timber processing and marketing). Communities agreed with them on the difficulty to access logging licensing but, like Government, considered access to machinery as the main weakness for CFM.

Overall, the *partnerships* (from Government, NGO and Universities) for the CFM were perceived as the greatest *Opportunity* by interviewees, followed by *land tenure security*, which facilitated the approval of logging license (Fig. 1). However, stakeholders differed when ranking priorities: land tenure security for Partners; the environmental agency's support for Communities; and the partnership with research institutions and NGOs for Government.

	S Strength	W Weakness	O Opportunity	T Threat
Total (n=111)	<p>Communities organized in associations or cooperatives (n=42; 37.8%)</p> <p>Communities with technical logging capabilities (n=18; 16.2%)</p> <p>Job opportunities (n=17; 15.3%)</p>	<p>Access to machinery and equipment (n=29; 26.1%)</p> <p>Access to the logging licensing processes (n=22; 18.8%)</p> <p>Few people trained for timber management (n=17; 15.3%)</p>	<p>ICMBio support (n=41; 36.9%)</p> <p>Partnership with NGOs and universities (n=31; 27.9%)</p> <p>Land tenure security for logging permit (n=14; 12.6%)</p>	<p>The delay for logging license approval (n=38; 34.2%)</p> <p>Missing or outdated P.A. management plan (n=21; 18.9%)</p> <p>Centralized decision-making in ICMBio headquarters (n=18; 16.2%)</p>
Partners (n=15)	<p>Communities organized in associations or cooperatives (n=8; 53.3%)</p> <p>Others (n=3; 20%)</p> <p>Communities with technical logging capabilities; and, Job opportunities (both: n=2; 13.3%)</p>	<p>Access to the logging licensing processes (n=5; 33.3%)</p> <p>Difficulty in marketing wood (n=3; 20%)</p> <p>Difficulty in processing wood (n=2; 13.3%)</p>	<p>Land tenure security for logging permit (n=6; 40%)</p> <p>Partnership with NGOs and universities (n=4; 26.7%)</p> <p>ICMBio support (n=2; 13.3%)</p>	<p>Lack of funding for communities (n=2; 14.3%)</p> <p>Legal rules inappropriate for CFM (n=3; 20%)</p> <p>Others (n=4; 26.7%)</p>
Communities (n=82)	<p>Communities organized in associations or cooperatives (n=29; 35.4%)</p> <p>Communities with technical logging capabilities (n=15; 18.3%)</p> <p>Job opportunities (n=13; 15.9%)</p>	<p>Access to machinery and equipment (n=24; 29.3%)</p> <p>Access to the logging licensing processes (n=16; 19.5%)</p> <p>Few people trained for timber management (n=15; 18.3%)</p>	<p>ICMBio support (n=36; 43.9%)</p> <p>Partnership with NGOs and universities (n=21; 25.6%)</p> <p>Land tenure security for logging permit (n=7; 8.5%)</p>	<p>The delay for logging license approval (n=34; 41.5%)</p> <p>Centralized decision-making in ICMBio headquarters (n=17; 20.7%)</p> <p>P.A. management plan missing or outdated (n=14; 17.1%)</p>
Government (n=14)	<p>Communities organized in associations or cooperatives (n=5; 35.7%)</p> <p>Job opportunities (n=2; 14.3%)</p> <p>Others (n=4; 28.6%)</p>	<p>Access to machinery and equipment (n=4; 28.5%)</p> <p>Weak social organization (n=2; 14.3%)</p> <p>Others (n=4; 28.5%)</p>	<p>Partnership with NGOs and universities (n=6; 42.9%)</p> <p>ICMBio support (n=3; 21.4%)</p> <p>Combating illegal logging; and, Few competitors in legal timber market (both: n=2; 14.3%)</p>	<p>P.A. management plan missing or outdated (n=7; 50%)</p> <p>The delay for logging license approval (n=2; 14.3%)</p> <p>Lack of funding for communities (n=2; 14.3%)</p>

Figure 1 | Swot diagram on Community Forest Management in two Amazon protected areas. The results included the three first options prioritized in each block.

Source: The authors.

As for *Threats*, the interviewees highlighted the bureaucratic process involved with CFM, pointing out *the delays in logging licensing, the missing or outdated PA management plan and the centralized decision-making process* in ICMBio. For Communities, the operational issue (delays in licensing) was more relevant, while the Government centred on public management (lack of PA management plan). However, Partners prioritized other elements, such as the lack of funding for communities and the fact that the legal framework for logging was unsuitable for the specificities of traditional communities.

The different visions among stakeholder groups in the Swot exercise could be visualized by their different choices among SWOT categories (Fig. 2). Stakeholders only fully agreed on strengths for CFM.

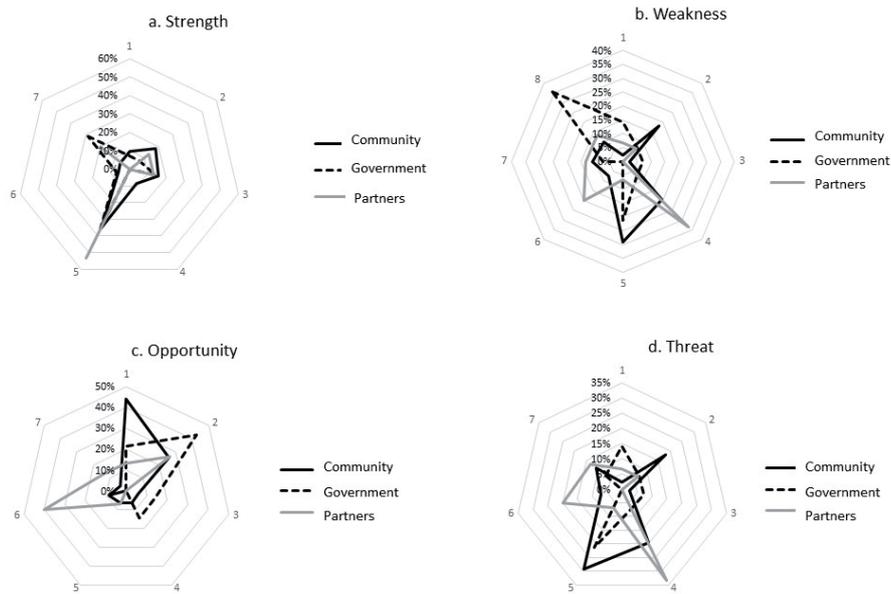


Figure 2 | Spider charts with Swot results showing (dis)similarities among stakeholder choices. Their numbers represent multiple-choice options (see table 1) outside the web. Each line in the web represents the percentage of responses for a different choice.

Source: The authors.

Additionally, when looking at the data across PAs, despite prioritizing different *Strengths and Weaknesses* among the three most voted choices, communities from both PAs agreed on their choices for *Opportunities and Threats*. As for *Strengths*, community members of Flona Tapajós (n = 40) prioritized job opportunities (25%) while Resex VpS (n = 42) emphasized social organization (50%). As for *Weakness*, members of Flona Tapajós (although recognized their technical capacity) highlighted the low number of trained people (27.5%) in relation to the population of the protected area, while members of Resex Vps chose access to machinery (33.3%). On the other hand, the communities for both PAs agreed on the same *Opportunity* (“ICMbio support”; 50% and 38.1% for Flona Tapajos and Resex VpS, respectively) and *Threat* (“the delay of logging license approval”; 45% and 38.1%, respectively).

3.2 LIKERT SCALE SURVEY

The analysis of stakeholder satisfaction on the autonomy of traditional communities in performing CFM by using the four parameters, first compared *Community vs Government* perceptions using the 66 questions of the questionnaire (Tab. 3) and then compared the three stakeholder groups (Community; Government; and Partners) using the 21 shared questions (Tab. 4).

For *Community vs Government* analysis, the parameter “Business management” is the only one that showed significant differences between PAs (Tab. 3d). Government showed higher satisfaction with

Flona Tapajós (level 4) than with Resex VpS (level 3). Communities from different PAs were both neutral about this parameter. Overall, “Business management” received the lowest satisfaction among the parameters (mean score = 3.44). The same trend is shown when analyzing aggregated data (independent of parameters), mostly because of differences in *Government* opinion between PAs, which showed higher satisfaction with Flona Tapajós (Tab. 3e). For the parameters “Social Organization and Labor” and “Productive choices and Community Development” (Tab. 3a, c), the community from Resex VpS was significantly more satisfied than the community from Flona Tapajós. “Social Organization and Labor” received the highest mean score among the parameters (3.84). *Government* and *Community* were neutral regarding the parameter “Participatory Decision Making” (Tab. 3b).

Table 3 | Perceptions of Community and Government groups on the autonomy of traditional populations by parameters (“A” to “D”) and total (“E”). Numbers are shown in mean values (standard deviation) of Likert scale choices (1-5).

A. SOCIAL ORGANIZATION AND LABOR

Group*	Protected Area			p-value		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Group	PAs	Interaction
Community	3.7 (0.45) ^a	4.0 (0.35) ^b	3.9 (0.42)	0.284	0.848	0.014**
Government	3.9 (0.43) ^{a:b}	3.6 (0.34) ^{a:b}	3.8 (0.41)			
Total	3.8 (0.46)	4.0 (0.37)	3.9 (0.42)			

B. PARTICIPATORY DECISION MAKING

Group*	Protected Area			p-value		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Group	PAs	Interaction
Community	3.5 (0.69) ^a	3.5 (0.49) ^a	3.5 (0.59)	0.102	0.413	0.375
Government	3.9 (0.42) ^a	3.6 (0.31) ^a	3.8 (0.40)			
Total	3.6 (0.67)	3.5 (0.47)	3.5 (0.57)			

C. PRODUCTIVE CHOICES AND COMMUNITY DEVELOPMENT

Group*	Protected Area			p-value		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Group	PAs	Interaction
Community	3.5 (0.49) ^a	3.8 (0.38) ^c	3.6 (0.46)	0.993	0.527	0.004**
Government	3.8 (0.52) ^{a:c}	3.4 (0.51) ^{a:c}	3.6 (0.55)			
Total	3.5 (0.51)	3.7 (0.41)	3.6 (0.47)			

D. BUSINESS MANAGEMENT

Group*	Protected Area			p-value		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Group	PAs	Interaction
Community	3.6 (0.55) ^{a:b}	3.4 (0.32) ^a	3.5 (0.46)	0.381	0.001**	0.002**
Government	3.8 (0.27) ^b	2.8 (0.31) ^c	3.4 (0.58)			
Total	3.6 (0.52)	3.3 (0.36)	3.4 (0.47)			

E. TOTAL

Group*	Protected Area			p-value		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Group	PAs	Interaction
Community	3.6 (0.47) ^{a,b}	3.6 (0.31) ^{a,b}	3.6 (0.39)	0.832	0.009**	0.004**
Government	3.9 (0.30) ^a	3.3 (0.28) ^b	3.6 (0.43)			
Total	3.6 (0.46)	3.6 (0.32)	3.6 (0.40)			

* Groups with equal lower case do not differ significantly

** Statistically significant ($p < 0.05$)

Source: The authors.

The comparison among the three stakeholder groups (Tab. 4) showed that *Partners* were significantly less satisfied (mean score = 2.8) with the autonomy than other groups (mean score = 3.4). *Communities* of both PAs and *Government* from Flona Tapajós did not differ in their satisfaction. However, in Resex VpS, *Government* presented a score (3.1) as low as *Partners* (2.8).

Table 4 | Comparison among the three stakeholder groups of the perception of autonomy for CFM (21 questions).

Group	N	Mean value (SD)	p
Communities	82	3.4 (0.41) ^a	
Government	14	3.4 (0.52) ^a	< 0.001
Partners	15	2.8 (0.50) ^b	
Total	111		
Flona Tapajós (Community)	40	3.4 (0.49) ^{a,b}	
Resex VpS (Community)	42	3.4 (0.33) ^{a,b}	< 0.001
Flona Tapajós (Government)	8	3.7 (0.49) ^b	
Resex VpS (Government)	6	3.1 (0.27) ^{a,c}	
Partners	15	2.8 (0.50) ^c	

Groups with equal lower case do not differ significantly

** Statistically significant ($p < 0.05$)

Source: The authors.

4 DISCUSSION

Overall, the Swot analysis showed that although stakeholder groups agree on variables that somehow affect the CFM, the rank of importance differed among groups. Furthermore, the autonomy of traditional communities to develop CFM was also perceived differently among stakeholders. In general, *Communities* and *Government* were more satisfied with the way in which communities organize themselves (*social organization and labour*) than with their form of doing business (*business management*). In turn, *Partners* appeared to be more pessimistic about community autonomy.

Partnerships with different interests are not a problem when the same ultimate goal is pursued among stakeholders, as observed in the CFM multi-partner governance experience at Flona Tapajós (ESPADA; SOBRINHO, 2019). However, the difference in perception among stakeholders may contribute to misunderstandings and conflicts in the way of approaching and solving issues. In this sense, different aspirations between stakeholders may cause a mismatch with communities' claims. Thus, in some cases,

what was perceived as below the aspirations of other actors may still be satisfactory for forest-dwellers. For instance, the perception of autonomy for the management of the forestry enterprise was more significant for the members of the Resex than for the Government. Moreover, the delay in approving management licenses was considered the biggest threat for Community while the Government and Partners minimally considered this issue. This fact highlights the importance of listening carefully to what communities need to develop their economic activities instead of telling them how to do it.

The autonomy of forest-dwellers in public areas permeates the direct relationship with State apparatus, the rules that interfere in the community's activities and spaces of decision-making. When co-managing common resources, autonomy may be facilitated when there is a relationship of trust between communities and the public agency (OSTROM, 2008). In this context, the Community group recognized the support of the managing agency (ICMBio) in CFM as the greatest opportunity for economic activity, indicating a relevant political openness from Government. Trust between actors is vital in a context where different stages of CFM depend on ICMBio's decision for its development (ICMBIO, 2011; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019) and may affect both social interactions and local environmental conditions (PORRO, R.; PORRO, N. M., 2022).

Another positive factor for the community's productive activities in the Amazon is that a protected area brings land security in a region where the land title is a historical issue. In this study, the more a specific actor was involved with the bureaucracy associated with logging licensing processes, the more the actor recognized the importance of safe land use. Secure forest tenure involves a set of specific rights and benefits derived from forests (access, withdrawal, and benefits), management (overall decision-making including rights of exclusion), and alienation (ownership, right to compensation, right to sale) (SCHLAGER; OSTROM, 1992). Partners, followed by Communities, showed that view, but not by Government. The first usually assist the second on licensing. Forest management is a long-term activity (minimum cutting cycle of 10 years) and requires proof of land ownership (MMA, 2006). For that reason, many traditional communities in the region choose to request that their territories are considered PAs so that they may protect their ancestral lands, ensure the development of economic activities and access State social benefits (ARNAUD, 2019; MARIN, 2014).

On the other hand, in a context where their land is under the public domain, maintaining community autonomy in decision-making processes becomes a relevant issue for traditional communities. Interventions through state-controlled decision-making seriously undermine land tenure security by restricting local communities' access and control over forest areas. (DHUNGANA *et al.*, 2017). Nevertheless, in the two PAs evaluated in this study, the satisfaction of both Community and Government groups in the parameter "Participation in Decisions" was neutral, indicating room for substantial improvements. The interviews of many Communities members indicated that they had no knowledge of the decisions of the PA Councils. As communities are legally responsible for their managed areas, active and transparent community participation in decisions that influence CFM should be encouraged in public forests (AMARAL; AMARAL NETO, 2006; AMARAL *et al.*, 2007; LIMA, 2018).

The productive activities of traditional communities are recognized as diversified and structured according to an annual productive calendar (BENATTI, 2003; PORRO *et al.*, 2008). Dependence and delays in acquiring the logging license may interfere with their freedom to manage productive activities. Likewise, the PAs' lack or outdated management plan directly interferes with the degree of autonomy of community development and productive choices and impacts the stability of these choices in the medium and long term. Not surprisingly, both elements have been identified as a threat to the CFM. Both are under the responsibility of the environmental agency. Thus, the State determines the scope of community autonomy through its rules and structural conditions. The development of productive forest activities is related to the role of the State, policy provisions, nature of forest administration, and decision-making processes (DHUNGANA *et al.*, 2017). In this sense, to enable productive activities of traditional communities, the public agency would need to synchronize the political will to support the development of CFM with its legal requirements and bureaucratic structures. Regulatory processes

that ultimately reduce community autonomy or make it unfeasible must be modified. To enhance the engagement of different communities in the Amazon in the CFM model, therefore, the community system of use and management of natural resources, as well as their productive capacity and organization, should be considered in the foundations of the legal and normative structures of the logging activity (ASSUNÇÃO; PORRO, 2018; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019).

Amazon forest-dwellers are not a uniform category. For instance, in productive activities, they may differ depending on their cultural background, local characteristics, and training opportunities. Flona Tapajós' pioneering forest management has received significant financial support and training from several partners for years (ESPADA *et al.*, 2018), which is unlikely to be repeated in the Amazon scale. Differences between the two PAs in this study reflected the degree of stakeholder satisfaction. For example, regarding business management, the Government group expressed greater satisfaction with Flona Tapajós than with Resex VpS. For the former, the major concern was job creation, while for the latter was still the difficulty in dealing with the bureaucracy of the CFM licensing process. The simplification of licensing process could therefore facilitate the access and understanding of communities in different stages of maturity in CFM.

Business management proved to be still a challenge for community autonomy, usually associated with little experience in business management by communities (EKE *et al.*, 2016). Nevertheless, as communities are aware of that, they have also found ways of dealing with it. For instance, some of them migrate from partnerships with NGOs to employing professionals who help them in accounting and timber marketing under their supervision. However, it is noteworthy that the potential conflict between the traditional way of timber management by communities (DIEGUES; ARRUDA, 2001; PACKER, 2015) and the use of formal CFM techniques imposed by the regulations was not verified in this study. The technical procedures in logging production and the formalization of associations or cooperatives were not perceived by the Community group as an issue for their autonomy. However, logging techniques require training (ESPADA *et al.*, 2018), which represents an enormous effort to overcome for Amazon communities. Additionally, the formalization of social organizations involves financial, legal and accounting challenges (PAES, 2018) since the sustainability of the community timber business requires proper administration and management for the long-term growth and permanence of the activity (RADACHOWSKY, 2013).

Therefore, incentives and support are needed for the evolution of CFM in the region. Public policies should be directed to this specific public to give them conditions without loss of autonomy. Some key elements may involve, for instance, opportunities to access credit (e.g., for rental or purchase of machinery) or technical, operational and administrative changes in the current CFM model towards a more adaptable one to community realities (LIMA, 2018).

The establishment of partnerships has contributed to the implementation of the CFM in the Amazon (ESPADA; SOBRINHO, 2019; LIMA, 2018; MEDINA; POKORNY, 2014; WALDHOFF, 2014). However, they cannot result in the loss of autonomy of communities in accessing the natural resources on their own (MEDINA, 2012). In this study, for the *Partner* group, and to a certain degree for the *Government* group, the community autonomy for carrying out the timber business is still far from reality, especially in Resex VpS. However, due to their roles in CFM, both actors are in a position to pressure for changes that optimize the independence of communities, incorporating adaptive management, promoting training in commercial and financial management and building bridges to fair markets. On the other hand, as revealed by the community's perception, the satisfaction with their autonomy in CFM can be achieved in more specific conditions than that desired or expected by third parties. It is argued that the effectiveness of community forest management demands the articulation between the consolidation of the internal social norms of the community with the production activities traditionally carried out (ASSUNÇÃO; PORRO, 2018).

For CFM to become a reality as a productive alternative in the Amazon, it may be necessary to provide effective participation opportunities in decision-making processes and time and conditions so that traditional communities can be protagonists of their financial security and the sociocultural

reproduction of their way of life.

5 CONCLUSION

In both case studies, communities and government were similar in their perception of the autonomy of communities to develop CFM, while partners were critical. Communities and government were satisfied with the forms of social organization, productive choices and development of traditional communities to carry out CFM. On the other hand, they were less satisfied with the decision-making processes in PA management and with the business management by communities.

The stakeholders' perception showed that the CFM has operational difficulties in different stages that may lead to different views among the stakeholders. This mismatch in perception and priorities may postpone solutions in the long run. Ultimately, the State determines the scope of community autonomy in CFM in public areas through its rules and structural conditions. Therefore, through its rules, the government may foster greater autonomy for traditional communities in their productive activities. In order to be able to multiply the experience of CFM as an economic alternative for Amazon forest-dwellers, it is essential to ensure that communities can make the forestry business viable with regulatory requirements kept to a minimum. Licensing, operational tools and administrative knowledge are still bottlenecks for community enterprises. Being forest-dwellers in public areas, the broad inclusion of community members in decision-making processes is also essential.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author received partial support (scholarship) from the National Council for Scientific Development and Technology (CNPq). We thank all interviewees who agreed to collaborate in this study. David Oren reviewed the English version of the manuscript.

REFERENCES

- AMARAL, P.; AMARAL NETO, M. **Manejo florestal comunitário: processos e aprendizagens na Amazônia brasileira e na América Latina**. Belém: IEB: Imazon, 2005.
- AMARAL, P. *et al.* **Guia para o manejo florestal comunitário**. Belém: Imazon, 2007.
- ARNAUD, M. J. C. **As ações do Estado e dos movimentos socioterritoriais em conflitos na Reserva Extrativista “Verde para sempre” em Porto de Moz, estado do Pará**. 2019. 234p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia, MG, 2019.
- ASSUNÇÃO, H. N.; PORRO, R. Extração de madeira e organização social no PDS Virola-Jatobá, Anapu, Pará: percepções e discursos contrastantes em um assentamento ambientalmente diferenciado. **Sustentabilidade em Debate** – Brasília, v. 9, n. 3, p. 79-95, dez/2018.
- AZEVEDO-RAMOS, C. B.; PACHECO, J. S. Economia florestal comunitária e familiar na Amazônia. *In*: PEZZUTI, J.; AZEVEDO-RAMOS, C. (Org.). **Desafios Amazônicos**. Belém: NAEA, 2016, p. 357-398.
- BENATTI, J. H. A titularidade da propriedade coletiva e o manejo florestal comunitário. **Revista de Direito Ambiental**, v. 26, 126-151, 2002.
- BENATTI, J. H. **Posse agroecológica e manejo florestal**. Curitiba: Juruá, 2003.

BENATTI, J. H. Propriedade comum na Amazônia: acesso e uso dos recursos naturais pelas populações tradicionais. *In: SAUER, S.; ALMEIDA, W. (Org.). Terras e territórios na Amazônia*. Brasília: UNB, 2011, p. 93-113.

BOONE JR, H. N.; BOONE, D. A. Analyzing Likert data. *Journal of extension*, v. 50, n. 2, p. 2, 2012.

BRANCALION, P. H. *et al.* Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances*, v. 4, n. 8, 2018, p. eaat1192.

BRAZIL. Decreto nº 6.040, de 7 de fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Brasília: **DOU**, de 08/02/2007.

BRAZIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília: **DOU**, de 23/08/2002.

BRAZIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 5, de 11 de dezembro de 2006. Brasília: **DOU**, de 13/12/2006.

CALEGARE, M. G. A.; HIGUCHI, M. I. G.; BRUNO, A. C. S. Traditional peoples and communities: from protected areas to the political visibility of social groups having an ethnical and collective identity. *Ambiente & Sociedade*, v. 17, p. 115-134, 2014.

CARLSSON, L.; BERKES, F. **Co-management across levels of organization**: concepts and methodological implications. *In: LEAD PAPER PREPARED FOR THE RESILIENCE PANEL AT THE REGIONAL WORKSHOP OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR THE STUDY OF COMMON PROPERTY (IASCP). "Politics of the commons: articulating development and strengthening local practices"*, Chiang Mai, Thailand, 2003.

CAVALHEIRO, K.; SABOGAL, C.; AMARAL, P. Análise da Legislação para o Manejo Florestal por Produtores de Pequena Escala na Amazônia Brasileira. *In: CAVALHEIRO, K.; SABOGAL, C.; AMARAL, P.; Cifor; Proyecto For Live; Imazon; UFRA. Estudo comparativo "Análise do Marco Legal para o Manejo Florestal por Produtores de Pequena Escala na Amazônia"*. Belém: FORLIVE, 2008.

DE JONG, W. *et al.* Antecedentes, realidad y oportunidades del manejo forestal comunitario en América Latina. *In: SABOGAL, C. et al. (Org.). Manejo forestal comunitario en America Latina: experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro*. Borgor: Cifor, 2008, p. 35-66.

DHUNGANA, S. P. *et al.* Collaborative Forest Management in Nepal: tenure, governance and contestations. *Journal of Forest and Livelihood*, v. 15, n. 1, p. 27-42, 2017.

DIEGUES, A. C.; ARRUDA, R. S. V. **Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2001.

EKE, J. *et al.* **Desarrollo forestal empresarial por comunidades**: guía práctica para promotores forestales comunitarios en los trópicos americanos. [S. l.]: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie), 2016. Available from: <http://www.fao.org/3/a-i5984s.pdf>. Accessed on: 02 dec. 2020.

ESPADA, A. L. V. *et al.* Manejo florestal comunitário em Parceria na Amazônia brasileira: o caso da Flona do Tapajós. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional – G&DR*, v. 14, n. 1, p. 135-165, 2018.

ESPADA, A. L. V.; VASCONCELLOS SOBRINHO, M. Logging community-based forests in the amazon: an analysis of external influences, multi-partner governance, and resilience. *Forests*, v. 10, n. 6, p. 461, 2019.

FERREIRA NETO, P. S. **Projeto Ambé**: manejando a floresta e colhendo conhecimentos. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

GLIEM, J. A.; GLIEM, R. R. **Calculating, interpreting, and reporting Cronbach's alpha reliability coefficient for Likert-type scales.** Midwest Research-to-Practice Conference in Adult, Continuing, and Community Education. The Ohio State University, Columbus, OH, 2003, p. 8-10. Available from: <https://scholarworks.iupui.edu/handle/1805/344>. Accessed on: 30 nov. 2020.

GÜREL, E.; TAT, M. Swot analysis: a theoretical Review. **The Journal of International Social Research**, v. 10, 2017. Available from: <http://dx.doi.org/10.17719/jisr.2017.1832>. Accessed on: 20 apr. 2020.

HAJAR, R. *et al.* Framing community forestry challenges with a broader lens: case studies from Brazilian Amazon. **Environ Manage**, v. 92, p. 2159-2169, 2011.

HUMPHRIES, S.; MCGRATH, D. **Legal compliance and verification of small-scale producers in Brazil's forest sector.** San Francisco: Earth Innovation Institute and Chatham House, 2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO E BIODIVERSIDADE. Instrução Normativa nº 16, de 04 de agosto de 2011. Brasília: **DOU**, de 08/08/2011.

LIMA, C. A. T. **Manejo Florestal Comunitário na Amazônia Brasileira:** uma abordagem sobre manejo adaptativo e governança local dos recursos florestais em Reserva Extrativista. 2018. 204 p. Tese (Doutorado em Ciências do Desenvolvimento Socioambiental) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

MARIN, T. I. S. **Manejo florestal comunitário em unidades de conservação na Amazônia:** uma avaliação de impacto na Resex Verde para Sempre – PA e na RDS Rio Negro – AM. 2014. 194p. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2014.

MEDINA, G. S. Governança local para o manejo florestal na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 27, n. 78, 2012, p. 79.

MEDINA, G.; POKORNY, B. **Avaliação financeira do manejo florestal comunitário.** Goiânia: Kelps, 2014.

OSTROM, E. **Governing the commons:** the evolution of institutions for collective action. 21. ed. Nova York: Cambridge University Press, 2008.

PACHECO, P. Small holders and Communities in Timber Markets: conditions shaping diverse forms of engagement in Tropical Latin America. **Conservation and Society**, v. 10, n. 2, p. 114-123, 2012.

PACHECO, J. S.; AZEVEDO-RAMOS, C. Os regulamentos do manejo florestal madeireiro e a autonomia das populações tradicionais em unidades de conservação da Amazônia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 50, 2019.

PACKER, L. A. **Novo código florestal & pagamentos por serviços ambientais:** regime proprietário sobre os bens comuns. Curitiba: Juruá, 2015.

PAES, J. E. S. **Fundações, associações e entidades de interesse social:** aspectos jurídicos, administrativos, contábeis, trabalhistas e tributários. – 9. ed. rev. e atual. – Rio de Janeiro: Forense, 2018.

POKORNY, B.; JOHNSON, J. Community Forestry in the Amazon: the unsolved challenge of forests and poor. **Natural Resource Perspectives**, v. 112, 2008.

PORRO, N. *et al.* Capacidades organizativas para el manejo forestal comunitário frente a las demandas y expectativas oficiales. *In:* SABOGAL, C. *et al.* (Org.). **Manejo forestal comunitario en America Latina:** experiencias, lecciones aprendidas y retos para future. Borgor: Cifor, 2008, p. 35-66.

PORRO, R.; PORRO, N. M. State-led social and environmental policy failure in a Brazilian forest frontier: sustainable development project in Anapu, Pará. **Land Use Policy**, v. 114, 2022, p. 105935.

RADACHOWSKY, J. Concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala: una década después. *In*: GUARIGUATA, M. (Org.). **Avances y perspectivas del manejo forestal para uso múltiple en el trópico húmedo**. Bogor: Cifor, 2013. p. 11-35.

RITCHIE, B. *et al.* **Critérios e indicadores de sustentabilidade em florestas manejadas por comunidades**. Cifor, 2001.

SCHLAGER, E.; OSTROM, E. Property-rights regimes and Natural Resources: a conceptual analysis. **Land Economics**, 1992, p. 249-262.

VERÍSSIMO, A. **Influência do Promanejo sobre políticas públicas de manejo florestal sustentável na Amazônia**. Brasília, DF: MMA, 2005.

WALDHOFF, P. **Resultados da avaliação do manejo florestal comunitário sobre os meios de vida de seus protagonistas**: destaque para conservação ambiental em detrimento da produção e autonomia. 2014. 150p. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, SP, Piracicaba, 2014.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River, NJ: Person Prentice-Hall, 5. ed., 2010.

A autonomia produtiva de moradores de floresta pública na Amazônia: estudos de dois casos de manejo madeireiro comunitário

The productive autonomy of public forest-dwellers in the Amazon: two case studies of community timber management

Jéssica Pacheco ¹

Cláudia Azevedo-Ramos ²

Eduardo Nakano ³

¹ Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil
E-mail: jessica.pcheco@gmail.com

² Doutorado em Biologia, Professora, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil
E-mail: claudia.azevedoramos@gmail.com

³ Doutorado em Estatística, Professor Associado, Departamento de Estatística, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil
E-mail: eynakano@gmail.com

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41492

Received: 18/12/2021
Accepted: 16/03/2022

ARTICLE – VARIA

RESUMO

Os moradores de florestas públicas na Amazônia brasileira compartilham a gestão do território e dos recursos naturais com o governo, sujeitando-se às regras do Estado. Este estudo tem como objetivo avaliar a percepção de partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais para realizar o Manejo Florestal Comunitário madeireiro (MFC) em duas unidades de conservação federais. Uma análise Swot (Fofa) revelou incompatibilidades nas prioridades entre os grupos de partes interessadas (Comunidades, Governo e Parceiros). Quatro parâmetros de autonomia foram avaliados por 111 entrevistados por meio de questionário de satisfação. As Comunidades e o Governo foram semelhantes na sua percepção da autonomia das comunidades para desenvolver o MFC, enquanto os Parceiros foram mais pessimistas. As partes interessadas mostraram maior satisfação com a organização social das comunidades do que com sua capacidade de gestão de negócios. Licenciamento, ferramentas operacionais e conhecimento administrativo foram percebidos como gargalos para as empresas comunitárias. Políticas públicas direcionadas e uma exigência regulatória mínima para o MFC podem garantir a autonomia da comunidade para manter seu modo de vida e viabilizar seus empreendimentos florestais.

Palavras-chave: Brasil. Manejo Florestal Comunitário. Percepção de autogoverno. Populações tradicionais. Unidade de Conservação.

ABSTRACT

Forest-dwellers in the Brazilian Amazon public forests share the management of the territory and natural resources with governmental agencies, subjecting themselves to State rules. This study aims to evaluate the perception of stakeholders about the autonomy of traditional communities to carry out community timber forest management (CFM) in two federal protected areas. A Swot analysis revealed mismatches in priorities among stakeholder groups (Communities, Government and Partners). Four autonomy parameters were evaluated by 111 stakeholders using a satisfaction questionnaire. Communities and Government had similar perceptions of the autonomy of communities to develop CFM, while Partners were pessimistic. Stakeholders showed greater satisfaction with communities' social organization than with their business management ability. Licensing, operational tools and administrative knowledge were perceived as bottlenecks for community enterprises. Nevertheless, targeted public policies and a minimum regulatory requirement for CFM may guarantee community autonomy to maintain their way of life and make their forest enterprises viable.

Keywords: Brazil. Community forest management. Protected area. Self-rule perception. Traditional populations.

1 INTRODUÇÃO

Os meios de subsistência de diversos povos e comunidades tradicionais da Amazônia brasileira tiveram de se adaptar às normas legais quando seus territórios foram transformados em Unidades de Conservação (UC), que permanecem como florestas públicas e sob a tutela do Estado. O termo "povos e comunidades tradicionais" foi legalmente definido no Brasil em 2007 como:

"Grupos culturalmente diferenciados que se reconhecem como tais, que possuem próprias formas de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição." (BRASIL, 2007).

No entanto, no Brasil, o termo comunidade tradicional refere-se apenas a povos não indígenas, como extrativistas, ribeirinhos, seringueiros, quilombolas (descendentes de escravos fugitivos), entre outros (CALEGARE *et al.*, 2014).

As unidades de conservação de uso sustentável incluem categorias de UCs brasileiras que permitem a residência de comunidades tradicionais e o uso de recursos florestais para fins comerciais sob regras específicas. Algumas unidades específicas, como florestas nacionais e reservas extrativistas (a partir de agora, apenas chamadas de UCs), constituem uma categoria jurídica de propriedade comum, pertencente ao Estado, mas cogerida com as comunidades (BENATTI, 2011; CARLSSON; BERKES, 2003). Assim, as comunidades estão subordinadas às leis estatais (BENATTI, 2002).

As comunidades tradicionais que vivem em UCs são, portanto, confrontadas por seus direitos reconhecidos em sua própria definição jurídica e pelo arcabouço legal associado ao manejo das florestas públicas pelo Estado. Embora a maioria dessas áreas seja resultado da luta histórica pelos direitos à terra pelas comunidades tradicionais (AMARAL; AMARAL NETO, 2005), é possível inferir que sua autonomia social e produtiva pode ter sido impactada pela cogestão do território com os órgãos públicos.

No Brasil, o regime de propriedade comum associado às formas coletivas de manejo de recursos naturais é chamado de "manejo florestal comunitário" (MFC). O MFC foi reconhecido pela Lei 11.284/2006

(Lei de Gestão de Florestas Públicas) como o manejo florestal pelas comunidades tradicionais para obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais. Eles podem usar de forma sustentável recursos florestais madeireiros e não madeireiros, bem como outros bens e serviços florestais. O MFC pode ocorrer em UCs brasileiras sob critérios e regulamentos específicos.

Desde a década de 1990, diversas iniciativas de MFC têm se desenvolvido na Amazônia incentivadas por projetos governamentais e cooperação internacional (VERÍSSIMO, 2005), revelando também diversos desafios para sua implementação, como a excessiva burocracia; inadequação e complexidade dos procedimentos técnico-administrativos para a realidade comunitária; altos custos; dependência financeira de parcerias; e falta de treinamento (AZEVEDO-RAMOS; PACHECO, 2016; CAVALHEIRO *et al.*, 2008; HAJAR *et al.*, 2011; MEDINA; PORKORNY, 2014; PACHECO, 2012; POKORNY; JOHNSON, 2008; WALDHOFF, 2014).

O órgão ambiental federal responsável pelas unidades de conservação brasileiras é o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Nas reservas extrativistas e florestas nacionais, a exploração de recursos florestais madeireiros deve seguir as normas de manejo do ICMBio, além das determinadas pela Lei nº 12.651/2012. Por exemplo, a atividade deve ser prevista no plano de manejo da UC (BRASIL, 2002) e aprovada por seus Conselhos (ICMBIO, 2011).

Apesar das dificuldades, iniciativas promissoras de MFC têm sido observadas na Amazônia com o apoio de partes interessadas, incluindo agências governamentais (DE JONG *et al.*, 2008; ESPADA *et al.*, 2018; HUMPHRIES; MCGRATH, 2014). No entanto, ainda não está claro se as regulamentações impostas em territórios públicos para a execução do MFC em unidades de conservação comprometem de algum modo as formas produtivas e a organização social dos moradores da floresta. Devido a essas restrições, a autonomia comunitária no MFC nas florestas públicas é entendida aqui como o livre-arbítrio das comunidades tradicionais para realizar suas atividades econômicas à sua maneira e garantir sua sobrevivência dentro dos parâmetros jurídicos do Estado.

Nesse contexto, este estudo avaliou a percepção das partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais para a realização de MFC em unidades de conservação na Amazônia brasileira. O manejo florestal madeireiro foi escolhido como atividade econômica a ser avaliada por se tratar de atividade regulamentada, diferentemente do manejo de recursos não madeireiros. Várias comunidades amazônicas tiveram que adaptar seu manejo tradicional para realizar MFC madeireiro em florestas públicas.

2 MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em duas unidades de conservação federais no Pará, Amazônia Oriental, Brasil, com longa história de implantação do MFC: Floresta Nacional do Tapajós (Flona Tapajós) e Reserva Extrativista Verde para Sempre (Resex VpS).

A Flona Tapajós possui 527 mil ha e 3.417 pessoas distribuídas em 24 comunidades. Foi criada em 1974 e abrange quatro municípios do estado do Pará: Belterra, Aveiro, Placas e Rurópolis. O primeiro projeto de manejo madeireiro de base comunitária data de 2005 (FERREIRA NETO, 2008). Um único Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) foi implantado por uma cooperativa gerida pela comunidade – Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós (Coomflona). A Coomflona possui 206 membros de diferentes comunidades (ESPADA *et al.*, 2018). Desde 2014, o MFC realizado pela Coomflona possui um ciclo de corte de 30 anos em uma área de 82.933.55 ha (Portaria ICMBio nº 511/2019), e é certificado pelo *Forest Stewardship Council* (FSC).

A Resex VpS está localizada no município de Porto de Moz e foi criada em 2004. Tem 1,3 milhão de hectares e 10 mil pessoas. A unidade de conservação é resultado de uma longa luta das comunidades contra madeireiros ilegais (MARIN, 2014). Na Resex VpS, seis iniciativas de MFC foram realizadas por associações comunitárias, cada uma com um PMFS. Um deles foi certificado pelo Sistema FSC em 2016. A área total sob MFC é de 44 mil hectares, com ciclo de corte de 25 anos.

As Florestas Nacionais do Brasil possuem Conselho Consultivo, enquanto as Reservas Extrativistas possuem um Conselho Deliberativo, chefiado pelo ICMBio e participação de diferentes partes interessadas. A Flona Tapajós tinha dois instrumentos legais importantes anteriores para o desenvolvimento de atividades de produção comunitária: o Plano de Manejo da UC, que define o zoneamento da unidade (por exemplo, áreas de produção e preservação), e uma licença de concessão estatal que permite o uso da terra e o acesso aos recursos florestais pelas comunidades (Contrato de Concessão de Direito Real de Uso – CCDRU). A Resex VpS não possuía nenhum dos instrumentos quando o Plano de Manejo Florestal Sustentável foi implementado e quando este estudo foi realizado, contando apenas com um Plano Emergencial.

2.2 ENTREVISTAS

Utilizou-se análise de documentos qualitativos para acessar o modelo de MFC empregado em cada UC (por exemplo, atas de reuniões; relatórios; planos operacionais; planos de manejo florestal sustentável; plano de manejo das UCs; plano emergencial). Com base nesses documentos, revisão da literatura sobre MFC, marco legal brasileiro e visitas prévias aos locais de estudo, elaboramos declarações e/ou perguntas e as aplicamos em entrevistas semiestruturadas para acessar a percepção das partes interessadas sobre a autonomia da comunidade para realizar MFC.

Foram entrevistados três grupos de partes interessadas: *Governo* (órgãos governamentais presentes na UC); *Parceiros* (instituições de pesquisa e organizações não governamentais que trabalham em parceria com as comunidades em MFC); e *Comunidade* (membros da comunidade que residiam nas áreas de estudo). Cada UC recebeu duas visitas em 2016. Na primeira visita, realizamos um teste-piloto do questionário, permitindo uma melhor compreensão das realidades para construir opções de escolha contextualizadas no questionário. Por exemplo, os problemas foram associados à fase de implementação do MFC de cada área de estudo; e a madeira ilegal, um desafio substancial na Amazônia (BRANCALION *et al.*, 2018), foi irrelevante para a realidade das UCs estudadas. Na segunda visita, aplicamos os questionários finais. O questionário teve um cabeçalho explicando a finalidade do estudo e um consentimento informando sobre a participação na pesquisa e o uso de dados assinados pelo entrevistado. As informações individuais foram mantidas anônimas, e usamos apenas dados agregados.

O questionário sobre autonomia comunitária no MFC teve duas partes: (a) uma análise Fofa (forças, fraquezas, oportunidades e ameaças); e (b) uma questão de satisfação em escala *Likert* de cinco pontos: (1) muito insatisfeito; (2) insatisfeito; (3) neutro; (4) satisfeito; e (5) muito satisfeito. As perguntas da pesquisa de escala de *Likert* medem a opinião ou atitude do entrevistado em relação a um determinado assunto.

A análise Fofa distingue entre o ambiente interno (forças e fraquezas) e externo (oportunidades e ameaças) (GÜREL; TAT, 2017). Apresentamos alternativas de múltipla escolha com base em fatores relevantes identificados na literatura, e os entrevistados foram instruídos a priorizar a melhor resposta em sua opinião (Tabela 1). Também demos a eles a escolha de adicionar uma resposta diferente se considerassem as outras inadequadas. As análises das respostas foram feitas por meio de estatísticas descritivas para o número total de entrevistados e por grupos de partes interessadas.

Tabela 1 | Opções de múltipla escolha oferecidas aos respondentes na análise Swot.

Opções	Força	Fraqueza	Oportunidade	Ameaça
1	Capacidade da comunidade de acessar o licenciamento do manejo florestal	Organização social fraca	Apoio do ICMBio	Tomada de decisão centralizada na sede do ICMBio
2	Comunidade capacitada para o manejo florestal	Poucas pessoas treinadas para o manejo madeireiro	Parceria com ONGs e universidades	Falta de financiamento para comunidades
3	Oportunidades de emprego	Participação nos lucros do MFC entre os membros da comunidade	Coibição da exploração ilegal de madeira	Atraso na aprovação da licença
4	Comunidade capaz de sozinha comercializar a madeira	Capacidade da comunidade de acessar o licenciamento do manejo florestal	Poucos concorrentes no mercado legal de madeira	Falta ou desatualização do plano de manejo da UC
5	Comunidade organizada em associações ou cooperativas	Acesso a maquinário e a equipamentos	Legislação adequada ao manejo comunitário	Interferência externa na tomada de decisão da comunidade
6	Distribuição satisfatória dos rendimentos do MFC entre os comunitários	Dificuldade na comercialização da madeira	Segurança fundiária para licenças do MFC	Regras inadequadas ao MFC
7	Outro	Dificuldade no processamento da madeira	Outro	Outro
8		Outro		

Fonte: Elaboração própria.

No questionário de escala *Likert* (BOONE JR, H. N.; BOONE, D. A., 2012), para escolher os parâmetros de análise, foram utilizados três elementos principais que podem interferir ou impactar o MFC: (i) normas de gestão de UC estabelecidas pelas normas do Sistema Nacional de Conservação (Lei 9.985/2000); e licenciamento do MFC em UC (Instrução Normativa do ICMBio nº 16/2011); (ii) o conjunto de procedimentos envolvendo o manejo florestal e a produção madeireira; e (iii) o modo tradicional de vida das comunidades que habitam florestas. Utilizou-se, então, quatro parâmetros para avaliar a satisfação das partes interessadas com a autonomia das comunidades tradicionais no MFC:

- a. *Organização Social e Trabalho*: a organização social da comunidade é fundamental para o desenvolvimento e o cumprimento das diferentes etapas do manejo (AMARAL; AMARAL NETO, 2005; MEDINA; POKORNY, 2014), bem como a implementação de seu sistema de governança com a clara participação de membros da comunidade (RITCHIE et al., 2001). Além disso, associações ou cooperativas são exigidas como pessoas jurídicas responsáveis pelo desenvolvimento da atividade madeireira (Instrução Normativa nº 16/2011), e tornou-se a forma de coordenar e gerir as atividades das comunidades tradicionais (DE JONG et al., 2008, p. 65). No entanto, como suas formas originais de organização e trabalho são caracterizadas pela diferenciação cultural "[...] com base na cooperação social e na própria relação com a natureza" (DIEGUES; ARRUDA, 2001, p. 27), é relevante avaliar a percepção das partes interessadas na forma como as comunidades realizam suas atividades produtivas.

- b. *Participação em Decisões*: a participação da comunidade é altamente relevante para influenciar decisões que fortalecem e estruturam o MFC (AMARAL; AMARAL NETO, 2005). O Conselho Deliberativo (ou Consultivo) é a arena de tomada de decisão em UCs (Lei nº 9.985/2000) e inclui representantes do governo, organizações não governamentais e comunidades. No plano local, porém, cada comunidade exerce sua influência nas decisões sobre as atividades desenvolvidas em seu território por meio de sua Assembleia (AMARAL et al., 2007). Assim, é essencial avaliar a percepção dos atores sobre o grau de autonomia da comunidade nos processos decisórios em um contexto imposto pelas regras do Estado.
- c. *Escolhas produtivas e Desenvolvimento Comunitário*: o desenvolvimento de uma determinada atividade pela comunidade envolve a escolha de objetivos e estratégias, tais como a área produtiva selecionada e o recurso florestal a ser explorado (AMARAL et al., 2007). Portanto, uma avaliação do grau de autonomia comunitária neste parâmetro requer uma compreensão das regras de uso da terra, critérios de produção e a influência de outros atores sociais nas escolhas produtivas (RITCHIE et al., 2001).
- d. *Gestão Empresarial*: o planejamento da produção e sua comercialização são fundamentais para a estabilidade e sucesso da atividade produtiva (AMARAL et al., 2007). A gestão do negócio madeireiro, aliada à liberdade de realizar atividades planejadas, revela capacidades comunitárias para a organização produtiva, incluindo processamento e comercialização (PORRO et al., 2008). O nível de envolvimento e de participação dos atores externos nessas atividades também reflete o grau de independência da comunidade. Aspectos extrínsecos da exploração madeireira também podem interferir na gestão empresarial por parte das comunidades, como o acesso ao crédito e licenciamento (AZEVEDO-RAMOS; PACHECO, 2016; MEDINA; POKORNY, 2014; WALDHOFF, 2014).

Cada parâmetro teve questões específicas, totalizando 66 questões (Tabela 2). Os grupos *Comunidade* e *Governo* responderam às 66 perguntas, enquanto os *Parceiros* responderam apenas 21 perguntas associadas à sua atuação. Portanto, apenas essas 21 questões foram utilizadas nas análises quando os três grupos foram comparados (Tabela 2). O questionário de 66 perguntas e o de 21 perguntas apresentaram o valor alfa de Cronbach $\geq 0,6$, mostrando boa consistência interna (GLIEM, J. A.; GLIEM, R. R., 2003).

Para o grupo *Comunidade*, foram entrevistados 40 membros de 11 comunidades da Flona Tapajós e 42 membros de sete comunidades da Resex VpS, totalizando 82 entrevistados com mais de 18 anos. Para o grupo *Governo*, foram entrevistadas 14 pessoas (seis do ICMBio e oito do Serviço Florestal Brasileiro). Para *Parceiros*, foram entrevistadas 15 pessoas, incluindo membros de um instituto de pesquisa (duas pessoas da Universidade Federal do Oeste do Pará) e cinco ONGs (cinco pessoas do Comitê de Desenvolvimento Sustentável de Porto de Moz – CDS; três pessoas do Instituto Internacional de Educação do Brasil – IEB; duas pessoas do Instituto Floresta Tropical – IFT; uma pessoa do Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – Imazon; e duas pessoas do Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola – Imaflo).

As diferenças entre os grupos (*Comunidade*, *Governo* e *Parceiros*) e UCs (agências comunitárias e agências governamentais da Flona Tapajós e Resex VpS) foram testadas por Análise de Variância (Anova) bidirecional. A avaliação cruzada de dois níveis de segmento (*Comunidade* e *Governo*) e duas UCs (Flona Tapajós e Resex VpS) resultou em quatro grupos distintos, que foram comparados pela Anova unidirecional seguida pelo teste *pós-hoc* de Tukey.

A pontuação formada pelas 21 questões foi comparada entre os três grupos (*Comunidade*, *Governo* e *Parceiros*) e entre esses grupos em suas respectivas UCs através da Anova unidirecional seguida do

teste *pós-hoc* de Tukey. A comparação dos escores dos parâmetros foi realizada utilizando-se medidas repetidas de uma única Anova. A normalidade dos dados foi verificada anteriormente pelo teste não paramétrico *Kolmogorov-Smirnov*. Todos os testes foram realizados considerando hipóteses bilaterais e nível de significância de 5% (ZAR, 2010).

Tabela 2 | Perguntas sobre escala *Likert* de cinco pontos aplicadas para medir a satisfação das partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais no manejo florestal comunitário em duas unidades de conservação na Amazônia.

<i>Parâmetro</i>	<i>Perguntas</i>
Organização social e Trabalho	1 – respeito às formas de organização social (forma de representação e de tomada de decisão)
	2 – a forma como os líderes são escolhidos pela comunidade
	3 – associações representadas por líderes comunitários
	4 – comunidades participantes do processo de tomada de decisão na UC*
	5 – cumprimento das regras comunitárias por associações/cooperativas nas decisões sobre o manejo florestal madeireiro
	6 – consulta às famílias pela associação/cooperativa nas decisões sobre manejo madeireiro
	7 – liberdade das comunidades para resolver conflitos internos envolvendo manejo florestal madeireiro
	8 – respeito às áreas coletivas por todos os membros da comunidade
	9 – respeito às áreas da agricultura familiar por atividades de manejo madeireiro
	10 – respeito do período de atividades do manejo madeireiro ao calendário de festivais e práticas culturais da comunidade
	11 – liberdade para o uso de madeira caída
	12 – liberdade de uso do conhecimento tradicional nas etapas de exploração madeireira (por exemplo, inventário, mapeamento, exploração)*
	13 – interferência do manejo madeireiro na colheita de outros recursos florestais pela comunidade*
	14 – liberdade da comunidade na escolha da mão de obra para o manejo florestal
	15 – troca de conhecimentos tradicionais sobre o uso de recursos florestais de madeira entre comunitários
	16 – o volume de madeira disponível para atender às necessidades internas das comunidades

<i>Parâmetro</i>	<i>Perguntas</i>
Participação em Decisões	17 – número de representantes da comunidade no Conselho da UC
	18 – a forma como os representantes comunitários do Conselho da UC foram escolhidos
	19 – a intensidade da participação das famílias comunitárias em reuniões de associação/cooperativa sobre manejo madeireiro
	20 – discussão e aprovação da proposta do MFC pelo Conselho da UC*
	21 – medidas do Conselho da UC para garantir os interesses das comunidades no manejo madeireiro
	22 – divulgação antecipada das datas de reunião da associação para membros da comunidade
	23 – divulgação antecipada das datas das reuniões do Conselho da UC
	24 – acesso à informação sobre manejo madeireiro repassada às comunidades pelo ICMBio
	25 – acesso à informação sobre manejo madeireiro repassada às comunidades pela associação ou cooperativa
	26 – facilidade para entender as normas e documentos do ICMBio*
Escolhas produtivas e Desenvolvimento comunitário	27 – acesso a informações sobre os resultados das reuniões das associações/cooperativas
	28 – acesso a informações sobre os resultados das reuniões do Conselho da UC
	29 – participação das comunidades na elaboração ou revisão do plano de manejo da UC
	30 – liberdade das famílias para escolher como usar suas terras
	31 – liberdade das famílias para realizar o manejo florestal madeireiro
	32 – PMFS obrigatório para exploração madeireira de baixa intensidade em áreas coletivas ou familiares*
	33 – influência do ICMBio no planejamento territorial da UC*
	34 – conteúdo atual do plano de manejo da UC
	35 – liberdade para planejar atividades madeireiras pelas comunidades
	36 – participação das famílias na escolha de prioridades no manejo florestal madeireiro
	37 – interferência de ONGs ou empresas no planejamento da produção madeireira nas comunidades
	38 – interferência do ICMBio no planejamento da produção madeireira nas comunidades

Parâmetro	Perguntas
Gestão Empresarial	39 – participação nos lucros da produção madeireira
	40 – participação das famílias em decisões sobre onde utilizar o lucro da produção madeireira
	41 – liberdade das comunidades para decidir sobre a participação nos lucros da produção madeireira entre os membros
	42 – capacidade de comunidades desenvolverem o PMFS e o plano operacional anual
	43 – liberdade de associações/cooperativas para decidir sobre como gerenciar o negócio madeireiro*
	44 – liberdade das comunidades para gerenciar os valores obtidos com a venda de madeira
	45 – participação do ICMBio na gestão do negócio madeireiro*
	46 – participação de ONGs ou empresas na gestão do negócio madeireiro*
	47 – a capacidade das comunidades de gerenciar o negócio madeireiro*
	48 – entendimento das comunidades sobre técnicas de manejo florestal madeireiro
	49 – liberdade das comunidades para decidir com quem comercializar
	50 – participação do ICMBio na comercialização da madeira*
	51 – participação de parceiros (ONGs) na comercialização da madeira*
	52 – capacidade das comunidades para o processamento de madeira*
	53 – contribuição do lucro da madeira para investimentos em outras atividades produtivas
	54 – facilidade para acessar crédito ou investimentos para o manejo madeireiro*
	55 – independência das comunidades em relação a parceiros financeiros externos para o manejo madeireiro
	56 – controle das comunidades sobre gastos e lucros do manejo florestal madeireiro
	57 – transparência com a qual o saldo contábil da gestão madeireira é apresentado aos membros da comunidade
	58 – a capacidade das comunidades de pagar por assistência técnica ou treinamento
	59 – liberdade das comunidades escolherem o tipo de assistência técnica ou treinamento voltados ao manejo madeireiro
	60 – obrigatoriedade do contrato de concessão do direito real de uso para realização do manejo madeireiro*
	61 – o tempo médio de aprovação do PMFS pelo ICMBio*
	62 – tempo médio para vistoria e aprovação do plano operacional anual*
	63 – quantidade de funcionários do ICMBio para atender às demandas das comunidades em relação ao manejo madeireiro*
	64 – distância dos escritórios do ICMBio para que as comunidades acessem seus serviços*
65 – capacidade comunitária de elaboração dos documentos para obtenção da licença de manejo florestal madeireiro	
66 – clareza das etapas do processo de licenciamento do manejo florestal comunitário*	

* Questões aplicadas aos três grupos de partes interessadas: Comunidade, Governo e Parceiros. Os outros só foram aplicados a grupos comunitários e agências governamentais.

Fonte: Os autores.

3 RESULTADOS

3.1 ANÁLISE FOFA

Os resultados da análise Fofa no MFC foram apresentados para as três opções mais votadas por cada elemento da análise para todas as entrevistas (n = 111) e por grupos de partes interessadas (Figura 1). A principal *Força* apontada pelo total de entrevistados esteve associada à *organização social, capacidade técnica das comunidades e oportunidades de trabalho oferecidas* pela atividade de manejo florestal. No geral, os grupos de partes interessadas concordaram com as mesmas escolhas, mas o grupo Governo não destacou a capacidade técnica da comunidade como uma força. Como principal Fraqueza, os entrevistados escolheram o acesso a maquinário (por exemplo, skidder, trator de esteira), o processo de licenciamento madeireiro e o baixo número de membros comunitários treinados para o manejo madeireiro. Os dados desagregados mostraram que os *Parceiros* destacaram aspectos associados à operação madeireira (licenciamento, processamento e comercialização de madeira). As comunidades concordaram com eles sobre a dificuldade de acessar o processo de licenciamento, mas, como o *Governo*, consideraram o acesso a maquinários como a principal fraqueza do MFC.

No geral, as *parcerias* (de Governo, ONG e Universidades) para o MFC foram percebidas como a maior *Oportunidade* pelos entrevistados, seguidas pela *segurança da posse da terra*, o que facilitou a aprovação da licença da atividade madeireira (Figura 1). No entanto, as partes interessadas diferem quanto às prioridades de classificação: segurança da posse da terra para *Parceiros*; apoio do órgão ambiental para as *Comunidades*; e a parceria com instituições de pesquisa e ONG para o *Governo*.

	F Forças	O Oportunidades	F Fraquezas	A Ameaças
Total (n=111)	Comunidade organizada em associações ou cooperativas (n=42; 37.8%) Comunidade capacitada para o manejo florestal (n=18; 16.2%) Oportunidades de emprego (n=17; 15.3%)	Apoio do ICMBio (n=41; 36.9%) Parceria com ONGs e universidades (n=31; 27.9%) Segurança fundiária para licenças do MFC (n=14; 12.6%)	Acesso a máquinas e equipamentos (n=29; 26.1%) Capacidade da comunidade de acessar o licenciamento da atividade (n=22; 18.8%) Poucas pessoas treinadas para o manejo madeireiro (n=17; 15.3%)	Atraso na aprovação da licença (n=38; 34.2%) Falta ou desatualização do plano de manejo da UC (n=21; 18.9%) Tomada de decisão centralizada na sede do ICMBio (n=18; 16.2%)
Parceiros (n=15)	Comunidade organizada em associações ou cooperativas (n=8; 53.3%) Outros (n=3; 20%) Comunidade capacitada para o manejo florestal; e, Oportunidades de emprego (ambos: n=2; 13.3%)	Segurança fundiária para licenças do MFC (n=6; 40%) Parceria com ONGs e universidades (n=4; 26.7%) Apoio do ICMBio (n=2; 13.3%)	Capacidade da comunidade de acessar o licenciamento da atividade (n=5; 33.3%) Dificuldade na comercialização da madeira (n=3; 20%) Dificuldade no processamento da madeira (n=2; 13.3%)	Falta de financiamento para comunidades (n=2; 14.3%) Regras inadequadas ao MFC (n=3; 20%) Outros (n=4; 26.7%)
Comunidade (n=82)	Comunidade organizada em associações ou cooperativas (n=29; 35.4%) Comunidade capacitada para o manejo florestal (n=15; 18.3%) Oportunidades de emprego (n=13; 15.9%)	Apoio do ICMBio (n=36; 43.9%) Parceria com ONGs e universidades (n=21; 25.6%) Segurança fundiária para licenças do MFC (n=7; 8.5%)	Acesso a máquinas e equipamentos (n=24; 29.3%) Capacidade da comunidade de acessar o licenciamento da atividade (n=16; 19.5%) Poucas pessoas treinadas para o manejo madeireiro (n=15; 18.3%)	Atraso na aprovação da licença (n=34; 41.5%) Tomada de decisão centralizada na sede do ICMBio (n=17; 20.7%) Falta ou desatualização do plano de manejo da UC (n=14; 17.1%)
Governo (n=14)	Comunidade organizada em associações ou cooperativas (n=5; 35.7%) Oportunidades de emprego (n=2; 14.3%) Outros (n=4; 28.6%)	Parceria com ONGs e universidades (n=6; 42.9%) Apoio do ICMBio (n=3; 21.4%) Coibição da exploração madeireira ilegal; e, Poucos concorrentes no mercado legal de madeira (ambos: n=2; 14.3%)	Acesso a máquinas e equipamentos (n=4; 28.5%) Organização social fraca (n=2; 14.3%) Outros (n=4; 28.5%)	Falta ou desatualização do plano de manejo da UC (n=7; 50%) Atraso na aprovação da licença (n=2; 14.3%) Falta de financiamento para comunidades (n=2; 14.3%)

Figura 1 | Diagrama Fofa sobre Manejo Florestal Comunitário em duas unidades de conservação na Amazônia. Os resultados incluíram as três primeiras opções priorizadas em cada bloco.

Fonte: Os autores.

Quanto às *Ameaças*, os entrevistados destacaram o processo burocrático envolvido com o MFC, apontando *os atrasos no licenciamento, a falta ou desatualização do plano de manejo da UC e o processo centralizado de tomada de decisão* no ICMBio. Para as Comunidades, a questão operacional (atrasos no licenciamento) foi mais relevante, enquanto o *Governo* se concentrou na gestão pública (falta de plano de manejo da UC). No entanto, os *Parceiros* priorizaram outros elementos, como a *falta de financiamento para as comunidades* e o fato de que o *arcabouço legal para a exploração madeireira ser inadequado para as especificidades das comunidades tradicionais*.

As diferentes visões entre os grupos de partes interessadas na análise Fofa podem ser visualizadas por suas variadas escolhas entre as categorias Fofa (Fig. 2). As partes interessadas só concordaram plenamente sobre as *Forças* do MFC.

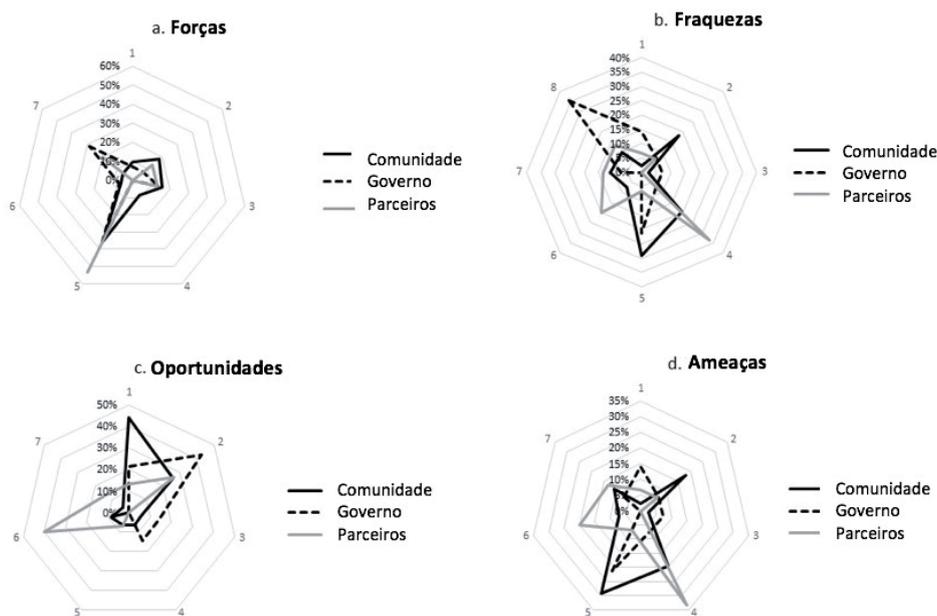


Figura 2 | Gráficos de aranha com resultados Fofa mostrando (des)semelhanças entre as escolhas das partes interessadas. As opções de múltipla escolha são representadas por seus números (ver tabela 1) fora da teia. Cada linha na teia representa a porcentagem de respostas para uma escolha diferente.

Fonte: Os autores.

Além disso, ao olhar para os dados em todas as UCs, apesar de priorizar diferentes *Forças* e *Fraquezas* entre as três escolhas mais votadas, as comunidades de ambas as UCs concordaram com suas escolhas para *Oportunidades* e *Ameaças*. Quanto às *Forças*, os membros da comunidade da Flona Tapajós ($n = 40$) priorizaram oportunidades de trabalho (25%), enquanto a Resex VpS ($n = 42$) enfatizou a organização social (50%). Quanto à *Fraqueza*, membros da Flona Tapajós (embora reconhecida sua capacidade técnica) destacaram o baixo número de pessoas treinadas (27,5%) em relação à população da unidade de conservação, enquanto os membros da Resex VpS optaram pelo acesso a maquinário (33,3%). Por outro lado, as comunidades de ambas as UCs concordaram com a mesma *Oportunidade* ("apoio do ICMBio"; 50% e 38,1% para Flona Tapajós e Resex VpS, respectivamente) e *Ameaça* ("o atraso na aprovação da licença do manejo florestal"; 45% e 38,1%, respectivamente).

3.2 PESQUISA DE ESCALA DE LIKERT

A análise da satisfação das partes interessadas sobre a autonomia das comunidades tradicionais na realização do MFC utilizando os quatro parâmetros primeiro comparou as percepções da *Comunidade versus Governo* utilizando as 66 questões do questionário (Tabela 3) e, em seguida, comparou os três grupos de partes interessadas (Comunidade, Governo e Parceiros) utilizando as 21 perguntas compartilhadas (Tabela 4).

Para análise *Comunidade versus Governo*, o parâmetro "Gestão Empresarial" é o único que apresentou diferenças significativas entre as UCs (Tabela 3d). O *Governo* apresentou maior satisfação com a Flona Tapajós (nível 4) do que com a Resex VpS (nível 3). Comunidades de diferentes UCs eram neutras sobre esse parâmetro. No geral, a "gestão empresarial" recebeu a menor satisfação entre os parâmetros (pontuação média = 3,44). A mesma tendência é mostrada ao analisar dados agregados (independentes de parâmetros), principalmente por diferenças na opinião do Governo entre as UCs, que apresentaram maior satisfação com a Flona Tapajós (Tabela 3e). Para os parâmetros "Organização social e Trabalho" e "Escolhas produtivas e Desenvolvimento comunitário" (Tabela 3a, c), a comunidade da Resex VpS ficou significativamente mais satisfeita do que a comunidade da Flona Tapajós. "Organização social e Trabalho" recebeu a maior pontuação média entre os parâmetros (3,84). *Governo* e *Comunidade* foram neutros em relação ao parâmetro "Participação em decisões" (Tabela 3b).

Tabela 1 | Percepções dos grupos Comunidade e Governo sobre a autonomia das populações tradicionais por parâmetros ("A" a "D") e total ("E"). Os números são mostrados em valores médios (desvio padrão) das escolhas de escala Likert (1-5).

A. ORGANIZAÇÃO SOCIAL E TRABALHO

Grupo*	Área protegida			p-valor		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Grupo	Passo	Interação
Comunidade	3.7 (0.45) ^a	4.0 (0.35) ^b	3.9 (0.42)	0.284	0.848	0.014**
Governo	3.9 (0.43) ^{a,b}	3.6 (0.34) ^{a,b}	3.8 (0.41)			
Total	3.8 (0.46)	4.0 (0.37)	3.9 (0.42)			

B. PARTICIPAÇÃO EM DECISÕES

Grupo*	Área protegida			p-valor		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Grupo	Passo	Interação
Comunidade	3.5 (0.69) a	3.5 (0.49) a	3.5 (0.59)	0.102	0.413	0.375
Governo	3.9 (0.42) a	3.6 (0.31) a	3.8 (0.40)			
Total	3.6 (0.67)	3.5 (0.47)	3.5 (0.57)			

C. ESCOLHAS PRODUTIVAS E DESENVOLVIMENTO COMUNITÁRIO

Grupo*	Área protegida			p-valor		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Grupo	Passo	Interação
Comunidade	3.5 (0.49) ^a	3.8 (0.38) ^c	3.6 (0.46)	0.993	0.527	0.004**
Governo	3.8 (0.52) ^{a,c}	3.4 (0.51) ^{a,c}	3.6 (0.55)			
Total	3.5 (0.51)	3.7 (0.41)	3.6 (0.47)			

D. GESTÃO EMPRESARIAL

Grupo*	Área protegida			p-valor		
	Flona Tapajós	Resex VpS	Total	Grupo	Passo	Interação
Comunidade	3.6 (0.55) ^{a,b}	3.4 (0.32) ^a	3.5 (0.46)	0.381	0,001**	0.002**
Governo	3.8 (0.27) ^b	2.8 (0.31) ^c	3.4 (0.58)			
Total	3.6 (0.52)	3.3 (0.36)	3.4 (0.47)			

E. TOTAL

Grupo*	Área protegida		Total	p-valor		
	Flona Tapajós	Resex VpS		Grupo	Passo	Interação
Comunidade	3.6 (0.47) ^{a,b}	3.6 (0.31) ^{a,b}	3.6 (0.39)	0.832	0.009**	0.004**
Governo	3.9 (0.30) ^a	3.3 (0.28) ^b	3.6 (0.43)			
Total	3.6 (0.46)	3.6 (0.32)	3.6 (0.40)			

* Grupos com letras minúsculas iguais não diferem significativamente

** Estatisticamente significativo ($p < 0,05$)

Fonte: Os autores.

A comparação entre os três grupos de partes interessadas (Tabela 4) mostrou que *os Parceiros* foram significativamente menos satisfeitos (pontuação média = 2,8) com a autonomia do que outros grupos (pontuação média = 3,4). *Comunidades* de ambas as UCs quanto o grupo *Governo* da Flona Tapajós não divergiram em sua satisfação. No entanto, na Resex VpS, o *Governo* apresentou uma pontuação (3.1) tão baixa quanto *Parceiros* (2,8).

Tabela 4 | Comparação da percepção de autonomia para o MFC entre os três grupos de partes interessadas (21 questões).

Grupo	N	Valor médio (SD)	p
Comunidades	82	3.4 (0.41) ^a	
Governo	14	3.4 (0.52) ^a	< 0.001
Parceiros	15	2.8 (0.50) ^b	
Total	111		
Flona Tapajós (Comunidade)	40	3.4 (0.49) ^{a,b}	
Resex VpS (Comunidade)	42	3.4 (0.33) ^{a,b}	< 0.001
Flona Tapajós (Governo)	8	3.7 (0.49) ^b	
Resex VpS (Governo)	6	3.1 (0.27) ^{a,c}	
Parceiros	15	2.8 (0.50) ^c	

Grupos com letras minúsculas iguais não diferem significativamente

** Estatisticamente significativo ($p < 0,05$)

Fonte: Os autores.

4 DISCUSSÃO

No geral, a análise Fofa mostrou que, embora os grupos de partes interessadas concordem com variáveis que de alguma forma afetam o MFC, o grau de importância difere entre os grupos. Além disso, a autonomia das comunidades tradicionais para o desenvolvimento do MFC também foi percebida de forma diferente entre as partes interessadas. Em geral, *Comunidades* e o *Governo* estavam mais satisfeitos com a forma como as comunidades se organizam (*Organização social e Trabalho*) do que com sua forma de fazer negócios (*Gestão Empresarial*). Por sua vez, *Parceiros* pareciam ser mais pessimistas sobre a autonomia comunitária.

De fato, parcerias com diferentes interesses não são um problema quando o mesmo objetivo final é perseguido entre as partes interessadas, como observado na experiência de governança multiparceira do MFC na Flona Tapajós (ESPADA; SOBRINHO, 2019). A diferença de percepção entre as partes

interessadas pode contribuir para equívocos e conflitos na forma de abordar e resolver problemas. Nesse sentido, diferentes aspirações entre as partes interessadas podem causar um descompasso com as reivindicações das comunidades. Assim, em alguns casos, o que foi percebido como abaixo das aspirações de outros grupos ainda pode ser satisfatório para os moradores da floresta. Por exemplo, a percepção de autonomia para a gestão do empreendimento florestal foi significativamente maior para os membros da Resex do que para o *Governo*. Além disso, o atraso nas licenças do manejo florestal foi considerado a maior ameaça para a *Comunidade*, enquanto o *Governo* e os *Parceiros* consideraram minimamente essa questão. Esse fato destaca a importância de ouvir atentamente o que as comunidades precisam para desenvolver suas atividades econômicas, em vez de dizer-lhes como fazê-lo.

A autonomia dos moradores da floresta em áreas públicas permeia a relação direta com o aparelho estatal, as regras que interferem nas atividades comunitárias e nos espaços de tomada de decisão. A autonomia pode ser facilitada quando existe uma relação de confiança entre as comunidades e o órgão público na cogestão dos recursos comuns (OSTROM, 2008). Nesse contexto, o grupo *Comunidade* reconheceu o apoio do órgão gestor (ICMBio) no MFC como a maior oportunidade para a atividade econômica, indicando uma abertura política relevante do governo. A confiança entre os atores é importante em um contexto em que diferentes etapas do MFC dependem da decisão do ICMBio para seu desenvolvimento (ICMBIO, 2011; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019) e podem afetar tanto as interações sociais quanto as condições ambientais locais (PORRO, R.; PORRO, N. M., 2022).

Outro fator positivo para as atividades produtivas da comunidade na Amazônia é o fato de que uma unidade de conservação traz segurança fundiária em uma região onde o título da terra é um problema histórico. Neste estudo, quanto mais um ator específico estava envolvido com a burocracia associada aos processos de licenciamento madeireiro, mais o ator reconhecia a importância do uso seguro da terra. A posse segura da floresta envolve um conjunto de direitos e benefícios específicos derivados de florestas (acesso, retirada e benefícios), manejo (tomada de decisão geral, incluindo direitos de exclusão) e alienação (propriedade, direito à indenização e direito à venda) (SCHLAGER; OSTROM, 1992). Essa visão foi demonstrada por *Parceiros*, seguidos pelas *Comunidades*, mas não pelo *Governo*. O primeiro geralmente auxilia o segundo no licenciamento. O manejo florestal é uma atividade de longo prazo (ciclo mínimo de corte de 10 anos) e requer comprovação de posse da terra (MMA, 2006). Por essa razão, muitas comunidades tradicionais da região optam por solicitar que seus territórios sejam considerados UCs para que possam proteger suas terras ancestrais, garantir o desenvolvimento de atividades econômicas e acessar benefícios sociais do Estado (ARNAUD, 2019; MARIN, 2014).

Por outro lado, em um contexto em que suas terras estão sob domínio público, manter a autonomia comunitária nos processos decisórios torna-se uma questão relevante para as comunidades tradicionais. As intervenções por meio das tomadas de decisão controladas pelo Estado prejudicam seriamente a segurança da posse de terras, restringindo o acesso e o controle das comunidades locais sobre as áreas florestais (DHUNGANA *et al.*, 2017). No entanto, nas duas UCs avaliadas neste estudo, a satisfação tanto dos grupos *Comunidade* quanto do *Governo* no parâmetro "Participação nas decisões" foi neutra, indicando que há espaço para melhorias substanciais. As entrevistas de muitos membros das comunidades indicaram que não tinham conhecimento das decisões dos Conselhos da UC. Como as comunidades são legalmente responsáveis por suas áreas gerenciadas, a participação comunitária ativa e transparente nas decisões que influenciam o MFC deve ser incentivada nas florestas públicas (AMARAL; AMARAL NETO, 2006; AMARAL *et al.*, 2007; LIMA, 2018).

As atividades produtivas das comunidades tradicionais são reconhecidas como diversificadas e estruturadas de acordo com um calendário produtivo anual (BENATTI, 2003; PORRO *et al.*, 2008). A dependência e os atrasos na aquisição da licença de exploração madeireira podem interferir em sua liberdade de gerenciar atividades produtivas. Da mesma forma, a falta ou desatualização do plano de manejo das UCs interferem diretamente no grau de autonomia do desenvolvimento comunitário e das escolhas produtivas, e também impactam a estabilidade dessas escolhas no médio e longo prazo. Não surpreende que ambos os elementos tenham sido identificados como uma ameaça ao MFC. Ambos

estão sob responsabilidade do órgão ambiental. Assim, o Estado determina, por meio de suas regras e condições estruturais, o alcance da autonomia comunitária. O desenvolvimento de atividades florestais produtivas está relacionado ao papel do Estado, disposições políticas, natureza da administração florestal e processos de tomada de decisão (DHUNGANA *et al.*, 2017). Nesse sentido, para viabilizar atividades produtivas das comunidades tradicionais, o órgão público precisaria sincronizar a vontade política para apoiar o desenvolvimento do MFC com suas exigências legais e estruturas burocráticas. Processos regulatórios que, em última análise, reduzam a autonomia da comunidade ou a tornem inviável precisam ser modificados. A fim de potencializar o engajamento de diferentes comunidades da Amazônia no MFC, portanto, o sistema comunitário de uso e gestão dos recursos naturais, bem como sua capacidade e organização produtivas, deve ser considerado nos fundamentos das estruturas jurídicas e normativas da atividade madeireira (ASSUNÇÃO; PORRO, 2018; PACHECO; AZEVEDO-RAMOS, 2019).

Os moradores da floresta amazônica não são uma categoria uniforme. Em atividades produtivas, por exemplo, podem diferir dependendo de sua formação cultural, características locais e oportunidades de treinamento. O pioneirismo do manejo florestal da Flona Tapajós recebeu por anos um apoio financeiro significativo e treinamento de diversos parceiros (ESPADA *et al.*, 2018), o que dificilmente se repetirá na escala amazônica. As diferenças entre as duas UCs neste estudo refletiram o grau de satisfação das partes interessadas. Por exemplo, em relação à “*Gestão Empresarial*”, o grupo *Governo* expressou maior satisfação com a Flona Tapajós do que com a Resex VpS. Para o primeiro, a maior preocupação era com a criação de empregos, enquanto para o segundo ainda era a dificuldade em lidar com a burocracia do processo de licenciamento do MFC. A simplificação do processo de licenciamento poderia, portanto, facilitar o acesso e o entendimento das comunidades em diferentes estágios de maturidade no MFC.

A gestão empresarial provou ser ainda um desafio para a autonomia comunitária, geralmente associado à pouca experiência em gestão pelas comunidades (EKE *et al.*, 2016). No entanto, como as comunidades estão cientes disso, elas também encontraram maneiras de lidar com isso. Por exemplo, algumas delas estão migrando de parcerias com ONGs para profissionais que as ajudam na contabilidade e na comercialização de madeira sob sua supervisão. Destaca-se, no entanto, que o potencial conflito entre a forma tradicional de manejo madeireiro pelas comunidades (DIEGUES; ARRUDA, 2001; EM PACKER, 2015) e o uso de técnicas formais de MFC impostas pelas regulamentações não foram verificados neste estudo. Tanto os procedimentos técnicos na produção madeireira quanto a formalização de associações ou cooperativas não foram percebidos pelo grupo comunitário como um problema para a sua autonomia. No entanto, o uso de técnicas de exploração madeireira requer treinamento (ESPADA *et al.*, 2018), o que para as comunidades amazônicas representa um enorme esforço a ser superado. Além disso, a formalização das organizações sociais envolve desafios financeiros, jurídicos e contábeis (PAES, 2018), uma vez que a sustentabilidade do negócio de madeira comunitária exige administração e gestão adequadas para o crescimento e permanência da atividade no longo prazo (RADACHOWSKY, 2013).

Portanto, são necessários incentivos e apoio para a evolução do MFC na região. As políticas públicas devem ser direcionadas a esse público específico, a fim de lhes dar condições sem perda de autonomia. Alguns elementos-chave podem envolver, por exemplo, oportunidades de acesso a crédito (por exemplo, para locação ou compra de máquinas) ou mudanças técnicas, operacionais e administrativas no modelo de MFC atual para uma mais adaptável às realidades comunitárias (LIMA, 2018).

Atualmente, o estabelecimento de parcerias tem contribuído para a implementação do MFC na Amazônia (ESPADA; SOBRINHO, 2019; LIMA, 2018; MEDINA; POKORNY, 2014; WALDHOFF, 2014). No entanto, não podem resultar na perda da autonomia das comunidades no acesso aos recursos naturais por conta própria (MEDINA, 2012). Neste estudo, para o grupo *Parceiros* e até certo ponto para o grupo *Governo*, a autonomia comunitária para a realização do negócio madeireiro ainda está longe da realidade, especialmente na Resex VpS. No entanto, devido aos seus papéis no MFC, ambos os atores estão em posição de pressionar por mudanças que otimizem a independência das comunidades,

incorporando o manejo florestal adaptativo, promovendo treinamentos em gestão comercial e financeira e construindo pontes para mercados justos. Por outro lado, conforme revelado pela percepção da *Comunidade*, a satisfação com sua autonomia no MFC pode ser alcançada em condições mais simples do que a desejada ou esperada por terceiros. Argumenta-se que a efetividade do manejo florestal comunitário exige a articulação entre a consolidação das normas sociais internas da comunidade com as atividades de produção tradicionalmente realizadas (ASSUNÇÃO; PORRO, 2018).

Para que o MFC se torne uma realidade como uma alternativa produtiva na Amazônia, pode ser necessário oferecer oportunidades de participação efetiva em processos de tomada de decisão, bem como tempo e condições para que as comunidades tradicionais possam realmente ser protagonistas de sua segurança financeira e da reprodução sociocultural de seu modo de vida.

5 CONCLUSÃO

Em ambos os estudos de caso, as comunidades e o governo foram semelhantes em sua percepção da autonomia das comunidades para desenvolver MFC, enquanto os parceiros foram mais críticos. Comunidades e governo ficaram satisfeitos com as formas de organização social, escolhas produtivas e desenvolvimento das comunidades tradicionais para a realização do MFC. Por outro lado, ficaram menos satisfeitos com os processos de tomada de decisão na gestão da UC e com a gestão empresarial pelas comunidades.

A percepção das partes interessadas mostrou que o MFC tem dificuldades operacionais em diferentes estágios que podem levar a diferentes visões entre essas partes. Em longo prazo, essa incompatibilidade de percepção e de prioridades pode adiar soluções. Em última análise, o Estado determina por meio de suas regras e condições estruturais o alcance da autonomia comunitária no MFC em áreas públicas. Portanto, o governo pode, por meio de suas regras, promover maior autonomia para as comunidades tradicionais em suas atividades produtivas. Para poder multiplicar a experiência do MFC como alternativa econômica para os moradores da floresta amazônica, é importante garantir que as comunidades possam viabilizar o negócio florestal com requisitos regulatórios mínimos. Licenciamento, ferramentas operacionais e conhecimento administrativo ainda são gargalos para as empresas comunitárias. Sendo moradores da floresta em áreas públicas, a ampla inclusão dos membros da comunidade nos processos de tomada de decisão também é essencial.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora recebeu apoio parcial (bolsa) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Agradecemos a todos os entrevistados que concordaram em colaborar para este estudo. David Oren revisou a versão em inglês do manuscrito.

REFERÊNCIAS

AMARAL, P.; AMARAL NETO, M. **Manejo florestal comunitário: processos e aprendizagens na Amazônia brasileira e na América Latina**. Belém: IEB: Imazon, 2005.

AMARAL, P. *et al.* **Guia para o manejo florestal comunitário**. Belém: Imazon, 2007.

ARNAUD, M. J. C. **As ações do Estado e dos movimentos socioterritoriais em conflitos na Reserva Extrativista “Verde para sempre” em Porto de Moz, estado do Pará**. 2019. 234p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia, MG, 2019.

ASSUNÇÃO, H. N.; PORRO, R. Extração de madeira e organização social no PDS Virola-Jatobá, Anapu, Pará: percepções e discursos contrastantes em um assentamento ambientalmente diferenciado. **Sustentabilidade em Debate** – Brasília, v. 9, n. 3, p. 79-95, dez/2018.

AZEVEDO-RAMOS, C. B.; PACHECO, J. S. Economia florestal comunitária e familiar na Amazônia. In: PEZZUTI, J.; AZEVEDO-RAMOS, C. (Org.). **Desafios Amazônicos**. Belém: NAEA, 2016, p. 357-398.

BENATTI, J. H. A titularidade da propriedade coletiva e o manejo florestal comunitário. **Revista de Direito Ambiental**, v. 26, 126-151, 2002.

BENATTI, J. H. **Posse agroecológica e manejo florestal**. Curitiba: Juruá, 2003.

BENATTI, J. H. Propriedade comum na Amazônia: acesso e uso dos recursos naturais pelas populações tradicionais. In: SAUER, S.; ALMEIDA, W. (Org.). **Terras e territórios na Amazônia**. Brasília: UNB, 2011, p. 93-113.

BOONE JR, H. N.; BOONE, D. A. Analyzing Likert data. **Journal of Extension**, v. 50, n. 2, p. 2, 2012.

BRANCALION, P. H. *et al.* Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science advances**, v. 4, n. 8, 2018, p. eaat1192.

BRASIL. Decreto nº 6.040, de 7 de Fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Brasília: **Diário Oficial da União**, de 08/02/2007.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de Agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília: **Diário Oficial da União**, de 23/08/2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 5, de 11 de dezembro de 2006. Brasília: **Diário Oficial da União**, de 13/12/2006.

CALEGARE, M. G. A.; HIGUCHI, M. I. G.; BRUNO, A. C. S. Traditional peoples and communities: from protected areas to the political visibility of social groups having ethnical and collective identity. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, 2014, p. 115-134.

CARLSSON, L.; BERKES, F. **Co-management across levels of organization: concepts and methodological implications**. In: LEAD PAPER PREPARED FOR THE RESILIENCE PANEL AT THE REGIONAL WORKSHOP OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR THE STUDY OF COMMON PROPERTY (IASCP). "Politics of the commons: articulating development and strengthening local practices", Chiang Mai, Thailand, 2003.

CAVALHEIRO, K.; SABOGAL, C.; AMARAL, P. Análise da Legislação para o Manejo Florestal por Produtores de Pequena Escala na Amazônia Brasileira. In: CAVALHEIRO, K.; SABOGAL, C.; AMARAL, P.; Cifor; Proyecto For Live; Imazon; UFRA. **Estudo comparativo "Análise do Marco Legal para o Manejo Florestal por Produtores de Pequena Escala na Amazônia"**. Belém: Forlive, 2008.

DE JONG, W. *et al.* Antecedentes, realidad y oportunidades del manejo forestal comunitario en América Latina. In: SABOGAL, C. *et al.* (Org.). **Manejo forestal comunitario en America Latina: experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro**. Borgor: Cifor, 2008, p. 35-66.

DHUNGANA, S. P. *et al.* Collaborative Forest Management in Nepal: tenure, governance and contestations. **Journal of Forest and Livelihood**, v. 15, n. 1, 2017 p. 27-42.

DIEGUES, A. C.; ARRUDA, R. S. V. **Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2001.

EKE, J. *et al.* **Desarrollo forestal empresarial por comunidades: guía práctica para promotores forestales comunitarios en los trópicos americanos**. [S. l.]: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la

Agricultura (FAO) y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Catie), 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5984s.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2020.

ESPADA, A. L. V. *et al.* Manejo florestal comunitário em Parceria na Amazônia brasileira: o caso da Flona do Tapajós. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional – G&DR**, v. 14, n. 1, p. 135-165, 2018.

ESPADA, A. L. V.; VASCONCELLOS SOBRINHO, M. Logging community-based forests in the amazon: an analysis of external influences, multi-partner governance, and resilience. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 461, 2019.

FERREIRA NETO, P. S. **Projeto Ambé: manejando a floresta e colhendo conhecimentos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

GLIEM, J. A.; GLIEM, R. R. **Calculating, interpreting, and reporting Cronbach's alpha reliability coefficient for Likert-type scales**. Midwest Research-to-Practice Conference in Adult, Continuing, and Community Education. The Ohio State University, Columbus, OH, 2003, p. 8-10. Disponível em: <https://scholarworks.iupui.edu/handle/1805/344>. Acesso em: 30 nov. 2020.

GÜREL, E.; TAT, M. Swot analysis: a theoretical Review. **The Journal of International Social Research**, v. 10, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17719/jisr.2017.1832>. Acesso em: 20 abr. 2020.

HAJAR, R. *et al.* Framing community forestry challenges with a broader lens: case studies from Brazilian Amazon. **Environ Manage**, v. 92, p. 2159-2169, 2011.

HUMPHRIES, S.; MCGRATH, D. **Legal compliance and verification of small-scale producers in Brazil's forest sector**. San Francisco: Earth Innovation Institute and Chatham House, 2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO E BIODIVERSIDADE. Instrução Normativa nº 16, de 04 de agosto de 2011. Brasília: **Diário Oficial da União**, de 08/08/2011.

LIMA, C. A. T. **Manejo Florestal Comunitário na Amazônia Brasileira: uma abordagem sobre manejo adaptativo e governança local dos recursos florestais em Reserva Extrativista**. 2018. 204 p. Tese (Doutorado em Ciências do Desenvolvimento Socioambiental) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

MARIN, T. I. S. **Manejo florestal comunitário em unidades de conservação na Amazônia: uma avaliação de impacto na Resex Verde para Sempre – PA e na RDS Rio Negro – AM**. 2014. 194p. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2014.

MEDINA, G. S. Governança local para o manejo florestal na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 27, n. 78, 2012, p. 79.

MEDINA, G.; POKORNY, B. **Avaliação financeira do manejo florestal comunitário**. Goiânia: Kelps, 2014.

OSTROM, E. **Governing the commons: the evolution of institutions for collective action**. 21. ed. Nova York: Cambridge University Press, 2008.

PACHECO, P. Small holders and Communities in Timber Markets: conditions shaping diverse forms of engagement in Tropical Latin America. **Conservation and Society**, v. 10, n. 2, p. 114-123, 2012.

PACHECO, J. S.; AZEVEDO-RAMOS, C. Os regulamentos do manejo florestal madeireiro e a autonomia das populações tradicionais em unidades de conservação da Amazônia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 50, 2019.

PACKER, L. A. **Novo código florestal & pagamentos por serviços ambientais: regime proprietário sobre os bens comuns.** Curitiba: Juruá, 2015.

PAES, J. E. S. **Fundações, associações e entidades de interesse social: aspectos jurídicos, administrativos, contábeis, trabalhistas e tributários.** 9. ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: Forense, 2018.

POKORNY, B.; JOHNSON, J. Community Forestry in the Amazon: the unsolved challenge of forests and poor. **Natural Resource Perspectives**, v. 112, 2008.

PORRO, N. *et al.* Capacidades organizativas para el manejo forestal comunitario frente a las demandas y expectativas oficiales. *In: SABOGAL, C. et al. (Org.). Manejo forestal comunitario en America Latina: experiencias, lecciones aprendidas y retos para future.* Bogor: Cifor, 2008, p. 35-66.

PORRO, R.; PORRO, N. M. State-led social and environmental policy failure in a Brazilian forest frontier: sustainable development project in Anapu, Pará. **Land Use Policy**, v. 114, 2022, p. 105935.

RADACHOWSKY, J. Concesiones forestales en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala: una década después. *In: GUARIGUATA, M. (Org.). Avances y perspectivas del manejo forestal para uso múltiple en el trópico húmedo.* Bogor: Cifor, 2013. p. 11-35.

RITCHIE, B. *et al.* **Critérios e indicadores de sustentabilidade em florestas manejadas por comunidades.** Cifor, 2001.

SCHLAGER, E.; OSTRUM, E. Property-rights regimes and Natural Resources: a conceptual analysis. **Land Economics**, 1992, p. 249-262.

VERÍSSIMO, A. **Influência do Promanejo sobre políticas públicas de manejo florestal sustentável na Amazônia.** Brasília, DF: MMA, 2005.

WALDHOFF, P. **Resultados da avaliação do manejo florestal comunitário sobre os meios de vida de seus protagonistas: destaque para conservação ambiental em detrimento da produção e autonomia.** 2014. 150p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, SP, Piracicaba, 2014.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice-Hall, 5. ed., 2010.

Role of the public prosecutor's office experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project, São Paulo, Brazil

A atuação dos peritos do Ministério Público no licenciamento ambiental do Projeto Mexilhão, São Paulo, Brasil

José Eduardo Viglio ¹

Lúcia da Costa Ferreira ²

¹ PhD in Social Sciences, Associate professor, Center for Environmental Studies and Research, University of Campinas (Unicamp), Campinas, SP, Brazil
E-mail: eduviglio@gmail.com

² PhD in Social Sciences, Full Researcher, Center for Environmental Studies and Research, University of Campinas (Unicamp), Campinas, SP, Brazil
E-mail: luciacf@unicamp.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41279

Received: 04/01/2022
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – VARIA

ABSTRACT

The constitutional role and authority of the Public Prosecutor's Office (MP) as an enforcer of law warranted the MP protagonism in the enforcement of environmental legislation and accountability of environmental agencies in Brazil. The MP instituted regional offices to tackle the environmental issue and established a team of experts to provide technical support. This research analyzes the participation of the São Paulo State Public Prosecutor's Office (MPSP) and the Federal Public Prosecutor's Office (MPF) experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project. The project was located in the coastal region of the state of São Paulo and initially aimed to reduce by half the volume of natural gas imported by the country. Based on the analysis of documents and interviews, this paper shows that there were different interpretations and framings among the MP experts concerning environmental impacts and risks of the project. This study also discusses MP's influence on the decisions of the federal environmental agency about the Mexilhão Project.

Keywords: Environmental assessment. Decision making. Environmental expertise. Oil&gas. Brazil.

RESUMO

O papel e atribuições constitucionais do Ministério Público (MP) como fiscal da lei, garantiu a este um protagonismo no enforcement da legislação e accountability das agências ambientais no Brasil. Para tanto, o MP implementou promotorias temáticas e regionais na área ambiental e criou equipes de peritos para oferecer embasamento técnico e científico. Este artigo analisa a participação dos peritos do Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP) e do Ministério Público Federal (MPF) no processo de licenciamento ambiental de um empreendimento do setor de petróleo e gás, intitulado

“Projeto Mexilhão”, que foi instalado na Baía de Santos e na região costeira do estado de São Paulo. A partir de análise documental e de entrevistas, o trabalho evidencia diferentes interpretações e enquadramentos dos riscos e impactos ambientais do projeto entre os experts do MP. O trabalho discute ainda as implicações da atuação do Ministério Público nas decisões do órgão licenciador federal acerca do empreendimento.

Palavras-chave: Licenciamento Ambiental. Processo decisório. Expertise ambiental. Petróleo e gás. Brasil.

1 INTRODUCTION

With the process of re-democratization instituted in the Brazilian Federal Constitution of 1988, the implementation of works and activities potentially causing environmental impacts had to adapt to the new conditions of the Brazilian environmental sphere. This sphere was shaped by the institutionalization of environmental policies, by the public and legal recognition of the environment as a legitimate demand, and by the consolidation of new social players, including the experts of the environmental subject (ALONSO *et al.*, 2001; ALONSO *et al.*, 2007; FERREIRA, 1996; HANNIGAN, 2006; HOCKSTETLER; KECK, 2007).

In addition to the institutional structures of the executive, legislative, and judicial branches, the Public Prosecutor's Office (*Ministério Público* – MP) gained autonomy in defence of diffuse and collective rights.¹ The constitutional role and authority as an enforcer of law warranted the MP protagonism in the enforcement of the Constitution and Environmental Legislation (ALONSO *et al.*, 2001; CRAWFORD, 2009a, 2009b; FURUITI 2009; MCALLISTER, 2008, 2009). In addition to its supervisory role, the MP has constituted an alternative instance to the judicial branch in the mediation and regulation of environmental conflicts (CAMACHO; PETERLINI; FERNANDEZ, 2018; VILAÇA, 2017).

Through its authority and the instruments at its disposal, the MP has been involved in the environmental licensing of works and activities and may or may not employ the judicial route to perform its functions (HOFFMANN, 2015). In order to carry out this mission, the MP implemented regional prosecutor's offices dealing with environmental issues and established teams of experts to provide the first elements of conviction (SOUZA, 2013).

Environmental Licensing is the main instrument used in Brazil to exercise prior control and monitor activities that potentially degrade the environment. Environmental licensing has become one of the most controversial topics in the country. Entrepreneurs criticize the unjustified delay and recurrent judicialization of the licensing process and the excessive discretion in analyzing environmental studies from the technicians involved in the licensing. The MP's interventions in licensing also became a focus of criticism by managers associated with licensing bodies. According to them, the participation of the MP has led to increased demands for the administrative structure of the licensing body, requiring the preparation of reports, technical reports, and the provision of information (ABEMA, 2013; VIEIRA *et al.*, 2012).

This article analyzes an empirical case involving the São Paulo State Public Prosecutor's Office (MPSP) and the Federal Public Prosecutor's Office (MPF) in environmental licensing at an oil enterprise installed in the Northern state coast of S². This enterprise was Petrobras' Mexilhão³. The project was proposed in 2005 to produce 15 million m³ of natural gas per day, thus contributing to the country's self-sufficiency in natural gas. The enterprise, which began operations in 2011, was installed on the Atlantic coast of the state of São Paulo, a region characterized by its high biodiversity and environmental sensitivity.

In addition to this introduction, the article is structured as follows: Item 1 describes the methodology used. Item 2 contextualizes the Environmental Licensing process in Brazil and the legal and institutional instruments available to the MP for involvement in this process. Then, Item 3 presents a discussion on the expert activity within the scope of the MP, the role of its experts, and the main challenges found. Item 4 presents the Mexilhão project and its licensing structure. Items 5 and 6 analyze the

participation of the MPSP and MPF experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project. Finally, Item 7 outlines some conclusive elements about the involvement of MP experts in the analyzed environmental licensing.

2 METHODOLOGY

This work is part of and the result of broader research that analyzed actors and conflicts around the environmental licensing of the Mexilhão Project. It is based on the analysis of official documents and semi-structured interviews (BAYLEY, 2008; BERNARD, 2013). The analyzed documents were made available: i) by the licensing agency⁴ – Environmental Impact Assessments and Reports (EIAs-EIRs) of the Mexilhão project, technical opinions from the federal licensing agency and São Paulo State environmental agencies, responses from the entrepreneur and licensing agency to the questions raised by the other actors participating in the licensing, Minutes and videos of Public Hearings; ii) MPSP⁵ – Civil Inquiry containing the technical opinions of experts and prosecutors' actions in the licensing process; iii) Federal Public Prosecutor's Office – Administrative Proceedings containing the documents produced by the MPF within the scope of the licensing.

We interviewed two MPSP experts who worked in the Civil Inquiry related to the Mexilhão project and two MPF experts working in the respective Administrative Proceeding. For ethical considerations, the names of the experts were not identified in this work.

This set of materials, including the transcribed interviews, was analyzed using the content analysis technique, whose purpose is the objective, systematic, and qualitative content description (BARDIN, 1977).

3 ROLE OF THE PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE IN THE ENVIRONMENTAL LICENSING

The Environmental Impact Assessment (EIA) – a process of examining the future consequences of a present or proposed action – has the support of public and private decisions about their environmental implications as one of its objectives. The term Environmental Impact Assessment (EIA) entered the environmental terminology and the literature via the pioneering legislation that created this instrument for environmental planning, the National Environmental Policy Act (Nepa), the national environmental policy law of the United States. The EIA meets a need to establish mechanisms for social control and participatory decision on economic development projects and initiatives (SÁNCHEZ, 2013).

In Brazil, the EIA was incorporated into Brazilian policy and legislation through Environmental Licensing; however, it was restricted to the environmental assessment of potentially polluting projects, not expanding its scope so as to assess State plans, programs, and policies. Licensing depends on the existence of an EIA, which is an essential document in the entire environmental impact evaluation process. Based on this Assessment and its respective Environmental Impact Report (EIR), major decisions will be made regarding the environmental feasibility of a project, the need for mitigating or compensatory measures, and the type and scope of these measures (SÁNCHEZ, 2013).

Licensing is defined as the administrative proceeding by which the competent environmental agency licenses the location, installation, expansion, and operation of enterprises and activities that actually or potentially cause environmental impacts (CONAMA RESOLUTION N°. 237/1997⁶). The environmental license for enterprises and activities considered effective or potential causes of significant degradation of the environment will depend on the EIA-EIR, which will be publicized, guaranteeing the holding of public hearings, when applicable, following the regulations (CONAMA RESOLUTION N°. 237/1997). The EIA constitutes a technical document that substantiates the environmental impact assessment. To that end, it must have a multidisciplinary character and aim at **preventive control of environmental**

damages. When not dealing with significant impacts, the licensing process can be based on more simplified environmental assessments in federal, state and municipal legislation, such as the Simplified Environmental Study and Report (EAS-RAS).

The environmental licensing procedure of an enterprise depends on obtaining a prior license (PL), installation license (IL) and operation license (OL), issued in this sequence. The IL or OL is issued after analysis of the project and compliance with the conditions established in the prior license (BRAZIL, 2020). First, the **(PL)** approves the location and project of the enterprise in the preliminary planning phase, attesting to its environmental feasibility. Next, the **Installation License (IL)** authorizes its installation under the specifications contained in the approved plans, programs and projects. Finally, the **Operation License (OL)** authorizes the operation of the activity, work or enterprise after verifying effective compliance with the environmental control measures and conditions determined in the previous licenses.

Despite several gains regarding environmental control in the country (SÁNCHEZ, 2013), environmental licensing and the EIA-EIR still present a set of bottlenecks and limitations that challenge their effectiveness. Regarding the environmental assessments, including the EIA-EIR, some of the problems are related to; i) the methodological approach and incomplete data collection; ii) the lack of connection between the environmental diagnosis, the analysis of impacts, and the mitigation proposals; iii) studies that are extensive and with information that is often irrelevant to decision-making (DUARTE; DIBO; SÁNCHEZ, 2017; HOFFMANN, 2015).

Regarding the licensing process as a whole, the criticism is mainly focused on: i) the lack of clarity and direction of environmental agencies in defining the scope of an environmental study; ii) the excess of conditions and lack of monitoring of their effectiveness; iii) the multiplicity of players with discretionary power; iv) the frequent judicialization of cases; v) the lack of structure and personnel in environmental agencies; v) the situation of institutional and normative confusion, permeated by subjectivity and lacking transparency; vi) excessive bureaucracy and poor management (HOFFMANN, 2015).

The questioning should also be linked to the inability of EIAs to effectively influence decision-making because they are often conducted before and out of environmental licensing. This constitutes the external pressures on the licensing agencies to grant environmental licenses (VIGLIO; MONTEIRO; FERREIRA, 2018; ZHOURI; OLIVEIRA, 2012).

Based on the constitutional legitimacy conferred by the 1988 Brazilian Federal Constitution and on the instruments at its disposal, the MP started to monitor the environmental licensing processes to verify the compliance of licensing agencies with environmental legislation (FURUITI, 2009). The Civil Inquiry (CI) and the Administrative Proceeding (AP) are instruments used by the MP in licensing⁷. The CI is instituted whenever the MP indicates a right has been harmed or is at risk of harm, and the reported case may lead to a future filing of public civil action (MPF, 2020). According to Gravrnski (2006), there is no substantial difference between the CI and the AP since both serve to collect elements for the eventual filing of a lawsuit, issuing recommendations, and entering into a Conduct Adjustment Agreement (CAA). Within the scope of the MPF, there is an understanding that Administrative Proceedings (AP) should be instituted when there are not enough elements to support the institution of Civil Inquiries (CI). It should be reserved for more severe cases or cases with a possibility of different legal consequences, such as the filing of public civil action. The Public Civil Action, governed by Law no. 7,347/85, is a particular type of legal action aimed at protecting diffuse and collective rights by an initiative of the MP, Public Defender's Office, Federal, State and Municipal governments, autonomous agencies, state-owned companies, foundations or mixed-capital companies, as well as associations with specific purposes (TEPEDINO, 2017).

The National Organic Law of the Public Prosecutor's Office (Law 8,625/93) also gives the MP the authority to issue the so-called Recommendations. The Recommendation constitutes an administrative action through which the MP repeatedly requests the addressee to take measures to prevent the repetition

or determine the cessation of any violations of the legal order. The recommendation has no coercive nature and, to be complied with, it depends, above all, on the conviction resulting from its reasoning.

In the scope of environmental licensing, the MP can also enter into a Conduct Adjustment Agreement (CAA) so that, for example, the environmental conditions established for the granting of licenses are complied with. In general, the CAA is a formal agreement between the entity causing the environmental damage and the environmental authority, through which the causing entity assumes the duty to adapt its conduct to legal requirements. This one is subject to inspection by the latter, under penalty of incurring the sanctions provided for in the instrument itself in case of non-compliance (FURUITI, 2009). Thus, the CAA constitutes an extrajudicial instrument that guarantees the processes of environmental licensing and negotiation and resolution of environmental conflicts in the country (MCLLISTER, 2008).

3.1 EXPERT ENVIRONMENTAL INSPECTION IN THE PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE

An expert is defined according to their educational training and institutional position. However, it is precisely the participation in the decision-making process that characterizes and defines the expert and their scientific examination and inspection. They are summoned to clarify, justify, or substantiate a decision, even if partially. Such knowledge supports the decision, although it does not constitute the decision itself (JERÓNIMO, 2006; ROQUEPLO, 1997). The experts' knowledge must meet procedural requirements, such as theoretical and conceptual consistency, and be based on methodologies accepted by their community (BOSWELL, 2009).

The expert environmental inspection in the MP is a procedure used to obtain evidence and provide support in judicial and extrajudicial proceedings. Verifying environmental damage is crucial for solving an issue, which, as a rule, must be verified through expert environmental inspection. This is a means to obtain evidence governed by Articles 420 to 439 of the Civil Proceeding Code. In Brazil, expert environmental opinion is requested in the three spheres of Law. In the civil sphere, in general, expert opinion is requested by public prosecutors and attorneys or by judges at the procedural stage, mainly for the assessment of environmental damage (CUNHA, 2005).

The MP uses experts admitted by public service entrance exams and experts that are liberal professionals and academics to obtain reports to be added to its proceedings.

Thus, the conclusions obtained from the experts, through reports and technical opinions, are in most cases the main bases for convincing judges and prosecutors and essential elements to support judicial and extrajudicial decisions. Given the importance of expert evidence in the context, limits and difficulties in obtaining such evidence and in the expert work prevent the lawsuit's progress and its conclusion (FREITAS, 2006). Some of these bottlenecks involve; i) insufficiency of experts admitted by public service entrance exams considering the high demand for environmental opinions; ii) insufficiency of financial resources to carry out technical analyses; iii) the MP's difficulty in mobilizing external experts prepared to perform the task; iv) lack of multidisciplinary character in environmental reports (FREITAS, 2006). In addition, the production of knowledge for the decision-making process imposes or accentuates several constraints on the *work of experts*, which can interfere with and compromise the production and validation of the data generated. The time pressure for the production of scientific data forces experts to work quickly and with the knowledge available when they need to issue their opinion (JERÓNIMO, 2006; ROQUEPLO, 1997).

4 ENVIRONMENTAL LICENSING OF THE MEXILHÃO PROJECT

The Mexilhão project was announced in 2005 to contribute to the country's self-sufficiency in natural gas with the production of 15 million m³/day. As shown in Figure 1, the Mexilhão project involved the installation of several items. First, a fixed offshore platform⁸ (PMXL-1), located about 160 kilometres from the coast. In addition, an offshore pipeline for the flow of gas connecting the platform to the coast. Next, a gas treatment unit called Caraguatatuba Gas Treatment Unit (UTGCA) is installed 1 km from the Serra do Mar State Park (Pesm) within its Buffer Zone. Lastly, a gas pipeline to take the gas from the UTGCA to the municipality of Taubaté/SP, called Caraguatatuba-Taubaté Gas Pipeline (Gastau), with a length of 97 km, with 5 km built via a tunnel to cross the Pesm (Figure 2).



Figure 1 | UTGCA and Gastau crossing the Pesm

Source: *Comunicação Bacia de Santos (2021)*⁹

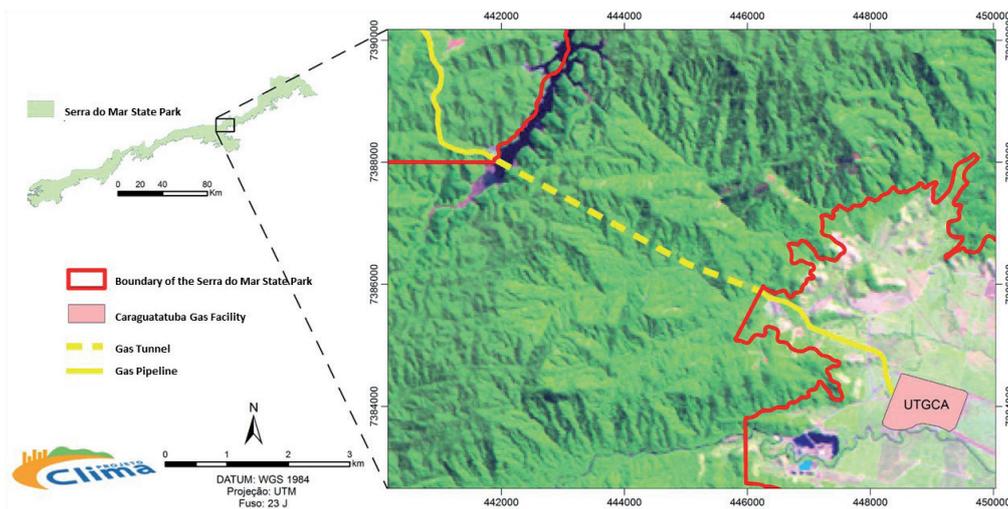


Figure 2 | UTGCA and Gastau crossing the Pesm

Source: *Prepared by the authors.*

The project was part of significant government programs for economic growth and energy self-sufficiency, such as the Growth Acceleration Program (PAC)¹⁰. and the Gas Production Anticipation Plan (Plangas)¹¹. The total amount invested in Mexilhão was around US\$ 2.2 billion (O ESTADO DE S. PAULO, 2011). This context granted the enterprise political and economic credentials to legitimize it for public opinion. In addition to building the Gastau tunnel to cross the PESH, Petrobras leveraged the importance of natural gas as a less polluting fuel in the transition to a low-carbon economy.

Brazil's Federal Environmental Agency (Ibama), which was responsible for the environmental licensing of Mexilhão, divided the licensing into three distinct processes:¹² i) offshore part (PMXL-1 and offshore pipeline), which was licensed by the General Petroleum and Gas Coordination (CGPEG)¹³; ii) UTGCA, which was licensed by the Coordination of Nuclear Energy and Pipelines (Coend)¹⁴; iii) Gastau, which Coend also licensed¹⁵. Mexilhão's environmental licensing processes began in 2005, and its last environmental operation licenses were granted in 2011.

Due to the national fuel supply being considered a public utility¹⁶ The Mexilhão project was authorized by environmental agencies to be licensed in areas with restrictions for this type of activity. Such restrictions were established both by the Ecological Economic Zoning (ZEE) of the North Coast¹⁷ and by the Pesh Management Plan.

Due to the significant dependence on offshore oil and gas reserves in the Brazilian context, there has been a spatial overlap between oil activities and infrastructure and areas of relevance for environmental conservation, such as the Atlantic Forest and its associated coastal ecosystems. The Atlantic Forest is considered one of the world's biodiversity hotspots, as it is one of the wealthiest areas as to biodiversity and endemism on the planet and, at the same time, one of the most threatened and with a tremendous loss of habitat (GALINDO-LEAL; C MARA, 2003; MYERS *et al.*, 2000). It is the second-largest tropical forest on the American continent and originally occupied an area of 148,194,638 ha along the Brazilian coast, penetrating as far as eastern Paraguay and northeastern Argentina in its southern portion (GALINDO-LEAL; C MARA, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2009). Currently, when all native forest fragments over three hectares are added together, there is only 12.5% of the original vegetation remaining in Brazilian territory (FUNDAÇÃO SOS MATA ATL NTICA; INPE, 2015), with only 14.4% of this remnant being legally protected (RIBEIRO *et al.*, 2009).

5 ROLE OF THE SÃO PAULO STATE PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE EXPERTS IN THE LICENSING OF THE MEXILHÃO PROJECT

The MPSP has worked on the North Coast of the state of São Paulo since 1997 through a Regional Environmental Prosecutor's Office in Caraguatatuba. It contributed to learning and approach to the environmental issues of the North Coast of the state of São Paulo, with special attention to social conflicts and anthropic pressures concerning the Atlantic Forest remnants.

The MPSP experts participated in the licensing process through Civil Inquiry number 23/05. The MPSP instituted the investigation proceeding in August 2005, when the Mexilhão enterprise was still a project in the initial licensing phase.¹⁸ The CI aimed to determine the socio-environmental impacts arising from this project given the lack of adequate infrastructure in the cities of the North Coast to support the consequences arising from these activities: population increase, with pressure to occupy areas at risk or environmentally protected areas; the increase in vehicle traffic; as well as the insufficiency of basic sanitation and health services. In this context, the Public Prosecutor's Office-CAO Operational Support Center was requested to conduct technical analysis and monitor the project's licensing. The need for experts involvement was also justified by the absence of environmental agencies of the state of São Paulo in conducting the Mexilhão licensing process.

The MPSP team of experts that worked on the licensing, consisting of biologists and forestry engineers, chose the fragmentation of the Mexilhão environmental licensing into three different processes

(offshore part, UTGCA, and Gastau) as the main focus of criticism. According to them, through a Technical Opinion¹⁹, fragmenting the licensing of the same enterprise into stages would be harmful to the required environmental assessment. It would result in an unacceptable underestimation of environmental impacts, disregarding due assessments of cumulative and synergistic effects. Cumulative effects are the sum of effects resulting from one action or several simultaneous actions. In comparison, synergistic effects can be defined as the phenomenon represented by the total impact of one action or more actions so that the effect is greater than the sum of the impacts assessed individually.²⁰ (DEAT, 2004).

Despite being provided for in Conama Resolution No. 01/86, which provides for procedures related to the Environmental Impact Assessment in Brazil, such assessments have been systematically disregarded in the EIAs-EIRs of enterprises in Brazil and other countries (HOFFMAN, 2015). Cooper and Sheate (2004) seek to explain this mismatch by pointing out that the concepts of cumulative and synergistic effects are generally not clearly defined in legislation. Therefore, managers have uncertainties about the meaning of such effects and how to assess them.

In the analyzed case, despite Ibama requesting this type of assessment, in the Terms of Reference – document that informs the guidelines for preparing the EIA/EIR – such guidelines were not complied with. The MPSP experts stated in a technical report²¹, that Ibama had passively accepted such failure to comply with the requirement to carry out cumulative and synergistic effect assessments. In the same report, according to the MPSP experts, both the fragmentation of the enterprise licensing and the absence of analyses of cumulative and synergistic effects between its parts and of this with other activities that were planned for the region²² “made a conclusive technical and legal opinion on environmental feasibility impossible.”

Thus, the scientific approach of systemic ecology, which establishes a cybernetic and integrated representation of ecological systems, led and guided the critical focus of MPSP experts concerning the environmental implications of the enterprise. This theoretical orientation has prevailed among MPSP experts²³. According to one of the MPSP experts interviewed, this focus has been shared and reinforced by them in their daily activities. According to this expert:

These are constant partnerships, frequent conversations, the need for involvement, and an expert's opinion from another region of the state for a report that we are preparing. We help a colleague without even signing that opinion, leading to a common technical and ideological path (INTERVIEW WITH MPSP EXPERT IN MAY 2012).

However, according to the same expert, not all prosecutors follow and support that criticism focus. Thus, the support of the technical opinions by the north coast prosecutor's office and the consequent conduct of the CI was only possible, according to him, due to the functional independence of each MP prosecutor²⁴.

Following the line of interpretation of the MPSP experts, prosecutors from this agency and prosecutors from the MPF issued a Recommendation to Ibama to persuade it to suspend environmental licenses already issued and not grant new licenses until the questions in the technical opinions, prepared by the MPSP experts, were answered. However, the lack of answers regarding the locational alternative of the Gastau route proposed by the MPSP and Aeronautics Institute of Technology (ITA) researchers was a problem. Besides, there was a request for assessment of cumulative and synergistic effects, as shown in the excerpt below:

Until the submission and evaluation of the necessary complementary studies and the alternative location of the Gastau route, mentioned in previous items (1 and 2), the prior license for offshore prospecting is not granted, suspending the already granted prior licenses and the installation license for the earthworks of the UTGN (Natural Gas Treatment Unit) (RECOMMENDATION NO. 59/2007 – FEDERAL PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE AND SÃO PAULO STATE PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE).

Although an MPF Prosecutor participated in issuing the Recommendation, the interpretation of the MPF experts differed from that of the MPSP experts, as will be discussed in the next topic. Nevertheless, the MPF experts did not see significant problems in these studies that would compromise the environmental feasibility of the enterprise. Ibama expressed its opinion on the recommendation, stating that the licensing process was being conducted properly.

Two years after the Recommendation issued by the MP, in 2009, the Secretariats for the Environment and Development of the state of São Paulo announced the preparation of an environmental assessment of the North Coast through the Strategic Environmental Planning of the Port, Industrial, Naval and Offshore Dimension on the São Paulo State Coast (Pino). According to the document published in 2010, it was a systematic, continuous and voluntary procedure for assessing the synergistic effects of the grouping of Enterprises, Projects and Investment Intentions, all with a structuring nature, functional among themselves, of great magnitude, public and private (SMA, 2010). Also, according to the document, the Strategic Environmental Assessment (SEA) constituted support to decision-making processes of public or private origin, integrating socio-environmental issues into planning and investment strategies to achieve sustainable processes (SMA, 2010).

Although the PINO was published only in 2010, with no addition of new information for the licensing of the Mexilhão Project, this SEA, according to Malvestio (2013), played an essential role in organizing and presenting data and projections that began to inform planners both in the state and municipal levels. Furthermore, it influenced decisions after the SEA (in the scope of environmental planning and licensing), thus contributing to coordination between structuring projects and public planning by the state and municipal governments.

In 2012, after the Mexilhão enterprise began operation, the MPSP experts issued a new technical opinion²⁵, in which they concluded that Ibama improperly issued its environmental licenses. According to the opinion, the fragmentation of the licensing process tainted the license with irremediable defects and the technical omissions and distortions made the EIA a mere piece of fiction. Therefore, in 2014, the CI was registered in the MPSP computerized system with another number (14.0701.0000199/2014-4), discarding the old number (CI No. 23/05), and starting to deal with the monitoring of the environmental conditions of the projects.

This MPSP CI was definitively shelved in 2017 on the grounds of; i) sufficiency of administrative action by Ibama to demand compliance with the environmental conditions of the licensing of projects; ii) no failure of the supervisory body in its duties was found that justifies the ministerial intervention; iii) existence of a civil inquiry initiated by the Federal Public Prosecutor's Office that investigates the same facts investigated herein.

The Public Prosecutor's Office started to demand assessments of cumulative and synergistic effects in the licensing of new projects on the north coast of São Paulo, as in the cases of the licensing of Pre-Salt Stage II and the licensing of the expansion of the Port of São Sebastião/SP. In the first case, such assessment was incorporated into the licensing, by IBAMA's imposition, following the recommendation of the Public Prosecutor's Office. In the second case, the requirement was due to a judicial decision in a public civil action initiated by the Public Prosecutor's Office.

6 ROLE OF THE FEDERAL PUBLIC PROSECUTOR'S OFFICE EXPERTS IN THE LICENSING OF THE MEXILHÃO PROJECT

The MPF participated in the environmental licensing of Mexilhão, initially through Administrative Proceeding No. 1.34.014.000417/2005-01, which was instituted in 2005, through representation by Associação Caiçara Juqueriquerê – Acaju, from Caraguatatuba/SP.

Differently from the MPSP, the MPF experts did not see the fragmented licensing of Mexilhão as an obstacle to its environmental viability assessment. On the contrary, in their opinions, they sought

to point out alleged flaws in the environmental studies and suggest measures to correct them, as evidenced in the excerpt below from the technical opinion prepared by the experts:

The signatories understand that seasonality should always be considered by carrying out primary surveys in at least two campaigns in seasons with different climates, representing a determining factor for the quality of the results obtained. Concerning the tracing and assessing impacts on vegetation cover, fauna and conservation units, the EIA complied with the terms of reference, and it was only necessary to reassess its classification as to magnitude, importance and significance (PRSP/MPF TECHNICAL OPINION NO. 070/2006).

Thus, the MPF experts' work was characterized by a corrective approach to particular and specific aspects of the environmental studies. According to them, the EIAs-EIRs "were well done, and the data there were relevant" (INTERVIEW WITH MPF EXPERTS). From their perspective, the problems pointed out by the MPSP, especially those related to cumulative and synergistic impacts, would not be addressed within the scope of environmental licensing but through other planning instruments, such as the Strategic Environmental Assessment (SEA). According to them, insisting on carrying out this type of assessment in the context of licensing constitutes a professionally exhausting and unproductive strategy (INTERVIEW WITH MPF EXPERTS).

In fact, in Brazil, the Environmental Impact Assessment (EIA) was restricted to the licensing of projects, thus abstracting its dimension of planning and support to decisions concerning policies, plans and programs (SÁNCHEZ, 2017). According to Pellin et al. (2011), this restriction has led to the underuse of EIA as a planning tool and frustrated expectations that project EIAs provide answers that are not their responsibility, overloading and delegitimizing them. Based on this understanding, the MPF experts stated in an interview that it would not be the role of the licensing agency to draft and develop strategic planning actions:

This is not the role of the licensing agency. It is an enterprise licensing agency and not a place to think and develop strategic planning. I cannot talk to an entrepreneur and say that he cannot start the work here because it may be that more people come to this city. Not even the licensing agency can say to the entrepreneur: I will license only you, and I will never license anyone here again [...]. This is not the role of the licensing agency, it is the role of a state policy (INTERVIEW WITH MPF EXPERT).

When concluding on the project's environmental feasibility, the MPF experts took into consideration the existence of measures to mitigate the impacts described in their corresponding EIAs-EIRs, emphasizing the construction of the tunnel through which the gas pipeline would cross the Serra do Mar State Park: "So, you see: the UTGCA was going to be built in an area that has grass, the pipeline would be built through a tunnel to cross the Serra do Mar State Park and not interfere with it, so we need to weigh the pros and cons more impartially" (INTERVIEW WITH MPF EXPERT).

In addition to the environmental aspects mentioned above, the MPF experts considered other elements – of social and economic nature – in their interpretations of the enterprise's viability. Some of these elements include the strategic importance of Petrobras, natural gas as a less polluting fuel, and the possibility of generating wealth for the country, as explained in this interview excerpt:

Petrobras has super-competent researchers fantastic technical teams that spend years researching new sources of oil and gas for the country and find viable production fields to afford wealth to the country. Of course, you have to think that this is important. We cannot disregard that and think there will be a country with only an ecological perspective focused only on preservation. The environment is one factor to consider (INTERVIEW WITH MPF EXPERT).

In 2012, the administrative proceeding discussed here was converted into a civil inquiry with the same number. The MPF CI was shelved in 2019 on the grounds of the following arguments: i) infeasibility of

analyzing the licensing of the three parts of the Mexilhão in a single proceeding; ii) regular licensing, with pending issues in specific conditions in each of the parts, which could be monitored and inspected in specific monitoring procedures already in place; iii) No need for the MPF to adopt any other judicial or extrajudicial measure. However, in the same year, 2019, a new MPF Ordinance (No. 29, MAY 16, 2019) determined the initiation of a Civil Inquiry to verify effective compliance with the environmental conditions referring to Gastau.

7 CONCLUSION

This article presents analyses and discussions that contribute to a better understanding of the role of the Public Prosecutor's Office in the sphere of environmental licensing in Brazil. First, it was evident that within the same category of player (Public Prosecutor's Office), divergent views and positions coexist concerning the potential environmental impacts and (in)viability of projects in the country. Nothing is surprising in this regard, considering the situated, provisional and controversial nature of technical-scientific knowledge (BÄCKSTRAND, 2003; JASANOFF, 2003), especially when dealing with topics with high levels of uncertainty. Furthermore, the different scientific and disciplinary framings often lead to different – and not necessarily reconcilable – bodies of knowledge about environmental phenomena.

Consistently, the diversity and fragmentation of science can provide accommodation and support for a range of positions and interpretations (SAREWITZ, 2004). Such diversity can lead to different framings for the same problem²⁶ (BENFORD; SNOW, 2000; VIGLIO et al., 2019). Therefore, the existence of discretion in the analyses of environmental studies by the technicians involved, as explained by critics of the licensing process, can be understood, in part, due to the inherent characteristics of technical-scientific production.

Thus, the mobilization of scientific concepts and notions that justified and reinforced the absence of an integrated and systemic treatment for assessing the environmental impacts of the Mexilhão project – and its possible environmental unviability – was a characteristic feature of the MPSP's expert work. The concepts of synergism and cumulativeness were key elements in the construction of the MPSP's technical narrative. On the part of the MPF, a divergent technical position was based, above all, on a cost-benefit perspective and on the recognition of trade-offs involving environment and development. However, the analytical results stemming from this framing can be used to justify activities and enterprises that put even more pressure on key biomes, such as the Atlantic Forest, as analyzed in this work.

The MPSP's role was crucial to problematize the content of environmental impact assessments and the conduct of licensing from an ecosystem approach. Such recurring understandings and questions among MPSP experts have contributed to the implementation of substantial revisions and modifications in licensing practices. Here, in later years, we note the obligation of assessing synergistic and cumulative effects for new oil enterprise projects in the region. In addition, we also point out the establishment of new rules that expressly prohibit the fragmentation of environmental licensing, as occurred in the state of Minas Gerais through Normative Deliberation No. 217/2017. It established criteria for defining the modes of environmental licensing of enterprises and activities that use environmental resources in the state of Minas Gerais.

Finally, in order to understand the participation and contribution of the Public Prosecutor's Office in environmental licensing, in addition to its already known functions, it is also necessary to consider the institution's potential to pressure existing administrative and legal structures, which can lead to changes and improvements to this important instrument for environmental prevention and mitigation.

NOTES

1 | Law No. 7,347/85, which deals with the protection of diffuse interests and regulates the hypotheses of filing a public civil action, gave the State and Federal Public Prosecutor's Offices and society the legitimacy to apply it against those responsible for damages caused to the environment (HOFFMANN, 2015).

2 | The legislation allows joint action between the federal and state Public Prosecutor's Offices to defend diffuse and environmental interests (MPU, 2022).

3 | The Mexilhão Field, located on the continental shelf of the State of São Paulo, in the Santos basin, is approximately 138 km from the coast.

4 | https://servicos.ibama.gov.br/licenciamento/consulta_empresendimentos.php.

5 | Civil Inquiry No. 23/05 filed on August 19, 2005, entitled: Full Protection Conservation Unit – Specially protected spaces – Works necessary for the exploration and transport of natural gas – Deterioration of the Environment - Lack of infrastructure in North Coast cities.

6 | It provides the procedures and criteria used in environmental licensing and for exercising competence and activities and enterprises subject to environmental licensing.

7 | The Civil Inquiry is regulated by Federal Law No. 7347/85.

8 | The Mexilhão fixed platform, is the largest offshore structure ever built in Brazil, with a height of 227 meters, equivalent to a 75-story building. After 2011, the Mexilhão platform received gas from the Lula field, located in the Santos Basin pre-salt area, through the Lula-Mexilhão submarine gas pipeline. This gas pipeline is 216 kilometres long and has the greatest depth and length of a rigid submarine pipeline ever installed in Brazil. Lula-Mexilhão is considered strategic for developing pre-salt production in the Santos Basin and increasing flexibility in the supply of specified gas to the domestic market.

9 | Available at: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/empreendimento/mexilh%C3%A3o>. Accessed in: February 2022.

10 | The PAC was launched in 2007 during the Lula administration (2003-2010) and continued during the first Dilma Rousseff administration (2010-2014). Within the scope of this program, about R\$ 1.9 trillion (about US\$ 300 billion) were used in 2007–2016 in logistics, energy, social and urban infrastructure works in the country (BRAZIL, 2016).

11 | Plangas was instituted in 2006 to increase the gas production and processing capacity, which in that period was 15.8 million m³/day, and whose goal was to reach 40 million m³/day in 2008 and 55 million m³/day in 2010. This program was strengthened and consolidated after the supply crisis with Bolivia, resulting from the nationalization of reserves explored by Petrobras in that country in 2005 (COSTA et al. 2008).

12 | Fragmenting the licensing of large projects into small sections, groups or units, under the argument of procedural facilitation, has been a constant practice in Brazil (HOFFMAN, 2015).

13 | Ibama Process No. 02022.003014/2005-75

14 | Ibama Process No. 02001.005437/2005-78

15 | Ibama Process No. 02001.005436/2005-23

16 | BRAZIL. Law decree No. 3,365, of June 21, 1941: Provides for Expropriation for Public Utility. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/De13365.htm. Accessed in: Jan 2016

17 | Regulated by State Decree No. 49,215/2004

18 | Subsequently, in 2013, the environmental licensing of the Caraguatatuba-Vale do Paraíba oil pipelines (OCVAP I and II) began to be monitored within the scope of this Civil Inquiry. With a length of approximately 68 km, the pipelines will transport liquefied petroleum gas (LPG) and G5+ condensate, produced between the Monteiro Lobato gas treatment facility (UTGCA) and the Henrique Lage refinery (Revap).

19 | MPSP/CAEx RI Technical Opinion No. 3,368, March 8, 2012

20 | The main objective of the cumulative effect assessment is to address global impacts to avoid the so-called tyranny of small decisions, a term coined by economist Alfred E. Kahn to describe economic phenomena. This presents some decisions, individually small in scope and temporal perspective that cumulatively result in an undesirable situation. Later, ecologist William Odum adapted the premise to environmental degradation (DEAT, 2004).

21 | MPSP Technical Report of October 3, 2007

22 | Port and road projects.

23 | Report of the working Group on Environmental Damage Assessment, coordinated by the MPSP, Involving Prosecutors, Experts, and Scientists (2011).

24 | Unfortunately, this research could not interview the public prosecutors and attorneys involved. Nevertheless, the presence of these sources could contribute to broadening the understanding of the relationship between these players and the expert body.

25 | CAEX RI Technical Opinion No. 3,368, march 2012

26 | Understood as a process of building definitions for the situations experienced by social players, giving meaning to such events and organizing the experience.

REFERENCES

ALMEIDA, G. M. **Poderes investigatórios do Ministério Público nas ações coletivas**, São Paulo, Atlas, 2010.

ALONSO, A.; COSTA, V.; MACIEL, D. Identidade e estratégia na formação do movimento ambientalista brasileiro. **Novos Estudos Cebrap**. 2007, v. 79, p. 151-167.

ALONSO, A.; COSTA, S.; TOMIOKA, S. **Modernização negociada: expansão viária e riscos ambientais no Brasil**. Brasília, Ibama, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENTIDADES ESTADUAIS DE MEIO AMBIENTE. **Novas propostas para o licenciamento ambiental do Brasil**. ABEMA, Brasília: 2013. Available at: <http://pnla.mma.gov.br/publicacoes-diversas?download=73:novas-propostas-para-o-licenciamento-ambiental-no-brasil&start=60#:~:text=Proposta%3A%20Mudar%20o%20formato%20das,com%20o%20m%C3%A1ximo%20de%20transpar%C3%Aancia>. Access in: 05 jan. 2022.

BÄCKSTRAND, K. Civic science for sustainability: reframing the role of experts, policy-makers and citizens in environmental governance. **Global Environmental Politics**, v. 3, n. 4, p. 24-41, 2003.

BAILEY, K. **Methods of social research**. Simon and Schuster, 2008.

BENFORD, R. D.; SNOW, D. A. Framing Processes and Social Movements: an overview and assessment. **Annual Review of Sociology**, v. 26, p. 611-639, 2000.

BERMANN, C. A resistência às obras hidrelétricas na Amazônia e a fragilização do Ministério Público Federal. **Novos Cadernos Naea**, v. 16, n. 2, 2013.

BERNARD, H. R. **Social research methods: qualitative and quantitative approaches**. Sage, 2013.

BOSWELL, C. **The political uses of expert knowledge**. Cambridge (MA), Cambridge University Press. 2009.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **11o Balanço do PAC 2**. 2011 a 2014. [S.l.: S.n.], 2016. Available at: <http://www.pac.gov.br/pub/up/pac/11/PAC11.pdf>. Access in: 20 maio 2021. Brasília, Ibama, 2001

CAMACHO, W. A. B.; PETERLINI, M. A. D.; FERNANDEZ, R. K. dos S. M. Ministério Público e a judicialização da política: uma análise a partir da implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte no Pará. **Revista de Direito**, v. 10, n. 2, p. 373-404, 2018.

CHACHÉ, C. B. O licenciamento ambiental "fragmentado": estudo de caso do Comperj. **Revista Ensaios**, v. 7, p. 170-187, 2014.

COOPER, L. M.; SHEATE, W. R. Integrating cumulative effects assessment into UK strategic planning: implications of the European Union SEA Directive. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 22, n. 1, p. 5-16, 2004.

COSTA, R. *et al.* **Natural gas in Brazil and the role of BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Economico e Social) to finance the sector.** 2008.

CRAWFORD, C. A Response to Professor McAllister's Reply to My Review of Making Law Matter. *George Washington International Law Review*, v. 40, p. 687, 2009b.

CRAWFORD, C. Defending Public Prosecutors and Defining Brazil's Environmental "Public Interest": a review of Lesley McAllister's Making Law Matter. *Environmental Protection and Legal Institutions in Brazil. George Washington International Law Review*, v. 40, p. 619, 2009a.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. **Avaliação e perícia ambiental.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008.

DEAT. **Cumulative Effects Assessment.** Integrated Environmental Management. Information, Series 7. Pretoria: Department of Environmental Affairs and Tourism, 2004.

DUARTE, C. G.; DIBO, A. P. A.; SÁNCHEZ, L. E. O que diz a pesquisa acadêmica sobre avaliação de impacto e licenciamento ambiental no Brasil. *Ambiente & Sociedade*, v. 20, n. 1, p. 245-278, 2017.

FARIA, I. D. **Compensação Ambiental:** os fundamentos e as normas, a gestão e os conflitos. Senado Federal, Consultoria Legislativa, Centro de Altos Estudos, 2008. Available at: <https://www12.senado.leg.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-de-estudos/textos-para-discussao/td-43-compensacao-ambiental-os-fundamentos-e-as-normas-a-gestao-e-os-conflitos>. Access in: 5 jan. 2022.

FERNANDES, A. H. V. *et al.* Alternativas locacionais em Avaliação de Impacto Ambiental de rodovias mineiras. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 43, 2017.

FERREIRA, L. da C. Os Ambientalistas, os Direitos Sociais e o Universo da Cidadania. *In:* FERREIRA, L. da C.; VIOLA, E. (Org.). **Incertezas de Sustentabilidade na Globalização:** Editora da Unicamp, p. 241-277, 1996.

FREITAS, V. P. **Técnico e o juiz:** perícia como requisito para execução da Justiça ambiental. Available at: <http://conjur.estadao.com.br/static/text/49118,1>. Access in: 20 ago. 2019.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica 2013-2014.** 2015. Available at: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2013_2014_relatorio_tecnico_2015.pdf. Access in: Jan. 2019.

FURUITI, N. S. **A atuação do Ministério Público no licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. *In:* GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America:** biodiversity status, trends, and outlook. Washington: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003.

HANNIGAN, J. **Environmental sociology.** Routledge. 2. ed. 2006.

HOCHSTETLER, K.; KECK, M. E. **Greening Brazil:** environmental activism in state and society. Durham: Duke University Press. 2007.

HOFFMANN, R. M. **Gargalos do licenciamento ambiental federal no Brasil**. Brasília: Câmara dos Deputados, jul. 2015. Available at: <https://bd.camara.leg.br/bd/handle/bdcamara/24039>. Access in: 14 jul. 2020.

JASANOFF, S. Technologies of humility: citizen participation in governing science. **Minerva**, v. 41, n. 3, p. 223-244, 2003.

JERÓNIMO, H. A peritagem científica perante o risco e as incertezas. **Análise Social: Revista de Ciências Sociais da Universidade de Lisboa**, v. XLI (4.º), n. 181, p. 1143-1165, 2006.

MALVESTIO, A. C. **Análise da efetividade da Avaliação Ambiental Estratégica como instrumento de Política Ambiental no Brasil**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2013. Available at: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-10092013-101337/en.php>. Access in: 5 jan. 2022.

MCALLISTER, L. K. **Making Law Matter**: environmental protection and legal institutions in Brazil. Stanford, CA: Stanford University Press, 2008.

MCALLISTER, L. K. On Environmental Enforcement and Compliance: a reply to Professor Crawford's Review of Making Law Matter. **Environmental Protection and Legal Institutions in Brazil. George Washington International Law Review**, v. 40, p. 649, 2009.

MINISTÉRIO PÚBLICO DA UNIÃO. Ministério Público Federal (MPF) x Ministério Público Estadual (MPE). Available at: <http://www.mpu.mp.br/navegacao/institucional/duvidas>. Access in: fev. 2022.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. **Inquéritos civis**. Available at: <http://www.transparencia.mpf.mp.br/conteudo/atividade-fim/inqueritos>. Access in: abr. 2021.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

O ESTADO DE S. PAULO. Petrobras começa a operar dia 13 o maior campo de gás do Brasil. O Estado de S. Paulo, Economia & Negócios, 2 mar., 2011. Available at: economia.estadao.com.br/noticias/negocios,petrobras-comeca-a-operar-dia-13-o-maior-campo-de-gas-do-brasil,57326e. Access in: 10 abr. 2014.

PELLIN, A. *et al.* Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil: considerações a respeito do papel das agências multilaterais de desenvolvimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 27-36, 2011.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROQUEPLO, P. **Entre savoir et décision, l'expertise scientifique**, Paris, INRA Editions. 1997.

SÁNCHEZ, L. E. Development of Environmental Impact Assessment in Brazil. **UVP Report**, v. 27, p. 193-200, 2013.

SÁNCHEZ, L. E. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 167-183, 2017.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA). **Avaliação ambiental estratégica: dimensão portuária, industrial, naval e offshore no litoral paulista**. São Paulo, v. 3, 2010.

SAREWITZ, D. How science makes environmental controversies worse. **Environmental Science & Policy**, v. 7, n. 5, p. 385-403, 2004.

SOUZA, L. M. O. **Ministério Público e a defesa da Constituição e da democracia**. *Lumen Juris*, 1 jan. 2013.

TEPEDINO, G. J. M. A questão ambiental, o Ministério Público e as ações civis públicas. **Revista Argumentum – Argumentum Journal of Law**, v. 2, p. 35-58, 2017.

VALERA, C. A. A avaliação ambiental integrada dos impactos cumulativos e sinérgicos dos empreendimentos minerários. **MPMG Jurídico**, 2012. Available at: <http://www.gnmp.com.br/publicacao/147/a-avaliacao-ambiental-integrada-dos-impactos-cumulativos-sinergicos-dos-empreendimentos-minerarios>. Access in: 5 jan. 2022.

VAN DER MOLEN, F. How knowledge enables governance: the coproduction of environmental governance capacity. **Environmental Science & Policy**, v. 87, p.18-25, 2018.

VIEIRA, D. M.; CORREA, P. M.; CARMO, R. A. Os desafios para a expansão da oferta de energia elétrica. **Revista do TCU**, Maio-Agosto, 2012. Available at: <https://revista.tcu.gov.br/ojs/index.php/RTCU/issue/view/6>. Access in: jan. 2022.

VIGLIO, J. E.; MONTEIRO, M. S.; FERREIRA, L. da C. Ciência e processo decisório: a influência dos experts no licenciamento ambiental de um empreendimento petrolífero no litoral paulista. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 33, n. 98, 2018.

VIGLIO, J. E. *et al.* Narrativas científicas sobre petróleo e mudanças do clima e suas reverberações na política climática brasileira. **Sociologias**, v. 21, n. 51, 2019.

VILAÇA, L. De práticas a capacidades: a atuação de procuradores do Ministério Público Federal no caso de Belo Monte. **Sociedade e Cultura**, v. 20, n. 1, 2017.

ZHOURI, A.; OLIVEIRA, R. Development and environmental conflicts in Brazil: challenges for anthropology and anthropologists. **Vibrant: Virtual Brazilian Anthropology**, v. 9, n. 1, p. 181–208, 2012.

A atuação dos peritos do Ministério Público no licenciamento ambiental do Projeto Mexilhão, São Paulo, Brasil

Role of the public prosecutor's office experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project, São Paulo, Brazil

José Eduardo Viglio ¹

Lúcia da Costa Ferreira ²

¹ Doutorado em Ciências Sociais, Professor colaborador, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Campinas, SP, Brasil
E-mail: eduviglio@gmail.com

² Doutorado em Ciências Sociais, Professora e Pesquisadora, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Campinas, SP, Brasil
E-mail: luciacf@unicamp.br

doi:10.18472/SustDeb.v13n1.2022.41492

Received: 04/01/2022
Accepted: 22/03/2022

ARTICLE – VARIA

RESUMO

O papel e atribuições constitucionais do Ministério Público (MP) como fiscal da lei garantiu a este um protagonismo no enforcement da legislação e accountability das agências ambientais no Brasil. Para tanto, o MP implementou promotorias temáticas e regionais na área ambiental e criou equipes de peritos para oferecer embasamento técnico e científico. Este artigo analisa a participação dos peritos do Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP) e do Ministério Público Federal (MPF) no processo de licenciamento ambiental de um empreendimento do setor de petróleo e gás, intitulado “Projeto Mexilhão” que foi instalado na Bacia de Santos e na região costeira do estado de São Paulo. A partir de análise documental e de entrevistas, o trabalho evidencia diferentes interpretações e enquadramentos dos riscos e impactos ambientais do projeto entre os experts do MP. O trabalho discute ainda as implicações da atuação do Ministério Público nas decisões do órgão licenciador federal acerca do empreendimento.

Palavras-chave: Licenciamento Ambiental. Processo decisório. *Expertise* ambiental. Petróleo e gás. Brasil.

ABSTRACT

The constitutional role and authority of the Public Prosecutor's Office (MP) as enforcer of law warranted the MP protagonism in the enforcement of environmental legislation and accountability of environmental agencies in Brazil. The MP instituted regional offices to tackle the environmental issue and established a team of experts to provide technical support. This research analyzes the participation of the São Paulo State Public Prosecutor's Office (MPSP) and the Federal Public Prosecutor's Office

(MPF) experts in the environmental licensing of the Mexilhão Project. The project was installed on the coastal region of the state of São Paulo and initially aimed to reduce by half the volume of natural gas imported by the country. Based on the analysis of documents and interviews, this paper shows that there were different interpretations and framings among the MP experts, concerning environmental impacts and risks of the project. This study also discusses the influence of the MP on the decisions of the federal environmental agency about the Mexilhão Project.

Keywords: Environmental assessment. Decision making. Environmental expertise. Oil&gas. Brazil.

1 INTRODUÇÃO

Com o processo de redemocratização, materializado na Constituição Federal brasileira de 1988, a implantação de obras e atividades potencialmente causadoras de impactos ambientais teve que se adaptar às novas condições da arena ambiental brasileira. Essa arena foi delineada pela institucionalização das políticas ambientais, pelo reconhecimento público e jurídico do ambiente enquanto demanda legítima e pela consolidação de novos atores sociais, incluindo os experts da temática ambiental (ALONSO *et al.*, 2001; ALONSO *et al.*, 2007; FERREIRA, 1996; HANNIGAN, 2006; HOCKSTETLER; KECK, 2007).

Nessa arena, além das estruturas institucionais do Executivo, Legislativo e Judiciário, o Ministério Público (MP) ganhou autonomia na defesa de direitos difusos e coletivos¹. O papel e as atribuições constitucionais como fiscal da lei garantiram protagonismo ao MP na observância da Constituição e da Legislação Ambiental (ALONSO *et al.*, 2001; CRAWFORD, 2009a, 2009b; FURUITI, 2009; MCALLISTER, 2008, 2009;). Além de sua atuação fiscalizatória, o MP tem se configurado como uma instância alternativa ao Poder Judiciário na mediação e regulação de conflitos ambientais (CAMACHO; PETERLINI; FERNANDEZ, 2018; VILAÇA, 2017).

Por meio de suas atribuições e dos instrumentos de que dispõe, o MP tem atuado no licenciamento ambiental de obras e atividades, podendo ou não dispor da via judicial para o desempenho das suas funções (HOFFMANN, 2015). Para realizar tal missão, o MP implementou promotorias regionais na área ambiental e criou equipes de peritos para oferecer os primeiros elementos de convicção (SOUZA, 2013).

O licenciamento ambiental é o principal instrumento utilizado no Brasil com o objetivo de exercer controle prévio e de realizar o acompanhamento de atividades potencialmente degradadora do ambiente. O licenciamento ambiental se tornou um dos temas mais controvertidos do país. Pela perspectiva dos empreendedores, critica-se uma demora injustificada e recorrente judicialização dos processos de licenciamento, o excesso de discricionariedade nas análises de estudos ambientais, por parte dos técnicos envolvidos no licenciamento. As intervenções do MP no licenciamento também se tornaram um eixo de críticas por parte de gestores ligados aos órgãos licenciadores. Para estes, a participação do MP tem levado a um aumento de demandas para a estrutura administrativa do órgão licenciador, requerendo a elaboração de relatórios, laudos técnicos e a prestação de informações (ABEMA, 2013; VIEIRA *et al.*, 2012).

Visando uma maior compreensão do papel e atuação do Ministério Público no licenciamento ambiental, com atenção especial aos seus experts do setor de meio ambiente, este artigo analisou um caso empírico que contou com a participação, tanto do Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP) quanto do Ministério Público Federal (MPF), no licenciamento ambiental de um empreendimento do setor petrolífero que foi instalado no litoral norte do estado de São Paulo². Tratou-se do Projeto Mexilhão³, da Petrobras, que foi proposto em 2005 visando produzir 15 milhões de m³ de gás natural por dia e contribui assim para a autossuficiência do país em gás natural. O empreendimento, que entrou em operação em 2011, foi instalado na costa atlântica do estado de São Paulo, região caracterizada pela sua alta biodiversidade e sensibilidade ambiental.

Além desta introdução, o artigo está estruturado da seguinte forma: o item 1 descreve a metodologia utilizada. No item 2 é contextualizado o processo de Licenciamento Ambiental no Brasil e os instrumentos legais e institucionais de que dispõe o MP para o envolvimento neste processo. Em seguida, no item 3, discorre-se sobre a atividade pericial no âmbito do MP, o papel dos seus peritos e os principais desafios encontrados. O item 4 apresenta o empreendimento Mexilhão e a estrutura do seu licenciamento. Nos itens 5 e 6 é analisada a participação dos peritos do MPSP e do MPF no licenciamento ambiental do Mexilhão. Por fim, o item 7 esboça alguns elementos conclusivos sobre o envolvimento dos peritos do MP no licenciamento ambiental analisado.

2 METODOLOGIA

Este trabalho é resultado de uma pesquisa mais ampla que analisou atores e conflitos em torno do licenciamento ambiental do empreendimento Mexilhão. Está baseado em análises de documentos oficiais e entrevistas semiestruturadas (BAYLEY, 2008; BERNARD, 2013). Os documentos analisados foram disponibilizados: i) pelo órgão licenciador⁴ – Estudos e Relatórios de Impactos Ambientais (EIAs-Rimas) do empreendimento Mexilhão, pareceres técnicos do órgão licenciador federal e de órgãos ambientais do estado de São Paulo, respostas do empreendedor e órgão licenciador aos questionamentos levantados pelos demais atores participantes do licenciamento, atas e vídeos de audiências públicas; ii) MPSP⁵ – Inquérito Civil contendo os pareceres técnicos dos peritos e ações de promotores no processo de licenciamento; iii) Ministério Público Federal – Procedimento Administrativo contendo os documentos produzidos pelo MPF no âmbito do licenciamento.

Foram entrevistados dois peritos do MPSP, que atuaram no Inquérito Civil relacionado ao projeto Mexilhão, e dois peritos do MPF, atuantes no respectivo Procedimento Administrativo. Por considerações éticas, os nomes dos peritos não foram identificados neste trabalho.

Esse conjunto de materiais, incluindo as entrevistas transcritas, foi analisado a partir da técnica de análise de conteúdo, cuja finalidade é a descrição objetiva, sistemática e qualitativa do conteúdo manifesto (BARDIN, 1977).

3 A PARTICIPAÇÃO DO MINISTÉRIO PÚBLICO NO LICENCIAMENTO AMBIENTAL

A Avaliação de Impacto ambiental (AIA), enquanto processo de exame das consequências futuras de uma ação presente ou proposta tem, como um dos objetivos, fundamentar decisões públicas e privadas acerca de suas implicações ambientais. O termo Avaliação de Impacto Ambiental entrou na terminologia e na literatura ambiental a partir da legislação pioneira que criou esse instrumento de planejamento ambiental – National Environmental Policy Act (Nepa) –, a lei de política nacional do meio ambiente dos Estados Unidos. A AIA vem atender a uma necessidade de estabelecer mecanismos de controle social e de decisão participativa acerca de projetos e iniciativas de desenvolvimento econômico (SÁNCHEZ, 2013).

No Brasil, a AIA foi incorporada à política e legislação brasileira por meio do licenciamento ambiental, mas ficou restrita à avaliação ambiental de projetos potencialmente poluidores e não se expandiu para avaliações de planos, programas e políticas estatais. O licenciamento ambiental depende da existência do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), que é o documento mais importante de todo o processo de avaliação de impacto ambiental. É com base nele, e em seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (Rima), que serão tomadas as principais decisões quanto à viabilidade ambiental de um projeto e da necessidade de medidas mitigadoras ou compensatórias (SÁNCHEZ, 2013).

O licenciamento é definido como o procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades efetiva ou potencialmente causadores de impactos ambientais (RESOLUÇÃO CONAMA Nº 237, 1997). A licença

ambiental para empreendimentos e atividades considerados efetiva ou potencialmente causadores de significativa degradação do meio dependerá de EIA-Rima, ao qual dar-se-á publicidade, garantida a realização de audiências públicas, quando couber, de acordo com a regulamentação (RESOLUÇÃO CONAMA Nº 237, 1997⁶). O EIA se constitui num documento técnico por meio do qual a avaliação de impacto ambiental é consubstanciada e, para isso, deve possuir caráter multidisciplinar e visa o controle preventivo de danos ambientais. Quando não se tratar de impactos significativos, o processo de licenciamento pode ocorrer a partir de estudos ambientais mais simplificados, previsto em legislações federal, estadual e municipal, como, por exemplo, o Estudo e Relatório Ambiental Simplificados (EAS-RAS).

A técnica de licenciamento ambiental de um empreendimento depende da obtenção de Licença Prévia (LP), Licença de Instalação (LI) e Licença de Operação (LO), emitidas nessa sequência, sendo que, a LI ou LO são emitidas após a análise do projeto e do atendimento das condições estabelecidas na licença anterior (BRASIL, 2020). A LP aprova a localização e a concepção do empreendimento, que se encontra na fase preliminar do planejamento, atestando a sua viabilidade ambiental. A Licença de Instalação autoriza a instalação do empreendimento, de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados. Por fim, a Licença de Operação autoriza a operação da atividade, obra ou empreendimento após a verificação do efetivo cumprimento das medidas de controle ambiental e das condicionantes determinadas nas licenças anteriores.

Apesar de uma série de ganhos referentes ao controle ambiental no país (SÁNCHEZ, 2013), o licenciamento ambiental e o EIA-Rima ainda apresentam um conjunto de gargalos e limitações que desafiam a sua efetividade. Quanto aos estudos ambientais, incluindo o EIA-Rima, alguns dos problemas estão ligados: i) à abordagem metodológica e levantamentos incompletos de dados; ii) à falta de conexão entre o diagnóstico ambiental, a análise de impactos e as propostas de mitigação; iii) estudos extensos e com informações muitas vezes irrelevantes para a tomada de decisão (DUARTE; DIBO; SÁNCHEZ, 2017; HOFFMANN, 2015).

No que toca ao processo de licenciamento como um todo, as críticas recaem sobretudo: i) na falta de clareza e direcionamento quanto à definição do escopo de um estudo ambiental, por parte dos órgãos ambientais; ii) no excesso de condicionantes e falta de acompanhamento de sua efetividade; iii) na multiplicidade de atores com poder discricionário; iv) na frequente judicialização dos processos; v) na falta de estrutura e pessoal nos órgãos ambientais; vi) no quadro de confusão institucional e normativa, permeado por subjetividade e com falta de transparência; vii) no excesso de burocracias e gestão deficitária (HOFFMANN, 2015).

Existem, também, os questionamentos sobre a incapacidade dos EIAs de efetivamente influir na tomada de decisão, pelo fato desta ocorrer, muitas vezes, anteriormente e fora do licenciamento ambiental. Soma-se a isso, a existência de pressões externas sobre os órgãos licenciadores para a concessão das licenças ambientais (VIGLIO; MONTEIRO; FERREIRA, 2018; ZHOURI; OLIVEIRA, 2012).

Com base na legitimidade constitucional conferida pela CF-88 e nos instrumentos de que dispõe, o MP passou a acompanhar os processos de licenciamento ambiental com a justificativa de verificação do cumprimento das normas ambientais por parte dos órgãos licenciadores (FURUITI, 2009). O Inquérito Civil (IC), assim como o Procedimento Administrativo (PA), é um instrumento utilizado pelo MP no licenciamento⁷. O IC é instaurado sempre que o MP tem indícios de que um direito foi lesado ou sofre risco de lesão, podendo o fato narrado ensejar futura propositura de Ação Civil Pública (MPF, 2020). Para Gravronski (2006), não há diferença substancial entre o IC e o PA, visto que ambos se prestam a coletar elementos para a eventual propositura de ação judicial, expedição de recomendações e/ou celebração de Termo de Ajustamento de Conduta (TAC).

No âmbito do MPF, há um entendimento de que o Procedimento Administrativo (PA) deveria ser instaurado quando não existir elementos suficientes à instauração do IC, reservando a este hipóteses mais graves ou em que há possibilidade de diferentes desdobramentos legais, como, por exemplo, a

propositura de Ação Civil Pública. Esta, regida pela Lei n. 7.347/85, é um tipo especial de ação jurídica, destinada à proteção de direitos difusos e coletivos tanto por iniciativa do MP, Defensoria Pública, União, estados e municípios, autarquias, empresas públicas, fundação ou sociedade de economia mista, quanto de associações com finalidades específicas (TEPEDINO, 2017).

A Lei Orgânica Nacional do Ministério Público (Lei 8.625/93) também atribui ao órgão a competência para expedir as chamadas Recomendações. A Recomendação constitui ato administrativo por meio da qual o MP solicita reiteradamente ao destinatário tomar as providências para prevenir a repetição ou determinar a cessação de eventuais violações à ordem jurídica. A recomendação não tem caráter coercitivo e, para ser atendida, depende, sobretudo, do convencimento decorrente de sua fundamentação.

No âmbito do licenciamento ambiental, o MP pode ainda celebrar Termos de Ajustamento de Conduta (TAC), a fim de que sejam atendidas, por exemplo, as condicionantes ambientais estabelecidas para a concessão das licenças. Em termos gerais, o TAC pode ser definido como um acordo formal entre o causador do dano ambiental e a autoridade ambiental, por meio do qual o causador assume o dever de adequar sua conduta às exigências legais, sujeitas à fiscalização desta, sob pena de incorrer nas sanções previstas no próprio instrumento em caso de descumprimento (FURUITI, 2009). Nesse sentido, o TAC se configuraria como um instrumento extrajudicial garantidor do processo de licenciamento ambiental e de negociação e resolução de conflitos ambientais no país (MCLLISTER, 2008).

3.1 A PERÍCIA AMBIENTAL NO MINISTÉRIO PÚBLICO

Um perito ou *expert* é definido em função de seu treinamento educacional e sua posição institucional. É precisamente a inserção do processo decisório que caracteriza e define o perito e a peritagem científica. Ele é convocado para clarificar, justificar ou fundamentar, mesmo que parcialmente, uma decisão. Trata-se de um conhecimento que serve à decisão, embora não constitua a própria decisão (JERÓNIMO, 2006; ROQUEPLO, 1997). O conhecimento dos peritos deve satisfazer requerimentos procedimentais, como coerência teórica e conceitual, e estar baseado em metodologias aceitas pela sua comunidade (BOSWELL, 2009).

A perícia ambiental no MP é um procedimento utilizado como um meio de prova e fornecimento de subsídios em processos judiciais e extrajudiciais. A constatação de danos ambientais é determinante para a solução de uma questão, o que, via de regra, deverá ser apurado por meio de perícia ambiental. Trata-se de meio de prova disciplinada, pelos Artigos 420 a 439, do Código de Processo Civil. No Brasil, as solicitações por perícias ambientais ocorrem nas três esferas do Direito. Na esfera civil, em geral, as perícias são solicitadas por promotores e procuradores do MP ou por juízes, na fase processual, principalmente, para a avaliação de danos ambientais (CUNHA, 2005). O MP se utiliza de peritos concursados, de profissionais liberais e acadêmicos para obtenção de laudos a serem juntados aos seus processos.

Desse modo, as conclusões obtidas pelos peritos ou *expert*, via laudos e pareceres técnicos, são na maioria dos casos as principais bases para o convencimento de juízes e promotores, e elementos importantes para fundamentar decisões judiciais e extrajudiciais. Dada a importância da prova pericial nesses contextos, os limites e dificuldades na sua obtenção e na atuação pericial impedem a tramitação da ação e o seu desfecho (FREITAS, 2006). Alguns desses gargalos envolvem: i) insuficiência de peritos concursados diante da alta demanda por pareceres ambientais; ii) insuficiência de recursos financeiros para a realização de análises técnicas; iii) dificuldade do MP na mobilização de peritos externos preparados para desempenhar a tarefa; iv) falta de caráter multidisciplinar nos laudos ambientais (FREITAS, 2006). Além disso, a produção de conhecimento para o processo decisório impõe ou acentua uma série de condicionantes à atuação dos peritos, que pode interferir e comprometer a produção e validação dos dados gerados. A pressão temporal para a produção de dados científicos obriga os peritos a trabalharem com rapidez e com base no conhecimento disponível quando necessitam se pronunciar (JERÓNIMO, 2006; ROQUEPLO, 1997).

4 O LICENCIAMENTO AMBIENTAL DO EMPREENDIMENTO MEXILHÃO

O empreendimento Mexilhão foi anunciado em 2005 visando contribuir para a autossuficiência do país em gás natural por meio da produção de 15 milhões de m³/dia. Conforme a Figura 1, o empreendimento Mexilhão envolveu a instalação de: i) uma plataforma marinha fixa (PMXL-1), localizada cerca de 160 quilômetros da costa; 2) um duto marítimo para escoamento do gás ligando a plataforma até a costa; 3) uma unidade de tratamento de gás que foi denominada de Unidade de Tratamento de Gás de Caraguatatuba, que foi instalada a 1 km do Parque Estadual da Serra do Mar (Pesm), no interior de sua Zona de Amortecimento; 4) um gasoduto para levar o gás da UTGCA até o município de Taubaté/SP, denominado de Gasoduto Caraguatatuba-Taubaté (Gastau), com extensão 97 km, sendo que cerca de 5 km foi construído via túnel para travessia do Pesm (Figura 2).



Figura 1 | UTGCA e travessia do Gastau pelo Pesm

Fonte: Comunicação Bacia de Santos (2021)⁹

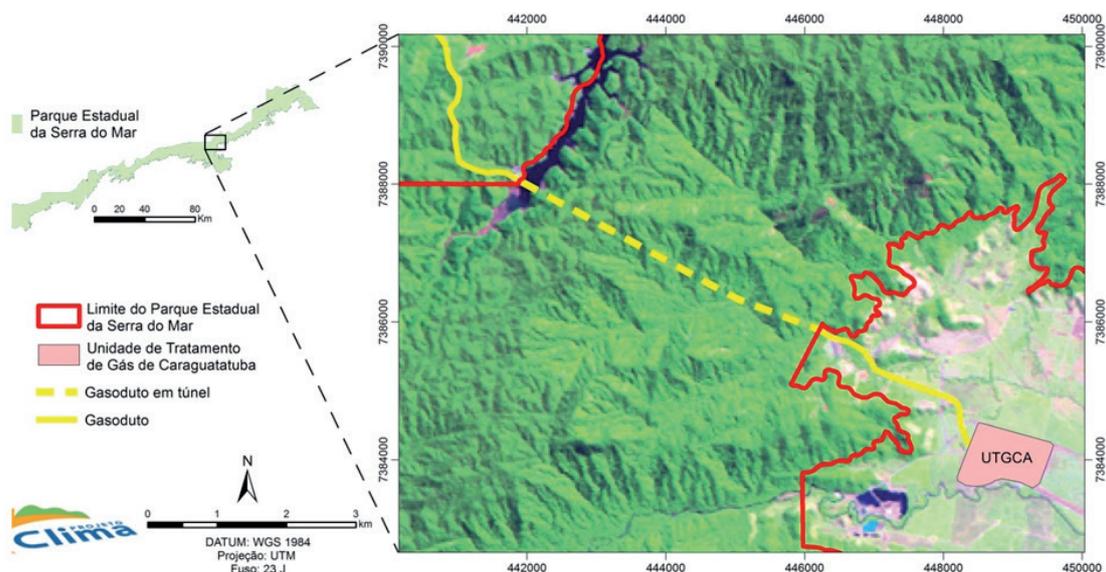


Figura 2 | UTGCA e travessia do Gasoduto pelo Pesm

Fonte: Elaborada pelos autores

O empreendimento estava inserido em grandes programas governamentais de crescimento econômico e autossuficiência energética, como o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC)¹⁰ e o Plano Nacional de Antecipação da Produção de Gás (Plangás)¹¹. O valor total investido no Mexilhão foi de cerca de US\$ 2,2 bilhões (O ESTADO DE S. PAULO, 2011). Tal contexto conferiu ao empreendimento credenciais políticas e econômicas que foram utilizadas para legitimá-lo perante a opinião pública. Além da construção do túnel do Gasoduto para travessia do Pesm, a Petrobras se valeu da importância do gás natural enquanto combustível menos poluente na transição para uma economia de baixo carbono.

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), que foi responsável pelo licenciamento ambiental do Mexilhão, compartimentou o licenciamento em três processos distintos¹²: i) parte marinha (PMXL- 1 e duto marinho) que foi licenciada pela Coordenação-Geral de Petróleo e Gás (CGPEG)¹³; ii) UTGCA que foi licenciada pela Coordenação de Energia Nuclear e Dutos (Coend)¹⁴; e iii) Gasoduto que também foi licenciado pela Coend¹⁵. Os processos de licenciamento ambiental do Mexilhão se iniciaram em 2005, e em 2011 foram concedidas as suas últimas licenças ambientais de operação.

Devido ao abastecimento nacional de combustíveis ser considerado de utilidade pública¹⁶, o empreendimento Mexilhão teve autorização de órgãos ambientais para ser licenciado em áreas com restrições para esse tipo de atividade. Tais restrições eram estabelecidas tanto pelo Zoneamento Ecológico-Econômico – ZEE do Litoral Norte¹⁷ quanto pelo Plano de Manejo do Pesm.

No contexto brasileiro, em função da maior dependência das reservas de petróleo e gás *offshore*, tem ocorrido uma sobreposição espacial entre as atividades e infraestruturas petrolíferas e áreas de relevância para a conservação ambiental, como a Mata Atlântica e seus ecossistemas costeiros associados. A Mata Atlântica é considerada um dos *hotspot* mundiais da biodiversidade, por ser uma das áreas mais ricas em biodiversidade e endemismos no planeta e, ao mesmo tempo, uma das mais ameaçadas e com maior perda de *habitat* (GALINDO-LEAL; C MARA, 2003; MYERS *et al.*, 2000). É a segunda maior floresta tropical do continente americano e, originalmente, ocupava uma área de 148,194,638 ha ao longo da costa brasileira, penetrando até o leste do Paraguai e o nordeste da Argentina, na sua porção sul (GALINDO-LEAL; C MARA, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2009). Atualmente, somados todos os fragmentos de floresta nativa acima de três hectares, restam apenas 12,5% da vegetação original no território brasileiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2015), sendo que apenas 14,4% desses remanescentes estão legalmente protegidos (RIBEIRO *et al.*, 2009).

5 ATUAÇÃO DOS PERITOS DO MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SÃO PAULO NO LICENCIAMENTO DO MEXILHÃO

O MPSP tem atuado no litoral norte de São Paulo desde 1997, por meio de uma Promotoria Regional de Meio Ambiente em Caraguatatuba, contribuindo para um aprendizado e aproximação com a problemática ambiental dessa região, com especial atenção para os conflitos sociais relacionados às pressões antrópicas em relação aos remanescentes de Mata Atlântica.

Os peritos do MPSP participaram do processo de licenciamento por meio do Inquérito Civil de número 23/05. O procedimento de apuração foi instaurado pelo MPSP em agosto de 2005, quando o empreendimento Mexilhão ainda era projeto em fase inicial de licenciamento¹⁸. O IC tinha como objetivo apurar os impactos socioambientais advindos desse empreendimento, diante da ausência de infraestrutura adequada das cidades do litoral norte para suportar os reflexos decorrentes dessas atividades: aumento populacional, com pressão para ocupação de áreas de risco ou ambientalmente protegidas; o aumento do trânsito de veículos; bem como a insuficiência nos serviços de saneamento básico e de saúde. Nesse contexto, oficiou-se ao Centro de Apoio Operacional do Ministério Público – CAO para análise técnica e acompanhamento do licenciamento do empreendimento. Justificou-se ainda a necessidade de envolvimento dos peritos devido à ausência dos órgãos ambientais do estado de São Paulo na condução do licenciamento do Mexilhão.

A equipe de peritos do MPSP que atuou no licenciamento, formada por biólogos e engenheiros florestais, elegeu como o principal eixo de crítica a fragmentação do licenciamento ambiental do Mexilhão em três processos distintos (parte marítima, UTGCA e Gastau). Segundo eles, por meio de Parecer Técnico¹⁹, a fragmentação do licenciamento em etapas de um mesmo empreendimento seria prejudicial à avaliação ambiental requerida, ocasionando inaceitável subestimativa de impactos ambientais, inclusive por meio da desconsideração das devidas avaliações de efeitos cumulativos e sinérgicos. Entende-se como efeitos cumulativos a soma de efeitos resultantes de uma ação ou de várias ações simultâneas, enquanto que os efeitos sinérgicos são definidos como o fenômeno representado pelo total dos impactos de uma ação ou mais ações, de tal forma que o efeito seja maior do que a soma dos impactos avaliados individualmente²⁰ (DEAT, 2004).

Apesar de previstas na Resolução Conama nº 01/86, que dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto Ambiental no Brasil, tais avaliações sistematicamente vêm sendo desconsideradas nos EIAs–Rimas de empreendimento no Brasil e em outros países (HOFFMAN, 2015). Cooper e Sheate (2004) procuram explicar esse descompasso, apontando que os conceitos de efeitos cumulativos e sinérgicos, de modo geral, não estão claramente definidos nas legislações, existindo, portanto, incertezas entre os gestores acerca do significado e do modo de avaliação de tais efeitos.

No caso analisado, mesmo havendo uma solicitação do Ibama para esse tipo de avaliação, nos Termos de Referências – documento que informa as diretrizes para elaboração do EIA/Rima, tais orientações não foram cumpridas. Os peritos do MPSP expressaram em laudo técnico²¹ que o Ibama havia aceitado passivamente tal descumprimento de realização de estudos de efeitos cumulativos e sinérgicos. Para os peritos do MPSP, ainda no mesmo laudo, tanto a fragmentação do licenciamento do empreendimento e a ausência de análises de efeitos cumulativos e sinérgicos, entre suas partes e, deste com outras atividades que estavam previstas para a região²², tornavam impossível o posicionamento técnico e legal conclusivo acerca da viabilidade ambiental.

Desse modo, a abordagem científica da ecologia sistêmica, que estabelece uma representação cibernética e integrada dos sistemas ecológicos, conduziu e orientou o eixo crítico dos peritos do MPSP em relação às implicações ambientais do empreendimento. Essa orientação teórica tem prevalecido entre os peritos do MPSP²³. Para um dos peritos do MPSP entrevistado, esse eixo tem sido compartilhado e reforçado entre os peritos nas atividades cotidianas desses profissionais. Para esse perito:

São as parcerias constantes, as conversas frequentes, a necessidade do envolvimento e da opinião de um perito de outra região do estado para um laudo que estamos fazendo. A gente auxilia um colega sem mesmo assinar aquele parecer, e isso vai dando um trilha técnico e ideológico comum (ENTREVISTA COM PERITO DO MPSP EM MAIO DE 2012).

Contudo, segundo ainda o mesmo perito, nem todos os promotores seguem e sustentam aquele eixo crítico. Nesse sentido, a sustentação dos pareceres técnicos pela promotoria do LN e a consequente condução do IC somente foram possíveis, segundo ele, devido à independência funcional de cada promotor do MP²⁴.

Seguindo a linha interpretativa dos peritos do MPSP, promotores deste órgão e procuradores do MPF expediram uma Recomendação ao Ibama, visando persuadi-lo para suspender as licenças ambientais que já haviam sido emitidas e pela não concessão de novas licenças, até que os questionamentos dos pareceres técnicos, elaborados pelos peritos do MPSP, tivessem sido respondidos. Tratava-se, sobretudo, de ausência de respostas quanto à alternativa locacional do traçado do Gastau, proposta pelo MPSP e por pesquisadores do Instituto Tecnológico da Aeronáutica (ITA), e acerca da solicitação de avaliação de efeitos cumulativos e sinérgicos, conforme ilustra o trecho abaixo:

Que até a apresentação e avaliação dos estudos complementares necessários e da alternativa locacional do traçado do Gastau, mencionados nos itens anteriores (itens 1 e 2), não seja concedida a licença prévia para a prospecção marítima, bem como sejam suspensas as licenças prévias já concedidas e a licença de instalação para a terraplanagem da UTGN (Unidade de Tratamento de Gás Natural) (RECOMENDAÇÃO NO 59/2007 – MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL E MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SÃO PAULO).

Apesar de uma procuradora do MPF ter participado da expedição da respectiva recomendação, a interpretação dos peritos do MPF foi divergente daquela dos peritos do MPSP, como será tratado no próximo tópico. Os peritos do MPF não viram problemas consideráveis nos estudos que comprometessem o entendimento deles acerca da viabilidade ambiental do empreendimento. O Ibama se manifestou acerca da recomendação a ele dirigida, afirmando que o processo de licenciamento estava sendo conduzido de forma adequada.

Dois anos após a recomendação expedida pelo MP, em 2009, as Secretarias do Meio Ambiente e de Desenvolvimento do Estado de São Paulo anunciaram a realização de uma avaliação ambiental estratégica do litoral norte, por meio do Planejamento Ambiental Estratégico da Dimensão Portuária, Industrial, Naval e *Offshore* no Litoral Paulista (Pino). Segundo o documento, publicado em 2010, tratava-se de procedimento sistemático, contínuo e voluntário de avaliação dos efeitos sinérgicos de agrupamento de Empreendimentos, Projetos e Intenções de Investimentos, todos com natureza estruturante, funcionais entre si, de grande magnitude, públicos e privados (SMA, 2010). Ainda segundo o documento, a Avaliação Ambiental e Estratégica (AAE) constituía uma base para auxiliar os processos de decisão de origem pública e/ou privada, integrando questões socioambientais às estratégias de planejamento e investimento para alcançar processos sustentáveis (SMA, 2010).

Embora a publicação do Pino ter ocorrido apenas em 2010, e sem acréscimo de novas informações ao licenciamento do Mexilhão, essa AAE, segundo Malvestio (2013), desempenhou importante papel ao organizar e apresentar dados e projeções que passaram a informar planejadores e influenciar decisões posteriores à AAE (no âmbito do planejamento e do licenciamento ambiental) colaborando, assim, para que houvesse coordenação entre empreendimentos estruturantes e o planejamento público do governo do estado e dos municípios.

Em 2012, após o Mexilhão ter entrado em operação, os peritos do MPSP emitiram novo parecer técnico²⁵ no qual concluíram que suas licenças ambientais foram emitidas de forma indevida pelo Ibama. Segundo o parecer, a fragmentação do licenciamento macula o licenciamento de vício insanável, e as omissões e distorções técnicas fizeram do EIA mera peça de ficção. Em 2014, o IC foi registrado no sistema informatizado do MPSP com outra numeração (14.0701.0000199/2014-

4), deixando a antiga (IC nº. 23/05) e passando a tratar do acompanhamento das condicionantes ambientais dos empreendimentos.

Esse IC do MPSP foi arquivado em definitivo em 2017 sob os argumentos de: i) Suficiência da atuação administrativa do Ibama para exigir o cumprimento das condicionantes ambientais do licenciamento dos empreendimentos; ii) Não constatação de omissão do órgão fiscalizador no exercício de suas atribuições que justifique a intervenção ministerial; iii) Existência de Inquérito Civil instaurado no Ministério Público Federal que apura os mesmos fatos ora investigados.

O Ministério Público passou a exigir avaliações de efeitos cumulativos e sinérgicos nos licenciamentos de novos empreendimentos no litoral norte de São Paulo, casos do licenciamento da Etapa II do Pré-Sal e do licenciamento da ampliação do Porto de São Sebastião (SP). No primeiro caso, tal avaliação foi incorporada ao licenciamento, por imposição do Ibama, acatando à recomendação do Ministério Público. No segundo, a exigência se deu em função de decisão judicial em Ação Civil Pública movida pelo Ministério Público.

6 ATUAÇÃO DOS PERITOS DO MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL NO LICENCIAMENTO DO MEXILHÃO

O MPF participou do licenciamento ambiental do Mexilhão, inicialmente por meio do Procedimento Administrativo nº 1.34.014.000417/2005-01, que foi instaurado em 2005, a partir de representação formulada pela Associação Caiçara Juqueriquerê – Acaju, de Caraguatatuba/SP.

Diferentemente do MPSP, os peritos do MPF não viram a fragmentação do licenciamento do Mexilhão como obstáculo para a avaliação da viabilidade ambiental. Em seus pareceres, buscaram apontar supostas falhas nos estudos ambientais e sugerir ações para corrigi-las, conforme evidenciado no trecho de parecer técnico:

As signatárias entendem que a sazonalidade deveria ser sempre contemplada, por meio da realização de levantamentos primários em pelo menos duas campanhas em épocas de clima distinto, representando um fator determinante para a qualidade dos resultados obtidos. No que se refere à identificação e avaliação de impactos sobre a cobertura vegetal, fauna e unidades de conservação, o EIA atendeu ao determinado no termo de referência, sendo necessário somente reavaliá-lo no que se refere à magnitude, importância e significância (PARECER TÉCNICO PRSP/MPF NO 070/2006).

A atuação dos peritos do MPF se caracterizou por um enfoque corretivo de aspectos pontuais e específicos dos estudos ambientais. Para eles, os EIAs-Rimas “foram bem-feitos e os dados que estavam ali eram pertinentes” (ENTREVISTA COM PERITOS DO MPF). Na concepção deles, os problemas apontados pelo MPSP, sobretudo aqueles relacionados aos impactos cumulativos e sinérgicos, não seriam tratados no âmbito do licenciamento ambiental, mas por meio de outros instrumentos de planejamento, como a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE). Para eles, a insistência para execução desse tipo de avaliação no contexto do licenciamento se constitui em estratégia profissionalmente desgastante e improdutiva (ENTREVISTA COM PERITOS DO MPF).

No Brasil, a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) ficou restrita ao licenciamento de projetos, abstraindo, portanto, sua dimensão de planejamento e de subsídio às decisões de políticas, planos e programas (SÁNCHEZ, 2017). Para Pellin *et al.* (2011), tal restrição tem levado tanto à subutilização da AIA como instrumento de planejamento quanto às expectativas frustradas de que os EIAs de projetos deem respostas que não lhe competem, sobrecarregando-os e deslegitimando-os. A partir desse entendimento, os peritos do MPF afirmaram em entrevista que não seria papel do órgão licenciador esboçar e desenvolver ações de planejamento estratégico:

Esse não é o papel do órgão licenciador, ele é um órgão de licenciamento de empreendimento, ele não é o local de pensar e desenvolver planejamento estratégico. Eu não posso chegar para um empreendedor e dizer que ele não pode colocar a obra aqui, pois, pode ser que venha mais gente pra essa cidade. Nem o órgão licenciador pode dizer ao empreendedor: eu vou licenciar só você e nunca mais vou licenciar alguém aqui [...]. Isso não é o papel do órgão licenciador, é o papel de uma política de Estado (ENTREVISTA COM PERITO DO MPF).

Ao concluírem sobre a viabilidade ambiental do empreendimento, os peritos do MPF levaram em consideração a existência de medidas mitigatórias dos impactos descritas nos seus respectivos EIAs-Rimas, com destaque para a construção do túnel de travessia do gasoduto pelo Parque Estadual da Serra do Mar: *“Então veja só: a UTGCA ia ser construída numa área que tem gramínea, a faixa de dutos seria por túnel para atravessar e não interferir no Parque Estadual da Serra do Mar, então a gente precisar pesar os prós e os contras de forma mais isenta”* (ENTREVISTA COM PERITO DO MPF).

Além dos aspectos ambientais referidos acima, os peritos do MPF se valeram de outros elementos, de ordem social e econômica, em suas interpretações acerca da viabilidade do empreendimento. Alguns desses elementos citados incluem a importância estratégica da Petrobras, o gás natural como combustível menos poluente e a possibilidade de geração de riqueza para o país, conforme explicitado neste trecho de entrevista:

A Petrobras tem pesquisadores supercompetentes, equipes técnicas fantásticas que passam anos pesquisando novas fontes de petróleo e gás para o país, acha os campos de produção com viabilidade de trazer riqueza para o país. É lógico que você tem que pensar que isso é importante. A gente não pode desconsiderar isso e achar que vai ter um país com um viés só ecológico, só de preservação. O ambiental é um dos fatores que se tem que pensar (ENTREVISTA COM PERITO DO MPF).

Em 2012, o procedimento administrativo aqui tratado foi convertido em Inquérito Civil com a mesma numeração. O IC do MPF foi arquivado em 2019 a partir dos seguintes argumentos de: i) inviabilidade da análise do licenciamento das três partes do Mexilhão num só procedimento; ii) licenciamento regular, restando pendências em condicionantes específicas em cada uma das partes, que poderiam ser acompanhadas e diligenciadas em procedimentos de acompanhamento específicos já instaurados; iii) não necessidade de adoção de qualquer outra medida judicial ou extrajudicial por parte do MPF. Contudo, no mesmo ano de 2019, uma nova Portaria do MPF (Nº 29, de 16 de maio de 2019) determinou a instauração de Inquérito Civil tendo por objeto apurar o efetivo cumprimento das condicionantes ambientais referentes especificamente ao Gastau.

7 CONCLUSÃO

Este artigo traz apontamentos que contribuem para uma melhor compreensão da atuação do Ministério Público na arena do licenciamento ambiental no Brasil. Ficou evidenciado que no âmbito de uma mesma categoria de ator (Ministério Público) coexistem visões e posicionamentos divergentes em relação aos potenciais impactos e à (in)viabilidade ambiental de empreendimentos no país. Nada a surpreender nesse aspecto, considerando o caráter situado, provisório e controverso do conhecimento técnico-científico (BÄCKSTRAND, 2003; JASANOFF, 2003), ainda mais se tratando de temas que apresentam altos níveis de incertezas, sem falar dos distintos enquadramentos científicos e disciplinares, que frequentemente conduzem a diferentes, e não necessariamente conciliáveis, corpos de conhecimento sobre os fenômenos ambientais.

Nesse sentido, a diversidade e fragmentação da ciência podem promover conforto e suporte para uma gama de posições e interpretações²⁶ (SAREWITZ, 2004). Tal diversidade pode levar diferentes enquadramentos para um mesmo problema (BENFORD; SNOW, 2000; VIGLIO *et al.*, 2019). Portanto, a existência de discricionariedade nas análises de estudos ambientais, por parte dos técnicos envolvidos, conforme explicitados por críticos do processo de licenciamento, pode ser compreendida, em parte, devido às características inerentes à produção técnico-científica.

Assim, a mobilização de conceitos e noções científicas que justificassem e reforçassem a ausência de um tratamento integrado e sistêmico para avaliação de impactos ambientais do empreendimento Mexilhão e sua possível inviabilidade ambiental foi um traço característico do trabalho pericial do MPSP²⁷. Os conceitos de sinergismo e cumulatividade foram elementos-chave na construção da narrativa técnica do MPSP. Pelo lado do MPF, um posicionamento técnico divergente esteve ancorado, sobretudo, numa perspectiva de custo e benefício e no reconhecimento de *trade off* envolvendo ambiente e desenvolvimento. Entretanto, os resultados analíticos provindos desse enquadramento podem ser utilizados para justificar atividades e empreendimentos que pressionam ainda mais biomas-chave, como o da Mata Atlântica, conforme analisado neste trabalho.

A atuação do MPSP foi crucial para problematizar o conteúdo dos estudos de impactos ambientais e a condução do licenciamento a partir de uma abordagem ecossistêmica. Tais entendimentos e questionamentos recorrentes entre os peritos do MPSP têm contribuído para a realização de revisões e modificações concretas nas práticas do licenciamento. Destaca-se aqui a obrigatoriedade, em anos posteriores, da avaliação de efeitos sinérgicos e cumulativos para novos empreendimentos petrolíferos na região. Além desta, cita-se ainda o estabelecimento de novas normas que vedam expressamente a fragmentação do licenciamento ambiental, como ocorrido no estado de Minas Gerais por meio da Deliberação Normativa nº 217/2017, que estabeleceu critérios para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no estado.

Em suma, para compreender a participação e a contribuição do Ministério Público no licenciamento ambiental, além de suas funções já conhecidas, é preciso considerar também o potencial da instituição em tensionar as estruturas administrativas e legais existentes, o que pode levar a mudanças e aprimoramentos desse importante instrumento de prevenção e mitigação ambiental.

NOTAS

1 | A Lei nº 7.347/85, que trata da tutela dos interesses difusos e disciplina as hipóteses de propositura da ação civil pública, conferiu ao Ministério Público Estadual e Federal e à sociedade legitimidade para promovê-la contra os responsáveis por danos causados ao meio ambiente (HOFFMANN, 2015).

2 | A legislação assegura a possibilidade de atuação conjunta entre o Ministério Público Federal e o Estadual, na defesa de interesses difusos e de meio ambiente (MPU, 2022).

3 | Em referência ao Campo de Mexilhão, que está situado na plataforma continental do estado de São Paulo, na Bacia de Santos, a uma distância de cerca de 138 km do litoral.

4 | Disponível em: https://servicos.ibama.gov.br/licenciamento/consulta_empreendimentos.php.

5 | Inquérito Civil n. 23/05 instaurado em 19 de agosto de 2005, intitulado: Unidade de conservação de proteção integral – espaços especialmente protegidos – Obras necessárias para a exploração e transporte de gás natural – fragilização do Meio Ambiente – Ausência de infraestrutura das cidades do litoral norte.

6 | Dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental e no exercício da competência, bem como as atividades e empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental.

7 | O Inquérito Civil é regulado pela Lei Federal nº 7.347/85.

8 | A plataforma fixa de Mexilhão é a maior estrutura offshore já construída no Brasil. Com 227 metros de altura, equivale a um prédio de 75 andares. Após 2011, a plataforma de Mexilhão passou a receber gás do campo de Lula, localizado no polo Pré-sal da Bacia de Santos, por meio do gasoduto submarino Lula-Mexilhão. Esse gasoduto possui 216 quilômetros de extensão e apresenta a maior profundidade e comprimento de duto rígido submarino já instalado no Brasil. Lula-Mexilhão é considerado estratégico não só para o desenvolvimento da produção do Pré-sal da Bacia de Santos como também para o aumento da flexibilidade no suprimento de gás especificado para o mercado nacional.

9 | Disponível em: <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/empreendimento/mexilh%C3%A3o>. Acesso em: fev. 2022.

10 | O PAC foi lançado em 2007 durante o governo Lula (2003-2010), tendo continuidade no primeiro governo de Dilma Rousseff (2010-2014). Foram executados no âmbito desse programa cerca de R\$ 1,9 trilhão entre 2007 e 2016 (cerca de US\$ 300 bilhões) em obras de infraestrutura logística, energética, e social e urbana no país (BRASIL, 2016).

- 11 | O Plangas foi criado em 2006 visando aumentar a capacidade de produção e processamento de gás, que naquele período era de 15,8 milhões m³/dia, e cuja meta seria atingir 40 milhões m³/dia em 2008 e 55 milhões m³/dia em 2010. Esse programa se fortaleceu e se consolidou a partir da crise de abastecimento com a Bolívia, decorrente da nacionalização das reservas exploradas pela Petrobras naquele país em 2005 (COSTA et al., 2008).
- 12 | A fragmentação do licenciamento de grandes empreendimentos em pequenos trechos, grupos ou unidades, sob o argumento da facilitação procedimental, tem sido uma prática constante no Brasil (HOFFMAN, 2015).
- 13 | Processo Ibama nº 02022.003014/2005-75.
- 14 | Processo Ibama nº 02001.005437/2005-78.
- 15 | Processo Ibama nº 02001.005436/2005-23.
- 16 | BRASIL. Decreto-lei nº 3.365, de 21/06/1941: Dispõe sobre Desapropriação por Utilidade Pública. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/De13365.htm. Acesso em: jan. 2016.
- 17 | Regulamentado pelo Decreto Estadual nº 49.215/2004.
- 18 | Posteriormente, em 2013, o licenciamento ambiental dos oleodutos Caraguatatuba – Vale do Paraíba (Ocvap I e II) passou a ser acompanhado no âmbito deste Inquérito Civil. Com extensão de aproximadamente 68 km, os dutos irão transportar gás liquefeito de petróleo (GLP) e G5+ condensados, produzidos entre a unidade de tratamento de Gás Monteiro Lobato (UTGCA) e a Refinaria Henrique Lage (Revap).
- 19 | Parecer Técnico 08/03/2012 MPSP/CAEx RI n. 3368.
- 20 | O principal objetivo da avaliação dos efeitos cumulativos é abordar os impactos globais a fim de evitar a chamada tirania das pequenas decisões, termo cunhado pelo economista Alfred E. Kahn para descrever fenômenos econômicos, nos quais algumas decisões individualmente pequenas em alcance e perspectiva temporal, cumulativamente resultam em uma situação indesejável. Posteriormente, o ecólogo William Odum adaptou a premissa à degradação ambiental (DEAT, 2004).
- 21 | Laudo Técnico do MPSP de 3 de outubro de 2007.
- 22 | Empreendimentos portuários e rodoviários.
- 23 | Relatório do grupo de trabalho sobre valoração de danos ambientais, coordenado pelo MPSP, envolvendo promotores, peritos e cientistas (2011).
- 24 | Infelizmente esta pesquisa não conseguiu entrevistar os promotores e procuradores envolvidos. A presença dessas fontes no trabalho poderia contribuir para ampliar o entendimento da relação entre esses atores e o corpo pericial.
- 25 | Parecer Técnico CAEX RI n. 3.368, março de 2012.
- 26 | Entendido como um processo de construção de definições para as situações vivenciadas pelos atores sociais, dando sentido a tais eventos e organizando a experiência.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, G. M. **Poderes investigatórios do Ministério Público nas ações coletivas**, São Paulo, Atlas, 2010.
- ALONSO, A.; COSTA, V.; MACIEL, D. Identidade e estratégia na formação do movimento ambientalista brasileiro. **Novos Estudos Cebrap**. 2007, v. 79, p. 151-167.
- ALONSO, A.; COSTA, S.; TOMIOKA, S. **Modernização negociada: expansão viária e riscos ambientais no Brasil**. Brasília, Ibama, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENTIDADES ESTADUAIS DE MEIO AMBIENTE. **Novas propostas para o licenciamento ambiental do Brasil**. ABEMA, Brasília: 2013. Disponível em: <http://pnla.mma.gov.br/publicacoes-diversas?download=73:novas-propostas-para-o-licenciamento-ambiental-no-brasil&start=60#:~:text=Proposta%3A%20Mudar%20o%20formato%20das,com%20o%20m%C3%A1ximo%20de%20transpar%C3%Aancia>. Acesso em: 05 jan. 2022.
- BÄCKSTRAND, K. Civic science for sustainability: reframing the role of experts, policy-makers and citizens in environmental governance. **Global Environmental Politics**, v. 3, n. 4, p. 24-41, 2003.

- BAILEY, K. **Methods of social research**. Simon and Schuster, 2008.
- BENFORD, R. D.; SNOW, D. A. Framing Processes and Social Movements: an overview and assessment. **Annual Review of Sociology**, v. 26, p. 611-639, 2000.
- BERMANN, C. A resistência às obras hidrelétricas na Amazônia e a fragilização do Ministério Público Federal. **Novos Cadernos Naea**, v. 16, n. 2, 2013.
- BERNARD, H. R. **Social research methods: qualitative and quantitative approaches**. Sage, 2013.
- BOSWELL, C. **The political uses of expert knowledge**. Cambridge (MA), Cambridge University Press. 2009.
- BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **11o Balanço do PAC 2**. 2011 a 2014. [S.l.: S.n.], 2016. Disponível em: <http://www.pac.gov.br/pub/up/pac/11/PAC11.pdf>. Acesso em: 20 maio 2021. Brasília, Ibama, 2001.
- CAMACHO, W. A. B.; PETERLINI, M. A. D.; FERNANDEZ, R. K. dos S. M. Ministério Público e a judicialização da política: uma análise a partir da implantação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte no Pará. **Revista de Direito**, v. 10, n. 2, p. 373-404, 2018.
- CHACHÉ, C. B. O licenciamento ambiental “fragmentado”: estudo de caso do Comperj. **Revista Ensaios**, v. 7, p. 170-187, 2014.
- COOPER, L. M.; SHEATE, W. R. Integrating cumulative effects assessment into UK strategic planning: implications of the European Union SEA Directive. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 22, n. 1, p. 5-16, 2004.
- COSTA, R. *et al.* **O mercado de gás natural no Brasil e o papel do BNDES no financiamento ao setor**. 2008.
- CRAWFORD, C. A Response to Professor McAllister’s Reply to My Review of Making Law Matter. **George Washington International Law Review**, v. 40, p. 687, 2009b.
- CRAWFORD, C. Defending Public Prosecutors and Defining Brazil’s Environmental “Public Interest”: a review of Lesley McAllister’s Making Law Matter. Environmental Protection and Legal Institutions in Brazil. **George Washington International Law Review**, v. 40, p. 619, 2009a.
- CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. **Avaliação e perícia ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008.
- DEAT. **Cumulative Effects Assessment**. Integrated Environmental Management. Information, Series 7. Pretoria: Department of Environmental Affairs and Tourism, 2004.
- DUARTE, C. G.; DIBO, A. P. A.; SÁNCHEZ, L. E. O que diz a pesquisa acadêmica sobre avaliação de impacto e licenciamento ambiental no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 1, p. 245-278, 2017.
- FARIA, I. D. **Compensação Ambiental: os fundamentos e as normas, a gestão e os conflitos**. Senado Federal, Consultoria Legislativa, Centro de Altos Estudos, 2008. Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-de-estudos/textos-para-discussao/td-43-compensacao-ambiental-os-fundamentos-e-as-normas-a-gestao-e-os-conflitos>. Acesso em: 5 jan. 2022.
- FERNANDES, A. H. V. *et al.* Alternativas locais em Avaliação de Impacto Ambiental de rodovias mineiras. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, 2017.
- FERREIRA, L. da C. Os Ambientalistas, os Direitos Sociais e o Universo da Cidadania. *In*: FERREIRA, L. da C.; VIOLA, E. (Org.). **Incertezas de Sustentabilidade na Globalização**: Editora da Unicamp, p. 241-277, 1996.

FREITAS, V. P. **Técnico e o juiz**: perícia como requisito para execução da Justiça ambiental. Disponível em: <http://conjur.estadao.com.br/static/text/49118,1>. Acesso em: 20 ago. 2019.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica 2013-2014**. 2015. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2013_2014_relatorio_tecnico_2015.pdf. Acesso em: jan. 2019.

FURUITI, N. S. **A atuação do Ministério Público no licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, trends, and outlook. Washington: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003.

HANNIGAN, J. **Environmental sociology**. Routledge. 2. ed. 2006.

HOCHSTETLER, K.; KECK, M. E. **Greening Brazil**: environmental activism in state and society. Durham: Duke University Press. 2007.

HOFFMANN, R. M. **Gargalos do licenciamento ambiental federal no Brasil**. Brasília: Câmara dos Deputados, jul. 2015. Disponível em: <https://bd.camara.leg.br/bd/handle/bdcamara/24039>. Acesso em: 14 jul. 2020.

JASANOFF, S. Technologies of humility: citizen participation in governing science. **Minerva**, v. 41, n. 3, p. 223-244, 2003.

JERÓNIMO, H. A peritagem científica perante o risco e as incertezas. **Análise Social**: Revista de Ciências Sociais da Universidade de Lisboa, v. XLI (4.º), n. 181, p. 1143-1165, 2006.

MALVESTIO, A. C. **Análise da efetividade da Avaliação Ambiental Estratégica como instrumento de Política Ambiental no Brasil**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos/Universidade de São Paulo, 2013. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-10092013-101337/en.php>. Acesso em: 5 jan. 2022.

MCALLISTER, L. K. **Making Law Matter**: environmental protection and legal institutions in Brazil. Stanford, CA: Stanford University Press, 2008.

MCALLISTER, L. K. On Environmental Enforcement and Compliance: a reply to professor Crawford's review of making law matter. **Environmental Protection and Legal Institutions in Brazil**. **George Washington International Law Review**, v. 40, p. 649, 2009.

MINISTÉRIO PÚBLICO DA UNIÃO. Ministério Público Federal (MPF) x Ministério Público Estadual (MPE). Disponível em: <http://www.mpu.mp.br/navegacao/institucional/duvidas>. Acesso em: fev. 2022.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. **Inquéritos civis**. Disponível em: <http://www.transparencia.mpf.mp.br/conteudo/atividade-fim/inqueritos>. Acesso em: abr. 2021.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

O ESTADO DE S. PAULO. **Petrobras começa a operar dia 13 o maior campo de gás do Brasil**. O Estado de S. Paulo, Economia & Negócios, 2 mar., 2011. Disponível em: economia.estadao.com.br/noticias/negocios,petrobras-comeca-a-operar-dia-13-o-maior-campo-de-gas-do-brasil,57326e. Acesso em: 10 abr. 2014.

PELLIN, A. *et al.* Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil: considerações a respeito do papel das agências multilaterais de desenvolvimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 27-36, 2011.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

ROQUEPLO, P. **Entre savoir et décision, l'expertise scientifique**. Paris, INRA Editions. 1997.

SÁNCHEZ, L. E. Development of Environmental Impact Assessment in Brazil. **UVP Report**, v. 27, p. 193–200, 2013.

SÁNCHEZ, L. E. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 167-183, 2017.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA). **Avaliação ambiental estratégica: dimensão portuária, industrial, naval e offshore no litoral paulista**. São Paulo, v. 3, 2010.

SAREWITZ, D. How science makes environmental controversies worse. **Environmental Science & Policy**, v. 7, n. 5, p. 385-403, 2004.

SOUZA, L. M. O. **Ministério Público e a defesa da constituição e da democracia**. Lumen Juris, 1o jan. 2013.

TEPEDINO, G. J. M. A questão ambiental, o Ministério Público e as ações civis públicas. **Revista Argumentum – Argumentum Journal of Law**, v. 2, p. 35-58, 2017.

VALERA, C. A. A avaliação ambiental integrada dos impactos cumulativos e sinérgicos dos empreendimentos minerários. **MPMG Jurídico**, 2012. Disponível em: <http://www.gnmp.com.br/publicacao/147/a-avaliacao-ambiental-integrada-dos-impactos-cumulativos-sinergicos-dos-empreendimentos-minerarios>. Acesso em: 5 jan. 2022.

VAN DER MOLEN, F. How knowledge enables governance: the coproduction of environmental governance capacity. **Environmental Science & Policy**, v. 87, p. 18-25, 2018.

VIEIRA, D. M.; CORREA, P. M.; CARMO, R. A. Os desafios para a expansão da oferta de energia elétrica. **Revista do TCU**, Maio-Agosto, 2012. Disponível em: <https://revista.tcu.gov.br/ojs/index.php/RTCU/issue/view/6>. Acesso em: jan. 2022.

VIGLIO, J. E.; MONTEIRO, M. S.; FERREIRA, L. da C. Ciência e processo decisório: a influência dos *experts* no licenciamento ambiental de um empreendimento petrolífero no litoral paulista. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 33, n. 98, 2018.



In this first edition of 2022, Sustainability in Debate's Editorial discusses the vast impacts of wars, beyond the social and economic ones, damaging the environment and the chances of a more sustainable world. A letter from three Ukrainian researchers who recently published an article with SiD manifests the repudiation of war and presents relevant information, which we believe to be of interest to our readers.

SiD also publishes a Dossier on "Environmental Impact Assessment, its faces and interfaces", with seven articles and four others in the *Varia* section.

The Dossier addresses the following topics: new licensing framework, environmental licensing of projects with local impact, evaluation of the regulation of Strategic Environmental Assessment, its contributions to a Development Plan and Environmental Protection, screening of the Environmental Licensing (EL) of Generating Plants, participatory methodologies in the construction of data on fishing activity, and guide to the identification of environmental impacts of hydroelectric projects.

In the *Varia* section, you will find the following topics: the institutional framework for bioinputs in Brazilian agriculture, the benefits of agroforestry systems associated with natural regeneration, the perception of traditional communities' autonomy in carrying out community-based forest management in conservation units, and performance analysis of experts from the Ministry public in the environmental licensing of a project.

Nessa primeira edição de 2022, Sustainability in Debate, em seu editorial, discorre sobre os amplos impactos das guerras, que vão além dos sociais e econômicos, degradando o meio ambiente e as chances de um mundo mais sustentável. Nesse sentido, é trazida uma carta de três pesquisadoras ucranianas que recentemente publicaram um artigo na SiD, com manifestações de repúdio à guerra, e apresentando relevantes informações, que julgamos ser de interesse de nossos leitores e leitoras.

A revista SiD também publica um Dossiê sobre a "Avaliação de Impacto Ambiental, suas faces e interfaces", com sete artigos, e outros quatro na seção Varia.

No Dossiê, de modo geral, são abordados os temas de: novo marco do licenciamento; licenciamento ambiental de empreendimentos de impacto local; regulamentação da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE); contribuições da AAE para um Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental; triagem do Licenciamento Ambiental (LA) de Centrais Geradoras; metodologias participativas na construção de dados sobre atividade pesqueira; e guia para identificação de impactos ambientais de empreendimentos hidrelétricos.

Na seção Varia, são debatidos: o marco institucional para os Bioinsumos na agricultura do Brasil; benefícios dos sistemas agroflorestais associados à regeneração natural; percepção sobre a autonomia das comunidades tradicionais na realização de manejo florestal comunitário madeireiro em unidades de conservação; e uma análise sobre a atuação de peritos do ministério público no licenciamento ambiental de um projeto.

Realização



CDS-UnB



LEA-UnB

Edição



Apoio

