

Produção Sustentável e Conservação Ambiental: **uma abordagem interdisciplinar**

Organizadores
Paulo Afonso Hartmann
Leandro Galon

Produção sustentável e conservação ambiental:

uma abordagem interdisciplinar

Organizadores:

Paulo Afonso Hartmann
Leandro Galon



Dedicamos este livro a todas as pessoas que, nas suas diferentes atuações, procuram aliar a produção sustentável à conservação dos recursos naturais.

AGRADECIMENTOS

Os organizadores, as autoras e os autores agradecem profundamente a todas as pessoas e instituições que colaboraram, das mais diversas formas, para que o conhecimento divulgado nesta obra fosse possível de ser construído. Agradecemos aos discentes, servidores técnicos e docentes da UFFS e de instituições parceiras, pelas conversas, debates e questionamentos sobre os mais diversos temas relativos à sustentabilidade ambiental. Agradecemos de forma especial à comunidade regional da área de abrangência da UFFS por abraçar o PPGCTA e ser o motivo da existência do *curso*. Agradecimento também aos seguintes órgãos de apoio ou de fomento às pesquisas realizadas no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental:

- à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES);
- ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq);
- à Fundação de Amparo à Pesquisa de Santa Catarina (FAPESC);
- à Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul (FAPERGS);
- à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA);
- ao Instituto Federal do Rio Grande do Sul (IFRS);
- à Fundação Araucária (FA);
- à Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS);
- ao *campus* Erechim da Universidade Federal da Fronteira Sul.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	7
<i>Paulo Afonso Hartmann e Leandro Galon</i>	
CAPÍTULO 1	
SUSTENTABILIDADE DOS AGROECOSSISTEMAS E PRODUÇÃO DE ALIMENTOS	12
<i>Elisson Stephânio Savi Pauletti, Jean do Prado, Clevison Luiz Giacobbo e Leandro Galon</i>	
CAPÍTULO 2	
BIO-HERBICIDAS PRODUZIDOS POR FUNGOS NO CONCEITO DE ECONOMIA CIRCULAR	70
<i>Francisco Wilson Reichert Júnior, Alessandro Ulrich, Aline Frumi Camargo, Simone Kubeneck, Cauê Betiato Bieniek, Helen Treichel e Altemir José Mossi</i>	
CAPÍTULO 3	
AS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O BIOGÁS NO BRASIL E SUA RELAÇÃO COM O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL	101
<i>Rúbia Carla Passaglia, Valdecir José Zonin, Darlan Christiano Kroth, Talissa Truccolo Reato e Danira Letícia Padilha</i>	
CAPÍTULO 4	
O LICENCIAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL NA REGIÃO DA AMZOP NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL	132
<i>Jaqueline Fatima Ambrosio, Valdecir José Zonin, Cristiane Funghetto Fuzinatto e Talissa Truccolo Reato</i>	
CAPÍTULO 5	
ANÁLISE EMERGÉTICA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE GRÃOS PARA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL	155
<i>Elisson Stephânio Savi Pauletti, Cesar Tiago Forte, Altemir José Mossi e Leandro Galon</i>	

CAPÍTULO 6	
DOIS PARQUES, DUAS FAUNAS: A IMPORTÂNCIA DE DUAS ÁREAS PROTEGIDAS NA CONSERVAÇÃO DE AVES NO NORTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL	190
<i>Nadie Maria Mikolaiczik, Camila Fabrícia Mendes Ferreira Betiol, Maurício Schemes Barreto, Marilia Hartmann e Paulo Afonso Hartmann</i>	
CAPÍTULO 7	
ATROPELAMENTO DE MAMÍFEROS NO NORTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL	222
<i>Otávio Santi Ribeiro, Daniel Galiano, Marilia Hartmann e Paulo Afonso Hartmann</i>	
CAPÍTULO 8	
EFEITOS SUBLETAIS E GENOTÓXICOS DO HERBICIDA PICLORAM EM GIRINOS DE <i>LEPTODACTYLUS LUCTATOR</i>	243
<i>Caroline Garcia Samojeden, Felipe André Pavan, Camila Fátima Rutkoski, Alexandre Folador, Caroline Müller, Aline Pompermaier, Paulo Afonso Hartmann e Marilia Hartmann</i>	
CAPÍTULO 9	
ESTABILIZAÇÃO DE AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO COM UM LIGANTE ALTERNATIVO PRODUZIDO A PARTIR DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	270
<i>Maycon Otavio Skibinski, Giovana Pelisser, Suéllen Tonatto Ferrazzo e Eduardo Pavan Korf</i>	
CAPÍTULO 10	
DESENVOLVIMENTO E CARACTERIZAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO ADSORVENTE PRODUZIDO A PARTIR DE COROA DE ABACAXI, APLICADO NA REMOÇÃO DE <i>P</i>-NITROFENOL EM EFLUENTE	305
<i>Davison José Bezerra de Oliveira Silva, Gabriela Cristina Perusin Flores, Adriana Dervanoski e Gean Delise Leal Pasquali</i>	
SOBRE AS AUTORAS E OS AUTORES	339

APRESENTAÇÃO

Prezada leitora, prezado leitor,

Você tem em mãos, em seu dispositivo de leitura preferido, um livro elaborado com muito carinho e atenção, que tem por objetivo que a leitura seja informativa, reflexiva e, por vezes, provocadora. O livro surge da percepção de pesquisadores, vinculados ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Erechim, sobre a necessidade de divulgar conhecimentos produzidos no âmbito do curso e relevantes para a sociedade. As pesquisas que originaram este livro foram produzidas no meio acadêmico, sendo escritas com uma linguagem acessível, porém sem perder a precisão e o rigor técnico-científico. Desta forma, o livro procura interagir com diferentes públicos, de diversas formações e interesses.

O PPGCTA tem como principal objetivo a promoção da sustentabilidade dos agroecossistemas, o desenvolvimento rural sustentável, o desenvolvimento de tecnologias e a manutenção das funções sistêmicas dos ambientes naturais. Partimos do princípio de que os impactos das atividades humanas não devem inviabilizar o uso dos recursos no presente e no futuro, proporcionando iguais ou melhores condições de uso sustentável dos recursos naturais às gerações futuras. Neste sentido, torna-se imprescindível produzir conhecimentos que permitam entender os impactos ambientais destas atividades, aumentar a eficiência no uso dos recursos e reduzir, mitigar, recuperar e/ou compensar tais impactos. Esta abordagem exige que as pesquisas ultrapassem as fronteiras disciplinares e que profissionais de diferentes áreas do conhecimento conversem entre si na busca do entendimento das causas dos problemas ambientais e suas possíveis soluções.

Para alcançar estes objetivos, o PPGCTA promove pesquisa com dois focos principais, que se integram e complementam: 1) pesquisas voltadas para a sustentabilidade dos agroecossistemas, que visam ao desenvolvimento de processos tecnológicos para o aproveitamento de matéria-prima dos agroecossistemas e que resultem em produtos com

alto valor agregado, com redução de impactos ambientais e geração de conhecimentos que sejam possíveis de serem aplicados no meio de produção; 2) pesquisas voltadas para a conservação dos recursos naturais, que visam à identificação dos impactos ambientais e à proposição de tecnologias, ações e/ou estratégias que possibilitem a preservação, a recuperação e o uso sustentável dos recursos naturais.

O PPGCTA nasceu em 2014, com a abertura do curso de mestrado e com a firme determinação de formar profissionais que aliem a produção sustentável à conservação dos recursos naturais e que visem ao fortalecimento do desenvolvimento regional e do Brasil. No ano de 2024, o PPGCTA completou 10 anos, com 138 dissertações defendidas e com a abertura do primeiro curso de doutorado na área ambiental na região norte do estado do Rio Grande do Sul: um marco para o desenvolvimento educacional e socioambiental na região. Nesse período, foram produzidos mais de 900 artigos em revistas científicas, livros e capítulos de livros vinculados às pesquisas realizadas por professoras, professores, alunas e alunos do curso, sempre com a temática ambiental. Como não poderia ser diferente para um curso com abordagem interdisciplinar, nossos discentes são oriundos de diferentes formações: Administração, Agronomia, Ciências Biológicas, Ciências Sociais, Direito, Engenharia Ambiental, Engenharia Bioenergética, Física, Gestão Ambiental, História, Nutrição, Psicologia, Química, entre outras.

Neste livro, você vai encontrar uma parcela dessas pesquisas. São 10 capítulos, originados de estudos realizados no âmbito do PPGCTA. Os temas foram selecionados para contemplar a diversidade de atuações e conhecimentos produzidos nestes 10 anos. Embora os capítulos abordem temáticas diversificadas, todos têm como foco identificação, análise, discussão e proposição de soluções de questões que envolvam produção sustentável e conservação dos recursos naturais.

O livro está estruturado em duas partes. Na primeira parte, intitulada “Sustentabilidade dos agroecossistemas”, são contemplados capítulos que tratam de temas pertinentes à produção rural, seus impactos ambientais, sua contribuição social e econômica e suas relações com a qualidade de vida. O capítulo 1 tem foco na relação entre a produção

de alimentos e o desenvolvimento sustentável. Aborda as dinâmicas dos agroecossistemas sob um ponto de vista de manejo racional e por meio de técnicas que proporcionem redução e mitigação dos impactos ambientais. O capítulo 2 explora alternativas que visem à produção de insumos menos poluentes nos sistemas agrícolas, notadamente os bio-herbicidas. Discute técnicas de identificação de potenciais bioinsumos, possibilidades de integração como outras formas de manejo, viabilidades técnica e econômica dessa promissora tecnologia. O capítulo 3 analisa as principais políticas públicas brasileira para a produção de biogás, com foco nos resíduos de propriedades rurais. Apresenta dados sobre o potencial do biogás como oportunidade para produção de energia e discute os desafios para o setor no Brasil. O capítulo 4 trata do processo de licenciamento ambiental no meio rural e analisa sua eficiência como ferramenta para proteção, conservação e preservação dos recursos ambientais. Usa como fonte os dados sobre licenciamento da Associação dos Municípios da Zona de Produção (AMZOP), norte do estado do Rio Grande do Sul. Discute a importância dos agricultores familiares e destaca possibilidades de melhorias no processo de licenciamento ambiental. O capítulo 5, último dessa parte, aborda o uso da metodologia emergética para a avaliação da sustentabilidade em agroecossistemas de produção de grãos. Discute o seu uso como ferramenta adequada para análise, planejamento e remodelamento das atividades agrícolas, com potencial para promover sistemas mais sustentáveis.

Na segunda parte, denominada “Conservação dos recursos naturais”, são tratados temas voltados para os impactos das atividades humanas na biodiversidade, além de técnicas e tecnologias para uso sustentável de resíduos e seu potencial para aplicação na indústria. O capítulo 6 trata da importância de duas áreas protegidas na conservação de aves na região sul da Mata Atlântica. Discute como a fragmentação das áreas no entorno e na matriz agropecuária podem influenciar na diversidade das aves. O capítulo 7 aborda os impactos de rodovias sobre a fauna de mamíferos. Compara a composição de espécies no entorno da rodovia com aquelas atropeladas e discute quais atributos ecológicos influenciam no número de atropelamentos. O capítulo 8 trata dos efeitos do

herbicida picloram na saúde de uma espécie de anfíbio nativo do Brasil. Mostra que o uso inadequado deste agrotóxico pode causar alterações morfológicas e genotóxicas nos girinos, com impactos na biodiversidade. O capítulo 9 aborda técnicas de aproveitamento de resíduos para evitar desperdício de recursos da agroindústria. Discute o desenvolvimento de materiais para aplicações nas áreas de ciência, tecnologia e engenharias. O capítulo 10, último dessa parte deste bloco e do livro, trata da produção do carvão adsorvente a partir de subproduto agroindustrial da coroa de abacaxi. Discute o potencial de uso deste resíduo na remoção de *p*-nitrofenol, contaminante presente em águas residuárias e efluentes de vários setores industriais.

Integrar a produção e a conservação está entre os maiores desafios para qualquer região ou país. Isto só é possível com a produção de conhecimento de qualidade e voltado para as demandas da população. Este conhecimento deve valorizar as dinâmicas produtivas de cada região, a cultura de cada povo e, principalmente, promover a manutenção das funções ecossistêmicas. É nisto que o PPGCTA acredita e é isto que busca por meio das suas ações de pesquisas e extensão, estando proposta no presente livro tal discussão. Convidamos você, leitora e leitor, seja da área ambiental ou não, a ler este livro com um olhar socioambiental e em uma perspectiva de possibilidades futuras. Um olhar de quem busca um Planeta sustentável, no discurso e na prática. Que esta leitura lhe seja útil e possibilite novos conhecimentos.

*Paulo Afonso Hartmann e Leandro Galon
(Organizadores)*

PARTE I

**Sustentabilidade dos
agroecossistemas**

SUSTENTABILIDADE DOS AGROECOSSISTEMAS E PRODUÇÃO DE ALIMENTOS

*Elisson Stephânio Savi Pauletti
Jean do Prado
Clevison Luiz Giacobbo
Leandro Galon*

1 INTRODUÇÃO

Na atualidade o conceito de sustentabilidade está muito em voga, em eventos científicos e conferências, no meio acadêmico, na mídia e até mesmo entre as pessoas nas ruas. Apesar de acalorados debates, a maioria das pessoas ainda não possui uma ideia clara do que o conceito significa. Isso acontece pois o debate baseia-se em visões fragmentadas de mundo, com recortes específicos, sendo que cada um dá o viés que melhor lhe convém, vinculando sustentabilidade à sua área de formação. Todavia, seu real significado abarca uma visão muito mais complexa e sistêmica do mundo, das coisas e das pessoas, perpassando diversas áreas do conhecimento.

Saindo do senso comum, da extrapolação e da restrição de alguns conceitos, é preciso fazer recortes no todo para poder visualizar e entender melhor suas partes, que, por sua vez, compreendidas individualmente e interagindo entre si, permitem ter uma visão mais ampla e real do todo, de sua estrutura e funcionamento. Neste capítulo, será feito um recorte na temática da sustentabilidade com foco nos sistemas agrícolas de produção de alimentos e como eles se enquadram neste grande debate.

A produção e a demanda de alimentos no mundo são assuntos em evidência, tanto quanto à oferta em quantidade e qualidade satisfatórias para atender a humanidade como em relação aos impactos ambientais

advindos da forma de se produzir. Nesse sentido, os sistemas de produção agrícola – os agroecossistemas – atualmente predominantes no mundo têm sido questionados em função de vários fatores, principalmente no que se refere à sua sustentabilidade.

A crescente conscientização das pessoas sobre a problemática ambiental e a preocupação com a saúde faz com que a sociedade se torne cada vez mais exigente, aumentando a procura por alimentos limpos, saudáveis e com baixo impacto ambiental no sistema de produção. Estas e outras questões preocupantes, como a exaustão de recursos naturais e matérias-primas utilizadas em abundância nos atuais sistemas de produção agrícola, remetem à discussão mais profunda sobre o assunto, para tentar compreender – em regime de urgência – a eficiência e a eficácia dos agroecossistemas em relação à capacidade de suprir a demanda atual de alimentos e de continuar, pelo menos, mantendo sua capacidade de produção no longo prazo, buscando novas formas de manejo e uma utilização mais racional desses recursos visando uma agricultura cada vez mais sustentável.

2 CONSIDERAÇÕES SOBRE SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O conceito de sustentabilidade ainda é pouco compreendido e por vezes utilizado de forma diversificada nos diferentes setores da sociedade. Mesmo sendo a sustentabilidade uma das maiores preocupações no contexto atual (Huang *et al.*, 2023; Stoeniu, 2022), o emprego generalizado do termo e a variedade de abordagens e definições encontradas em textos e documentos (Bellen, 2005; Huang *et al.*, 2023) acabam gerando divergências na sua concepção, sendo importante definir-se a base conceitual que sustenta a argumentação.

A noção de sustentabilidade como sendo a propriedade de algo que é sustentável, ou, ainda, como ação ou qualidade daquilo que pode se sustentar no tempo, está fortemente atrelada ao conceito de desenvolvimento sustentável (Bellen, 2005; Marzall, 1999; Stoeniu, 2022). Este conceito, por sua vez, surgiu a partir de um grande debate internacional sobre o conceito de desenvolvimento, mais especificamente

sobre o questionamento de seu significado atrelado à ideia de crescimento, considerando apenas a dimensão econômica. O amadurecimento deste debate culminou no surgimento do conceito de desenvolvimento sustentável (Bellen, 2005; Martínez-Castillo, 2016).

Em 1987, o Relatório Burtland (WCED, 1987) definiu que “desenvolvimento sustentável significa atender às necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras em atender suas próprias necessidades”. A partir de então, o termo desenvolvimento sustentável se popularizou, sendo esta a referência mais citada e mais difundida na literatura, tornando-se um marco na discussão sobre sustentabilidade.

Munasinghe e McNeely (1995) resumem a sustentabilidade à obtenção de um grupo de indicadores que sejam referentes ao bem-estar e que possam ser mantidos ou, ainda, crescerem com o tempo. Para Constanza (1991), o desenvolvimento sustentável deve ser inserido na relação dinâmica entre o sistema econômico (humano) e o sistema ecológico, que é mais abrangente. Para ser sustentável, essa relação deve assegurar que a vida humana possa manter em longo prazo o crescimento e o desenvolvimento da sua cultura sem afetar a diversidade, a complexidade e as funções do sistema ecológico de suporte à vida.

Almeida (1997) define o conceito de desenvolvimento sustentável como um “guarda-chuva que abriga um grupo de atores alternativos que buscam inventar um novo modo de desenvolvimento e de agricultura que seja: socialmente justo, economicamente viável, ecologicamente sustentável e culturalmente aceito, recuperando técnicas, valores e tradições”, demonstrando o caráter multidimensional da sustentabilidade.

Segundo Marzall (1999), o termo sustentabilidade é de origem latina, *sustentare*, e significa “suster, suportar, defender, proteger, favorecer, auxiliar, manter, conservar em bom estado, fazer frente a, resistir”. Em Ferreira (1986), o verbete “sustentabilidade” é traduzido como “qualidade do que é sustentável”, enquanto o termo “sustentar” aparece com os significados: “algo que se sustenta no tempo, impedir a ruína, suportar, apoiar, fazer viver, resistir, fornecer recursos, conservar, perpetuar, sustentar-se, equilibrar-se”.

Segundo Bellen (2005), os programas das Nações Unidas para o Meio Ambiente e para o Desenvolvimento (Pnuma e Pnud) e algumas organizações não governamentais definem desenvolvimento sustentável como uma “modificação da biosfera e na aplicação de recursos para atender às necessidades humanas e aumentar sua qualidade de vida”. Esse mesmo autor afirma que, para assegurar a sustentabilidade do desenvolvimento, devem-se considerar os fatores social, ecológico e econômico, em perspectivas de curto, médio e longo prazos. De acordo com a ONU (2024), o desenvolvimento sustentável procura a melhoria da qualidade de vida de todos os habitantes do mundo sem aumentar o uso de recursos naturais, além da capacidade da Terra. Desse modo, em termos práticos, caso não haja maior conscientização da população e o reconhecimento da importância do desenvolvimento sustentável, sua complexidade e o inter-relacionamento de seus pilares com as diversas questões ambientais, a geração presente deixará para as próximas solos degradados, escassez ou falta de água, atmosfera poluída com diversos poluidores, enfim, um planeta todo alterado, sujo e comprometendo até mesmo a vida nele. A Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (WCED, 2024) definiu o desenvolvimento sustentável como o desenvolvimento que atende às demandas da geração atual sem comprometer a capacidade da geração futura de satisfazer as suas próprias necessidades.

Na atualidade, os conceitos de agricultura e desenvolvimento sustentável referem-se à necessidade de minimizar a degradação das terras férteis, ao mesmo tempo que se trabalha para aumentar a produção de alimentos com respeito ao meio ambiente (Martínez-Castillo, 2016; Pinto *et al.*, 2022). Também, tem-se buscado a produção de alimentos com menor liberação de agentes poluidores (gases) ou mesmo o início da produção agrícola com maior incorporação de carbono orgânico, gerando assim menor impacto no ambiente.

Mesmo havendo divergência em torno do termo desenvolvimento sustentável e de como atingi-lo, existem alguns princípios-chave que têm aceitação na maioria dos modelos teóricos e das discussões de base conceitual. Para Malheiros *et al.* (2013), os temas comuns são

modelos incluem a perspectiva de longo prazo, a capacidade de suporte dos ecossistemas, a responsabilidade das intergerações, o princípio da precaução, o bem-estar comunitário através da participação da sociedade, as ideias de cooperação, conservação e justiça, a noção de que a sustentabilidade comporta várias dimensões, sendo três prioritárias: a ecológica, a econômica e a social.

3 A AGRICULTURA: DOS PRIMÓRDIOS AO DESAFIO DA PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL

Desde o seu surgimento, a agricultura vem passando por muitas transformações, provocadas tanto pela adoção de novos conhecimentos e tecnologias que foram surgindo como pela cultura existente nas diferentes civilizações onde é praticada (Mazoyer; Roudart, 2010; Stringer *et al.*, 2020).

Segundo Aquino e Assis (2005), a agricultura surgiu entre dez e quinze mil anos atrás, sendo que até os séculos XVIII e XIX o processo de inovação caracterizou-se pela adoção de tecnologias integradas ao ambiente, com a utilização inteligente das próprias leis da natureza, como rotação de culturas, menor revolvimento de solos, integração entre a atividade agrícola e pecuária.

No ano de 1840, Justus Von Liebig, considerado o pai da agricultura química, publicou sua obra principal: *A aplicação da química na agricultura e na fisiologia*, introduzindo uma nova teoria sobre nutrição vegetal. O conceito de adubação e o entendimento dos agricultores sobre a fertilidade do solo foram transformados a partir de então. A adubação mineral foi introduzida na agricultura com a produção de fertilizantes químicos em larga escala e atualmente é uma prática obrigatória, inclusive para a concessão de custeio agrícola. A produtividade aumentou significativamente, sendo um mérito da adubação mineral e da adoção de outras técnicas como métodos de melhoramento genético, resistência de plantas a pragas, biotecnologia e engenharia genética, uso de cultivares resistentes, dentre outras (Kavhiza *et al.*, 2022; Marchesi, 2020).

Para Alves *et al.* (2001), a agricultura foi efetuada, na maior parte de sua existência, de forma muito similar ao que os povos originários praticam hoje, sendo esse tipo de agricultura chamado de “tradicional”. Dentre suas práticas, estão o uso do fogo, dependendo da cultura dos povos, a mão de obra humana, a tração animal, o rodízio de terras, a domesticação e o melhoramento de espécies e variedades, a integração com a natureza. Esse modelo de praticar agricultura (com fogo, mão de obra humana, tração animal) se perpetuou enquanto havia disponibilidade abundante de recursos naturais, principalmente a disposição de áreas novas para cultivo e mão de obra disponível no meio rural, ou seja, famílias com muitos filhos. As desvantagens observadas estavam relacionadas ao esgotamento da fertilidade do solo e à erosão ocasionada pelas queimadas, que deixavam o solo exposto às chuvas. As vantagens estavam no fato de o produtor não precisar adquirir sementes, fertilizantes, agrotóxicos, dentre outros insumos, o que reduzia custos e, ainda, poderia ser produzido um alimento mais saudável, livre de possíveis contaminações e de resíduos.

No Brasil, a partir de 1970 até o momento, ocorreu um processo de modernização, em que a agricultura tradicional foi sendo suplantada por um novo modelo de agricultura. Isso ocorreu em virtude de maior desenvolvimento na área de pesquisas e extensão no Brasil, como a criação da Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e da Embrater (Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural), treinamentos de profissionais no exterior (cursos de pós-graduação) ou mesmo a criação de muitos programas de pós-graduação no País. Foram criadas e difundidas novas tecnologias, rotuladas de modernas para o agricultor. Surgiu então a agricultura moderna, mais conhecida como agricultura convencional (já amplamente difundida na atualidade). No início, sua adoção deu-se aos poucos, sendo incentivada pela liberação de crédito aos produtores, momento em que houve sua massificação. Os agricultores recebiam crédito do governo para aquisição de tratores e implementos agrícolas, fertilizantes, agrotóxicos, sementes híbridas e raças de animais com alta resposta ao uso de insumos agrícolas. Nesse período foi considerado ultrapassado (atrasado) o uso de tração animal, de adubos orgânicos, das técnicas antigas de controle de pragas, moléstias

e parasitas, das sementes e raças crioulas, pois o importante era entrar no avançado, no “moderno” (Alves *et al.*, 2001; Stringer *et al.*, 2020).

As regras ecológicas básicas de gestão da natureza passaram a ser vistas como desnecessárias à prática agrícola, considerando-se que o caráter ambientalmente agressivo da então chamada “agricultura moderna” era um mal necessário, que podia ser moderado com algumas práticas conservacionistas (Romeiro, 1998; Stringer *et al.*, 2020).

A capina foi substituída pelo herbicida; o estrume, pelo adubo químico; e as sementes, que antes eram próprias, passaram a ser adquiridas no mercado (híbridas e/ou geneticamente modificadas). Os animais de tração foram substituídos por tratores e maquinários pesados. Enfim, a agricultura ficou atrelada à indústria e tornou-se dependente desta em todas as suas etapas, antes e depois da porteira (Arl, 2006; Stringer *et al.*, 2020).

O principal argumento utilizado para implantar o atual modelo agrícola durante este período, que ficou conhecido como período da Revolução Verde, foi a necessidade de aumentar a produção para dar conta de alimentar uma humanidade em constante crescimento. Os agricultores foram incentivados, ou até mesmo de certa forma forçados, a abandonar o modelo tradicional existente, para se enquadrar nas novas normas e se tornarem “modernos” (Mazoyer; Roudart, 2010; Stringer *et al.*, 2020; Šūmane *et al.*, 2018).

Gliessman (2005) afirma que numa escala global a agricultura tem sido bem-sucedida no sentido de suprir uma demanda crescente de alimentos, principalmente durante a última metade do século XX. O rendimento de grãos básicos, como trigo e arroz, aumentou enormemente, os preços dos alimentos caíram e a taxa de aumento da produção excedeu, em geral, a taxa de crescimento populacional. Esse impulso na produção de alimentos deveu-se, principalmente, a avanços científicos e inovações tecnológicas, incluindo o desenvolvimento de novas variedades de plantas, o uso de fertilizantes e agrotóxicos, o crescimento de grandes infraestruturas de irrigação.

A despeito do seu sucesso, contudo, o sistema de produção global de alimentos está no processo de minar a própria fundação sobre a qual

foi construído. As técnicas, inovações, práticas e políticas que permitiram aumentos na produtividade também minaram a sua base. Essas técnicas promoveram a degradação dos recursos naturais dos quais a agricultura depende: o solo, as reservas de água e a diversidade genética natural. Também criaram dependência de combustíveis fósseis e ajudaram a forjar um sistema que cada vez mais retira a responsabilidade de cultivar alimentos das mãos dos produtores. Em resumo, a agricultura moderna tem-se tornado cada vez mais insustentável, já que não pode continuar produzindo comida suficiente para a população em longo prazo, justamente porque deteriora as condições que a tornam possível (Gliessman, 2005; Šūmane *et al.*, 2018).

Não faltam estudos em relação aos impactos nocivos da agricultura moderna sobre o meio ambiente, a degradação dos recursos naturais e os malefícios à saúde humana (no que se refere à toxicologia e ao impacto dos agroquímicos), além da expulsão de milhares de trabalhadores do campo, provocando grande êxodo rural (Altieri, 2002; Stringer *et al.*, 2020; Šūmane *et al.*, 2018).

Segundo Gliessman (2005), a agricultura convencional está construída em torno de dois objetivos que se relacionam: a maximização da produção e a do lucro. Na busca dessas metas, um rol de práticas foi desenvolvido sem cuidar de suas consequências não intencionais, de longo prazo, e sem considerar a dinâmica ecológica dos agroecossistemas. Seis práticas básicas: cultivo intensivo do solo, monocultura, irrigação, aplicação de fertilizante inorgânico, controle químico de pragas e manipulação genética de plantas cultivadas formam a espinha dorsal da agricultura moderna. Cada uma delas é usada por sua contribuição individual à produtividade, mas, como um todo, formando um sistema no qual cada uma depende das outras e reforça a necessidade de usá-las.

Essas práticas são, também, integradas em uma estrutura com sua lógica particular. A produção de alimentos é tratada como um processo industrial no qual as plantas assumem o papel de fábricas em miniatura: sua produção é maximizada pelo aporte dos insumos apropriados, sua eficiência produtiva é aumentada pela manipulação dos seus genes e o

solo simplesmente é o meio no qual suas raízes ficam ancoradas (Fussy; Papenbrock, 2022; Gliessman, 2005).

Em função do exposto, surgiram no mundo, a partir de 1920, diversos movimentos críticos a esse modelo de agricultura, bem como vários estilos diferentes de se praticá-la (orgânica, natural, biológica, agroecológica, permacultura), denominados de alternativas (Darolt, 2002). Neste capítulo não será dado enfoque para cada estilo ou modelo de agricultura alternativa, mas, sim, aos efeitos sobre a preocupação com o meio ambiente e a saúde das pessoas. Mais adiante, com o advento do conceito de sustentabilidade, convencionou-se o termo agricultura sustentável.

De acordo com a FAO (1989), pode-se chamar de agricultura sustentável aquela que envolve o manejo eficiente dos recursos disponíveis, mantendo a produção nos níveis necessários para satisfazer as necessidades de uma população crescente, sem exaurir os recursos ou degradar o meio ambiente.

Na agricultura contemporânea, o uso do termo *sustentabilidade* passou a fazer parte do dia a dia, designando a modificação do enfoque dos sistemas de produção. Nos meios de comunicação ou mesmo em eventos técnico-científicos, as denominações manejo integrado, ecológico e biológico; agricultura orgânica, biodinâmica, alternativa e agroecológica; produção integrada; racionalização do uso de insumos, aproveitamentos de resíduos, dejetos ou subprodutos, dentre outras, estão cada vez mais presentes nos discursos de órgãos de fomento ou mesmo em programas relacionados com a Extensão Rural das instituições responsáveis pelo desenvolvimento, intitulado como sustentável, do agronegócio brasileiro (Bustamante *et al.*, 2023; Iwata *et al.*, 2012; Šūmane *et al.*, 2018).

O desenvolvimento de alternativas para o manejo sustentável de culturas agrícolas tem efeitos diretos sobre como o ser humano viverá e produzirá de agora em diante. Nesse sentido, tem-se a necessidade de rever ou redefinir atuais modelos de consumo, de gestão do agronegócio, industrial ou mesmo de serviço, bem como da contribuição da ciência e da tecnologia na busca por novas alternativas, e implementação de novas políticas públicas ou privadas, seja no âmbito nacional, seja no internacional (Bustamante *et al.*, 2023; Karam *et al.*, 2008).

Considerando a agricultura como a atividade humana que mais utiliza recursos naturais (solo, água, ar, nutrientes, plantas e animais) para dar conta de produzir alimentos para uma humanidade em constante crescimento, é imprescindível pensar na manutenção desses recursos, que são a base de sustentação para a nossa geração e para as gerações futuras (Bustamante *et al.*, 2023; Šūmane *et al.*, 2018).

A estimativa dos principais impactos causados pelas culturas de interesse agrônômico sobre a diversidade, tanto em termos temporais como espaciais, poderá embasar cientificamente as tomadas de decisão, como, por exemplo, a real necessidade de controle de determinadas doenças, insetos ou plantas daninhas.

O estudo da influência das atividades agrícolas nos agroecossistemas, principalmente sobre o uso de agrotóxicos, apresenta-se como uma estratégia importante para se produzir com quantidade e qualidade na atual conjuntura agrícola. Nesse sentido, torna-se essencial um melhor conhecimento dos sistemas agrícolas de produção e, também, do entorno ligado a essa atividade.

4 OS AGROECOSSISTEMAS COMO UNIDADES DE PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL

Agroecossistemas são ecossistemas agrícolas que têm como objetivo básico a manipulação dos recursos naturais com vistas a otimizar a captura da energia solar e transferi-la para as pessoas na forma de alimentos ou fibras, tendo o homem como um componente ativo, que organiza e gesta os recursos do sistema. Nos agroecossistemas podem estar envolvidos os elementos e/ou fatores externos às unidades de produção, que de uma forma ou de outra influenciam e/ou determinam a sua dinâmica (Fussy; Papenbrock, 2022; Kozioski; Ciocca, 2000; Stokes *et al.*, 2023).

Para Gliessman (2005), um agroecossistema é uma propriedade agrícola ou uma área qualquer de produção agrícola compreendida como um ecossistema. Por meio desta visão, o conceito de agroecossistema lança bases ecológicas para a compreensão das áreas produtivas, de tal

forma que a estrutura e o funcionamento de ecossistemas sirvam como modelo para entender melhor aspectos estruturais e funcionais dos agroecossistemas (Stokes *et al.*, 2023).

Altieri (2002) descreve os agroecossistemas com vários graus de resiliência e de estabilidade, porém estes não são apenas determinados por fatores ambientais ou bióticos, mas também por fatores econômicos como a queda de preços no mercado ou mudanças na posse das terras, que podem desestruturar os sistemas agrícolas tanto quanto uma seca ou o ataque de pragas. Gliessman (2005) demonstra que os agroecossistemas, pela constante manipulação e alteração humanas, são muito diferentes dos ecossistemas naturais, contudo, mantêm os processos, as estruturas e parte das características dos ecossistemas naturais.

Para Odum (1984), os agroecossistemas possuem quatro características básicas:

1. utilizam fontes auxiliares de energia, como a humana, a animal e os combustíveis, a fim de aumentar a produtividade de determinados organismos;
2. a diversidade é bastante reduzida ao se comparar com ecossistemas naturais;
3. os animais e as plantas dominantes são mantidos principalmente sob pressão de seleção artificial e não natural;
4. os sistemas de controle são na maioria das vezes externos e não internos, via subsistemas de retroalimentação.

Para criar agroecossistemas sustentáveis, o desafio é alcançar características semelhantes às dos ecossistemas naturais, com a extração de produtos. Quanto mais um agroecossistema se aproxima de um ecossistema, mais ele caminha em direção à sustentabilidade.

O fluxo de energia deve ser pensado para depender cada vez menos de recursos externos e energias não renováveis, buscando o equilíbrio entre o uso de energia para manter os processos internos do sistema e exportar uma parte, que corresponde às colheitas. Quanto mais fechado o ciclo, melhor. Trabalhar para a ciclagem de nutrientes do sistema, reduzindo as perdas, e melhorar a diversidade de espécies do hábitat, com

cultivos intercalares ou mistos, favorecendo a manutenção dos inimigos naturais, são exemplos de ações de manejo que podem incorporar as características dos ecossistemas naturais (Gliessman, 2005).

O enfoque sistêmico é o mais apropriado quando se deseja pensar na sustentabilidade dos agroecossistemas (Altieri, 2002; Stokes *et al.*, 2023). Para Capra (1996), o bioquímico Lawrence Henderson foi influente no uso pioneiro do termo “sistema” para denotar tanto organismos vivos como sistemas sociais. Dessa época em diante, um sistema passou a significar um todo integrado cujas propriedades essenciais surgem das relações entre suas partes e “pensamento sistêmico”, a compreensão de um fenômeno dentro do contexto de um todo maior. Esse é, de fato, o significado raiz da palavra “sistema”, que deriva do grego *symhistanai* (“colocar junto”). Entender as coisas sistemicamente significa, literalmente, colocá-las dentro de um contexto, estabelecer a natureza de suas relações.

A agricultura é um sistema vivo de alta complexidade, pois envolve a ação do homem sobre todos os demais seres vivos (espécies vegetais, animais e de sua própria espécie) e os recursos naturais (solo, água, ar, energia solar), matérias-primas indispensáveis para a produção agrícola. Desta forma o agricultor, na condição de agente produtor de alimentos, interfere diretamente nos sistemas vivos, utilizando os recursos naturais existentes de diferentes formas, de acordo com o sistema de produção adotado.

5 AGROECOSSISTEMAS SUSTENTÁVEIS: POSSIBILIDADES QUE SE VISLUMBRAM

As técnicas e os exemplos aqui descritos são apenas alguns dos muitos que visam produzir alimentos em quantidade e qualidade, que sejam seguros ao consumidor, proporcionem retorno econômico ao produtor e possibilitem a preservação do ambiente. Para tanto, salienta-se a necessidade de uma visão sistêmica do processo produtivo, com aplicação de práticas sustentáveis de manejo, tendo-se a evolução da ciência como uma aliada para o desenvolvimento de técnicas sustentáveis a serem adotadas nos sistemas produtivos.

Na agricultura de larga escala, o controle de doenças, insetos e plantas daninhas é efetuado de maneira uniforme, ou seja, a aplicação de agrotóxicos ocorre em toda a área cultivada, independentemente da existência ou de como as pragas estão distribuídas nas lavouras infestando as culturas. Nesse tipo de controle de pragas ocorre o famoso uso da calendarização, por parte dos produtores, nas aplicações. Embora este procedimento seja prático, ele não é eficiente tanto do ponto de vista ambiental como do econômico, pois os custos dos insumos agrícolas (sementes, pesticidas e fertilizantes) atingem patamares que beiram a inviabilização de certos processos produtivos, além da contaminação ambiental e da intensificação do ataque das pragas nas áreas produtivas.

Compreender como essas relações intra e interespecíficas entre as espécies acontecem é fundamental para desenvolver formas de manejo e técnicas que promovam o aumento da sustentabilidade nos agroecossistemas. Por exemplo, uma das simbioses muito importantes que ocorre na agricultura é a interação que existe entre rizóbio-leguminosa (soja) que resulta na formação de uma organela derivada de planta para fins de fixação simbiótica de nitrogênio (Hawkins; Oresnik, 2022). Assim os agricultores não precisam aplicar nitrogênio para que a soja expresse elevada produtividade de grãos, o nutriente é fixado do ar pelas plantas da cultura e transformado em forma assimilável, por bactérias do gênero *Bradyrhizobium* no sistema radicular das plantas. Desse modo há ganhos econômicos e ambientais, provindos da interação que ocorre entre os organismos presentes na natureza.

5.1 MANEJO RACIONAL DE PLANTAS DANINHAS

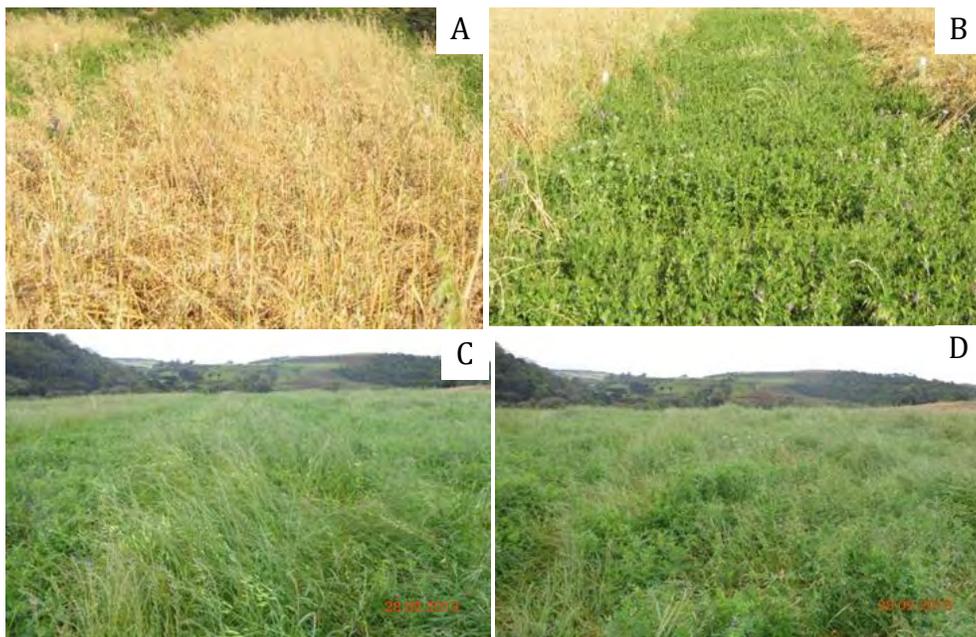
Na atualidade, tem-se preconizado o manejo mais racional das plantas daninhas que infestam as culturas reduzindo ou substituindo o método químico de controle (herbicidas) por outras formas mais sustentáveis: uso de cultivares mais competitivas, emergência antecipada das culturas em relação as plantas infestantes, escolha de espécies de culturas com maior exsudação de substâncias alelopáticas visando

inibir a germinação ou mesmo o crescimento das plantas daninhas, espaçamento reduzido, cultivares com elevada área foliar ou índice de área foliar, rotação de culturas, uso de coberturas de solo, dentre outros. Sabe-se que em lavouras onde há boa cobertura de solo (Figura 1), antes da instalação das culturas, torna-se mais facilitado o manejo de pragas, especialmente o controle de plantas daninhas. Desse modo o trabalho torna-se menos oneroso, há menor uso de herbicidas e de impacto ambiental, com maior retorno econômico ao agricultor.

Em situações em que, mesmo com o manejo otimizado da área, a ocorrência de plantas daninhas atinge níveis que necessitem a aplicação de herbicidas, esta decisão pode ser baseada no conceito de nível de dano econômico (NDE) e/ou com base na dose econômica ótima (DEO) de herbicidas.

O NDE refere-se à população de plantas daninhas em que o ganho de produtividade da cultura, ao se realizar o controle das espécies infestantes, iguala-se ao custo deste controle (Coble; Mortensen, 1992; Galon *et al.*, 2016, 2023; Tavares *et al.*, 2019). Com muita frequência, o controle satisfatório de plantas daninhas pode ser obtido com uso de doses de herbicidas abaixo daquelas normalmente recomendadas no rótulo dos produtos (Galon *et al.*, 2018; Rizzardì; Fleck, 2004), o que remete ao técnico de campo a decisão pela dose mínima capaz de controlar as plantas daninhas presentes (DEO), desde que esta recomendação esteja dentro da faixa de doses descrita na bula do produto. Dessa forma, a adoção de parte ou de todas as estratégias de manejo permite ao técnico e ao produtor rural manejar as lavouras de forma sustentável, com maior retorno econômico e menor impacto ambiental, e que tenha menores problemas no controle das plantas daninhas. Uma representação do uso do NDE ou da dose econômica ótima de herbicidas usados no manejo de plantas daninhas pode ser vista nas figuras 2 e 3, em que há o manejo de cultivares de feijoeiro infestadas com picão-preto (*Bidens pilosa*) e milhã (*Digitaria ciliaris*), usando-se esses dois conceitos importantes para adoção do manejo integrado de plantas daninhas em culturas de interesse agrícola.

Figura 1 – Cobertura de aveia preta (A), de ervilhaca (B), de ervilhaca + nabo (C) e de ervilhaca + aveia preta (D)

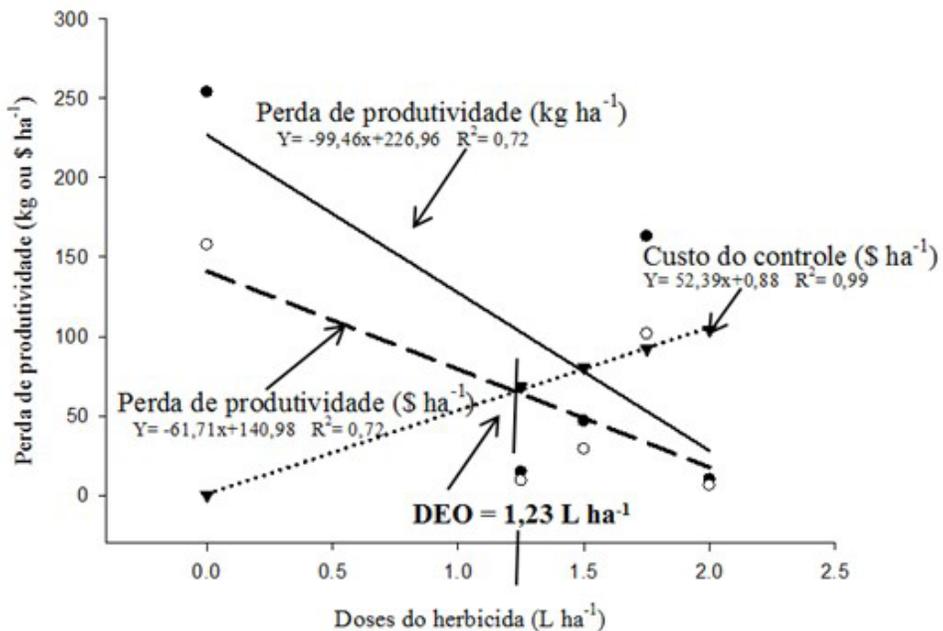


Fonte: registro dos autores (2023).

As doses máximas de rótulo usualmente são fixadas para englobar um grau de controle eficiente sobre as mais variadas condições ambientais, de solo, de manejo, tecnologias diferenciadas de cada produto ou mesmo tecnologia de aplicação usada pelos produtores em diferentes regiões do Brasil. Em algumas situações, com manejo adequado e/ou sob certas condições de ambiente, as doses dos herbicidas podem ser reduzidas, e ainda promoverem controle eficiente das plantas daninhas (Galon *et al.*, 2018; Rizzardi; Fleck, 2004). Exemplo de que podem ser usadas menores doses de herbicidas está no trabalho efetuado por Galon *et al.* (2018), que conseguiram bons controles de corda-de-viola (*Ipomoea indivisa*, Tabela 1) e outras plantas daninhas ao usarem misturas de herbicidas de diferentes mecanismos de ação, associados ao uso de palhada como cobertura de solo, cuidados com a tecnologia de aplicação, correção da fertilidade do solo e uso de sementes de alto vigor. Isso tudo favorece a cultura para que se desenvolva rapidamente e feche a entre linha,

oportunizando um melhor controle das plantas daninhas, associando-se diferentes táticas de manejo.

Figura 2 – Perda de produtividade de grãos de feijão do tipo preto cultivar IPR Tuiuiú em função da dose do herbicida fluazifop-p-buthyl + fomesafen e dose econômica ótima de controle de picão-preto (*Bidens pilosa*) e milhã (*Digitaria ciliaris*). DEO = dose do herbicida na qual a perda monetária de rendimento se iguala ao custo de controle



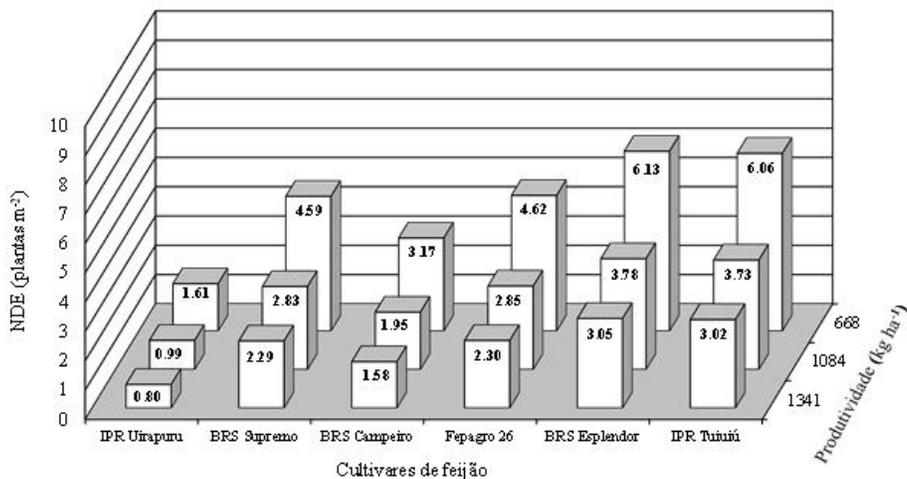
Fonte: Galon *et al.* (2018).

Outro fator a ser considerado é a preocupação quanto aos efeitos negativos do uso de herbicidas, destacando-se a ocorrência crescente de casos de resistência de plantas daninhas, a presença de resíduos químicos na água superficial e subterrânea, a toxicidade de herbicidas aos organismos não-alvo e o potencial de contaminação do ambiente (Devlin *et al.*, 1991; Gandhi *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2024).

Juntamente ao uso racional de herbicidas, destaca-se ainda como manejo sustentável a adoção do sistema de plantio direto (SPD) na palha em substituição ao sistema convencional de cultivo (SCC) ou as lavouras

que são deixadas em pousio após a colheita das culturas, o que favorece o aumento da incidência de plantas daninhas ou mesmo o incremento do banco de sementes dessas espécies de solo. Desse modo, há melhorias nas características físicas, químicas e biológicas do solo (Forte *et al.*, 2018a, 2018b; Salton *et al.*, 2012). No entanto, muitas doenças, insetos e plantas daninhas podem surgir em função da adoção de determinado método de cultivo. Por exemplo, espécies como *B. pilosa*, *Digitaria* sp., *Urochloa plantaginea* e *Euphorbia heterophylla* aparecem com maior frequência no SCC, enquanto *Ipomoea* sp., *Richardia brasiliensis*, *Commelina* sp., *Spermacoce latifolia*, *Borreria alata*, *Sida rhombifolia* e *Conyza* spp., dentre outras, comumente infestam lavouras semeadas no SPD (Concenço *et al.*, 2012; Forte *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2022).

Figura 3 – Nível de dano econômico (NDE) de densidades de picão-preto (*B. pilosa*) para feijoeiro em função da produtividade de grãos e cultivares de feijão do tipo preto



Fonte: Galon *et al.* (2016).

Convém ressaltar que as espécies que se adaptaram ao SPD, de maneira geral, ou são resistentes ou tolerantes ao glyphosate, sendo este o herbicida mais usado na dessecação da vegetação para adoção desse sistema de cultivo. A mudança de sistema também tem acarretado o surgimento de insetos adaptados ao SPD, tais como o *Sternechus*

subsignatus em lavouras de soja, o *Agrotis ipsilon* em lavouras de milho, a *Diabrotica speciosa* em lavouras de feijão. Apesar de o SPD reduzir os custos e diminuir a erosão, em função da permanência dos restos culturais sobre o solo, ressalta-se que muitos agentes fitopatogênicos podem sobreviver nos resíduos de safras anteriores, ocasionando alta incidência de doenças. Por exemplo, as manchas causadas por *Phaeosphaeria maydis*, *Exserohilum turcicum* e *Bipolares maydis* em milho são doenças favorecidas pelo SPD, por causa do ciclo de vida saprofítico desses fungos (Fernandes; Oliveira, 1997; Pfordt *et al.*, 2020; Rajeeva *et al.*, 2023). Deve-se ressaltar, também, que os fungos causadores de podridões do colmo e da espiga do milho também sobrevivem principalmente sob os restos culturais e na semente do cereal infectado (Casa *et al.*, 1998; Pfordt *et al.*, 2020).

Tabela 1 – Controle (%) de corda-de-violão (*Ipomoea indivisa*) infestante da cultura do milho em função da aplicação de herbicidas em isolado ou em mistura em tanque na pré ou pós-emergência da cultura e da planta daninha

Tratamentos	Dose (g ha ⁻¹)	Controle de corda-de-violão (%)				
		7 DAT ¹	14 DAT	21 DAT	28 DAT	Pré colheita
Atrazine + simazine ²	1250+1250	89,7 abc ⁴	93,0 ab	81,5 d	66,2 c	91,0 abcd
Atrazine + simazine ³	625+625	87,5 abc	84,5 bc	81,00 d	72,5 c	82,8 d
Atrazine + simazine ³	1250+1250	91,0 abc	92,7 ab	90,0 bc	91,0 b	88,2 bcd
Nicosulfuron	60	55,0 d	82,5 c	89,5 bc	93,7 ab	91,5 abcd
Temboatrione	24.2	78,2 c	93,5 a	89,5 bc	90,0 b	65,0 e
Mesotrione	76.8	79,2 c	94,0 a	100,0 a	98,7 ab	100,0 a
Atrazine + simazine + nicosulfuron	625+625+30	89,0 abc	98,0 a	95,7 ab	97,7 ab	81,5 d
Atrazine + simazine + temboatrione	625+625+12.1	95,5 ab	97,0 a	97,7 a	91,5 ab	86,2 cd
Atrazine + simazine + mesotrione	625+625+38.4	98,2 a	99,2 a	99,0 a	95,2 ab	97,2 ab
Nicosulfuron + temboatrione	30+12,1	61,2 d	93,0 ab	87,7 cd	92,5 ab	87,2 bcd
Nicosulfuron + mesotrione	30+38.4	55,0 d	96,5 a	97,7 a	98,2 ab	88,7 bcd
Temboatrione + mesotrione	12.1+38.4	83,0 bc	97,7 a	97,5 a	94,0 ab	94,0 abc
Testemunha infestada	---	0,0 e	0,0 d	0,0 e	0,0 d	0,0 f
Testemunha capinada	---	100,0 a	100,0 a	100,0 a	100,0 a	100,0 a
CV (%)	---	6,9	3,9	3,1	4,2	4,9

¹ Dias após a aplicação dos tratamentos. ² e ³ Aplicado em pré e pós-emergência, respectivamente. ⁴ Médias seguidas de mesmas letras minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a p ≤ 0,05.

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Nos sistemas agrícolas a aplicação de herbicidas para o controle de plantas daninhas tem sido quase que uma constante em praticamente todas as culturas de interesse agrônomo. Porém, muitos dos herbicidas quando aplicados em determinada safra agrícola não são degradados a tempo para a semeadura de outra cultura, ocasionando o chamado *carryover*. Cita-se como exemplo a aplicação de imazethapyr + imazapic ou de imazapic + imazapyr para o controle de arroz-daninho em lavouras de arroz irrigado no chamado sistema Clearfield® de produção. Esses produtos deixam resíduos no solo que podem afetar culturas sucessoras como *Lolium multiflorum*, milho, sorgo, soja ou mesmo arroz não tolerante a este herbicida (Pinto *et al.*, 2009). O uso do diclosulam para o controle de plantas daninhas resistentes ou tolerantes ao glyphosate na cultura da soja também tem ocasionado problemas de *carryover* para culturas semeadas em sucessão (Silva *et al.*, 2021). Dentre as técnicas estudadas para despoluição de solo, destaca-se a fitorremediação como uma das mais promissoras (Barroso *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2020). A fitorremediação consiste em utilizar espécies de plantas vegetais seletivas para descontaminação dos solos, associadas à microbiota do solo e a amenizantes (fertilizantes, matéria orgânica, etc.) (Ferraço *et al.*, 2019; Pires *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2023) para a remoção do herbicida através das plantas, da parte bioquímica do solo e também da química dos contaminantes, realizando a biotransformação ou bioacumulação desses produtos (Silva *et al.*, 2023; Teófilo *et al.*, 2020).

A técnica da fitorremediação demonstra sucesso na remoção de resíduos de imazethapyr + imazapic e imazapic + imazapyr (Galon *et al.*, 2014; Souto *et al.*, 2020), de diclosulam (Silva *et al.*, 2021), de trifloxysulfuron-sodium (Santos *et al.*, 2006), de picloram e tebuthiuron (Procópio *et al.*, 2008a, 2008b), de sulfentrazone e fomesafen (Alves *et al.*, 2019; Belo *et al.*, 2011), dentre outros.

5.2 MANEJO RACIONAL DE INSETOS E DOENÇAS

Em relação à supressão de insetos, podem-se usar o controle biológico, áreas de refúgio, cultivares resistentes ou tolerantes, produtos bioativos ou produção integrada de culturas de interesse agrônomo,

além da adoção de plantas bioativas. São consideradas bioativas plantas que possuem alguma ação sobre outros seres vivos e cujo efeito pode se manifestar tanto pela sua presença em um ambiente quanto pelo uso direto de substâncias delas extraídas. Dentro deste conceito, enquadram-se as plantas medicinais, aromáticas, condimentares, inseticidas, repelentes e tóxicas. Os estudos destas plantas têm despertado grande interesse nos últimos anos principalmente na área de agroecologia (Barros *et al.*, 2022; Embrapa Clima Temperado, 2010; Radünz *et al.*, 2024).

Perdas de grãos ocasionadas por pragas em armazéns, presença de fragmentos de insetos em subprodutos alimentares, deterioração da massa de grãos, contaminação fúngica, presença de micotoxinas, efeitos na saúde humana e animal, dificuldades para exportação de produtos e subprodutos brasileiros devido ao potencial de risco são alguns dos problemas que a armazenagem inadequada de grãos produz na sociedade brasileira (Barros *et al.*, 2022; Lorini *et al.*, 2015). As perdas médias brasileiras de grãos devido a problemas na armazenagem estimadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e pela FAO (2023) indicam valores superiores a 10% do total produzido anualmente. Essa perda representa mais de 15 milhões de toneladas de grãos/ano. E somam-se, ainda, as perdas qualitativas, que comprometem o uso do grão produzido, ou o classificam para outro uso de menor valor agregado (Asemu *et al.*, 2020).

A aplicação de produtos químicos é o método de controle mais utilizado contra pragas de armazenamento. Apesar da elevada eficiência, seu uso intensivo pode ocasionar problemas como o surgimento de resistência entre os insetos, acúmulo de resíduos tóxicos nos alimentos de consumo humano, contaminação do ambiente e, ainda, o aumento nos custos de produção (Barros *et al.*, 2022; Faroni *et al.*, 1995; Radünz *et al.*, 2024).

Uma alternativa aos produtos químicos é a utilização de plantas com propriedades inseticidas e fungicidas. Esses produtos são vantajosos, pois apresentam custo reduzido, facilidade de obtenção e utilização, não exigem pessoal qualificado para a sua aplicação e ainda apresentam menores impactos ao ser humano e ao ambiente (Barros *et al.*, 2022; Mazzonetto; Vendramim, 2003; Radünz *et al.*, 2024). Há vários trabalhos

de pesquisa que reportam a eficiência do uso de plantas bioativas (pó, extrato e óleo) para o controle de insetos e fungos de armazenagem (Almeida *et al.*, 2011; Barros *et al.*, 2022; Coitinho *et al.*, 2011; Hameed *et al.*, 2012; Queiroga *et al.*, 2012; Radünz *et al.*, 2024).

5.3 SIMBIOSE: MATÉRIA ORGÂNICA, MICORRIZAS E PLANTAS

A matéria orgânica é uma importante fonte e reserva de nutrientes no solo e, dependendo de sua natureza, pode conter todos os macro e micronutrientes necessários às plantas (Gerke, 2022; Kiehl, 1985).

A matéria orgânica atua diretamente na biologia do solo, constituindo uma fonte de energia e de nutrientes para os macro e micro-organismos que participam do seu ciclo biológico, mantendo o solo em estado de constante dinamismo, exercendo um importante papel na fertilidade e na produtividade das terras, e, indiretamente, atua na biologia do solo pelos seus efeitos nas propriedades físicas e químicas, melhorando as condições para a vida vegetal (Fontana *et al.*, 2020; Gerke, 2022; Kiehl, 1985). Desse modo a gestão correta da matéria orgânica do solo e o aumento do teor de substâncias húmicas nos solos terão elevada importância para se ter uma agricultura mais sustentável, com menor liberação de gases que ocasionam o efeito estufa na natureza (Fontana *et al.*, 2020; Gerke, 2022).

A camada mais recente da matéria orgânica formada por complexos de carbono de plantas mortas é rapidamente metabolizada ou decomposta, sofrendo um processo conhecido como humificação, que acaba conferindo uma cor mais escura ao solo, devido à produção de resíduos húmicos ou húmus (Fontana *et al.*, 2020; Gerke, 2022). Os resíduos húmicos consistem de polímeros aromáticos condensados que são resistentes à quebra adicional e capazes de se tornarem estabilizados no solo. A fração da matéria orgânica estabilizada pode acabar sofrendo mineralização, liberando nutrientes minerais que podem ser absorvidos pelas plantas. Existe um equilíbrio entre humificação e mineralização, mas este equilíbrio fica sujeito às mudanças de clima e práticas de cultivo (Fontana *et al.*, 2020; Gerke, 2022; Gliessman, 2005).

O húmus é a matéria orgânica mineralizada, ou seja, já transformada pela ação dos micro-organismos em nutrientes disponíveis às plantas (Gerke, 2022; Kiehl 1985). O húmus tem a habilidade de adsorver (atrair e fixar) cátions existentes na solução do solo, evitando que se percam por lixiviação ou se complexem na forma de quelatos, liberando esses elementos às raízes, através de trocas (Gerke, 2022; Kiehl 1985).

Os coloides (formados por partículas orgânicas e argila) do solo, devido a suas cargas elétricas, têm a capacidade de atrair e reter cátions, evitando perdas de elementos importantes à nutrição das plantas. Durante toda a sua vida a planta vive em íntima relação com os micro-organismos, formando um complexo e simbiótico sistema vivo (Pascale *et al.*, 2020). A maioria das plantas possui micorrizas em suas raízes, isto é, fungos que as ajudam a mobilizar os nutrientes em volta da raiz. Essa associação acontece porque na rizosfera, ou no espaço de crescimento de raízes no solo, existe um grande número de bactérias, fungos e actinomicetos que se aproveitam das excreções radiculares das plantas, que incluem aminoácidos, açúcares, hormônios, vitaminas e um grande número de ácidos orgânicos. Essas substâncias servem como alimento para os micro-organismos, e estes, em troca, defendem o espaço da raiz contra patógenos diversos e interagem com minerais não solúveis no solo, disponibilizando-os para as plantas e fortalecendo o seu sistema imunológico (Pascale *et al.*, 2020; Primavesi, 1986; Vannier *et al.*, 2019).

Dentre a miríade de micro-organismos que habitam a interface entre as raízes de plantas e o solo, alguns fungos destacam-se, sobremaneira, ao penetrarem nas células vivas da planta hospedeira sem causar danos e, ao mesmo tempo, estenderem-se além da zona de depleção das raízes para estabelecer íntimo contato de suas hifas com os agregados e a microbiota do solo. A associação simbiótica formada pelo fungo com as raízes da planta hospedeira, conhecida como micorrizas (do grego: *myke* = fungo e *rhiza* = raiz), caracteriza-se pela condição mutualística, uma vez que ambos os organismos se beneficiam da associação e, portanto, devem ser estudadas como um sistema dinâmico e não como organismos individualizados (Oliveira; Trindade, 2004; Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019).

A simbiose com fungos micorrízicos favorece a ciclagem de nutrientes e sua absorção pelas plantas, principalmente os nutrientes poucos móveis no solo, como fósforo, zinco e cobre, para a maioria das plantas, e nitrogênio para as leguminosas (Pascale *et al.*, 2020; Siqueira; Franco, 1988; Vannier *et al.*, 2019).

Quanto à origem dessa simbiose entre os fungos micorrízicos e as plantas, sabe-se, pelo estudo de fósseis, que o surgimento das plantas na superfície terrestre ocorreu entre 460 e 500 milhões de anos, enquanto o subfilo *Glomeromycotina* (que contém os fungos micorrízicos arbusculares) já era encontrada há 600 milhões de anos. A simbiose com plantas superiores já está registrada em fósseis do período Ordoviciano, há 450 milhões de anos. Especula-se, portanto, que esses fungos foram fundamentais para a conquista de ambientes terrestres pelas plantas (Berbara *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2017).

Nas últimas décadas, têm-se multiplicado as evidências do efeito benéfico das associações micorrízicas com diversas plantas superiores de importância econômica. Vários trabalhos demonstram que as plantas micorrizadas são mais eficientes na absorção de nutrientes, especialmente o fósforo, que as plantas não micorrizadas (Martin *et al.*, 2017; Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019). Fungos micorrízicos representam, portanto, um importante mecanismo para a maximização do uso de fertilizantes fosfatados aplicados aos solos deficientes e com elevada capacidade de fixação de fosfatos, como aqueles predominantes nos trópicos. É bastante significativa a quantidade de trabalhos que demonstram o efeito benéfico dos fungos micorrízicos sobre o crescimento de diversas plantas de importância econômica. Em algumas espécies vegetais, é tão acentuada a dependência à presença desses fungos que, na ausência total da simbiose, não respondem satisfatoriamente à adubação fosfatada (Oliveira; Trindade, 2004).

Embora o papel preponderante das micorrizas seja reconhecido na melhoria da nutrição mineral das plantas, este não se resume no único benefício da simbiose. Outros efeitos benéficos também são proporcionados pela associação e, dentre esses, destacam-se o aumento na absorção de água, mudanças hormonais favoráveis à planta hospedeira

e exclusão de patógenos radiculares (Oliveira; Trindade, 2004; Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019).

Segundo Oliveira e Trindade (2004), ocorre aumento na fixação biológica de nitrogênio em plantas micorrizadas, através de relações sinérgicas com sistemas fixadores, e certas espécies de leguminosas não nodulam quando não são colonizadas por fungos micorrízicos. Esses autores enfatizam a importância da inoculação múltipla das leguminosas com rizóbio e fungos micorrízicos, como técnica promissora para a produção agrícola sustentável nos trópicos.

A micorrização aumenta a nodulação, sendo esse efeito resultante principalmente da melhoria do estado nutricional que estimula a fisiologia da planta (Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019). A interdependência existente entre a fixação biológica de nitrogênio e a micorrização de leguminosas parece contribuir para o alto grau de micotrofismo desse grupo de plantas, em que nitrogênio e fósforo são altamente limitantes para o crescimento normal (Martin *et al.*, 2017; Oliveira; Trindade, 2004).

Na literatura, há diversas evidências de que a sobrevivência de fungos micorrízicos está relacionada às condições de solo e que as práticas agrícolas adotadas em seu manejo podem alterar a dinâmica populacional destes fungos (Martin *et al.*, 2017; Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019). A matéria orgânica é indispensável para a sobrevivência destes fungos e, quanto maior o teor, maior é a presença destes organismos no solo. Alguns estudos indicam que a diversidade de material orgânico também é importante, pois em sistemas mais complexos de interação vegetal, como nas grandes florestas, a população de micorrizas é abundante, formando uma rede complexa junto à rizosfera (Pascale *et al.*, 2020; Vannier *et al.*, 2019). Por outro lado, quanto menor o teor de matéria orgânica, ou mais pobre em diversidade de materiais, menor será a população de micorrizas (Fontana *et al.*, 2020; Pascale *et al.*, 2020).

Vitti *et al.* (2005) realizaram estudos de avaliação de ocorrência de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) mediante a utilização do vermicomposto, como forma de adubação em pomar de

pêssego em transição para o sistema orgânico. Esses mesmos autores relataram que o solo tratado com vermicomposto bovino (3,20 kg planta⁻¹) apresentou maior número de esporos de FMAs por planta ao comparar com o tratamento testemunha sem vermicomposto.

Com os dados obtidos, observa-se que a prática da adubação com vermicomposto alterou quantitativamente a população de esporos de FMAs no solo. A alteração da população de micorrizas pode acarretar mudanças na colonização das raízes, assim como na simbiose que envolve a troca de nutrientes entre as partes (planta-fungo), nos demais atributos biológicos e na qualidade do solo. Estudos têm mostrado que, para essa simbiose, os principais responsáveis pela atividade são os resíduos de matéria orgânica que ficam na superfície (Fontana *et al.*, 2020; Pascale *et al.*, 2020). Eles atuam na multiplicação dos fungos e na mudança do pH do solo, condições estas que, além de atuarem na variabilidade da população de fungos, também favoreceram a associação micorrízica (Pascale *et al.*, 2020; Vitti *et al.*, 2005).

A incorporação de resíduos orgânicos no solo e em substratos para formação de mudas é uma alternativa viável para a produção de inóculo de fungos micorrízicos arbusculares, favorecendo a manutenção da infectividade dos fungos (Silva, 2006).

Miranda *et al.* (2005) observaram que os fungos micorrízicos apresentam importância para o cultivo da mandioca no cerrado, ao constatarem que a produtividade da cultura aumenta significativamente na presença desses. Segundo os pesquisadores, nos solos do cerrado, a micorrização é baixa e aumenta significativamente com a calagem e a fosfatagem, podendo manter níveis elevados da população se a lavoura adotar rotação de cultura com milho, feijão, braquiária e adubos verdes (mucuna, feijão-de-porco, crotalária, guandu, girassol e milheto). Quando presentes no solo, os fungos micorrízicos alteram a resposta da mandioca à calagem e à adubação fosfatada, aumentando a eficiência destes insumos no crescimento das plantas (Miranda *et al.*, 2005).

Ressalta-se ainda que todas as “boas práticas” executadas no manejo dos sistemas de produção envolvendo as culturas de interesse agrícola devem ser consideradas para a manutenção do sistema micorrízico,

garantindo assim os efeitos benéficos da simbiose no crescimento e na produtividade das culturas (Miranda *et al.*, 2005; Pascale *et al.*, 2020).

Estudos sobre as micorrizas e suas relações de simbiose com as plantas são de extrema importância, constituindo-se em grande alternativa para o manejo sustentável da agricultura no futuro, necessitando de investimento em pesquisas para se ter maiores informações nessa área.

5.4 INTEGRAÇÃO DE CULTURAS, POLICULTIVOS E SISTEMAS AGROSSILVIPASTORIS

Como alternativa para a produção e que vem dando resultados interessantes no contexto de agricultura sustentável, há a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), onde se consegue integrar a criação animal com o cultivo de culturas anuais, perenes e espécies arbóreas. Nesse modelo de exploração agrícola, o bom manejo corrobora para a redução da necessidade de ampliação de áreas para utilização agropecuária; é um sistema produtivo racional, e eficiente em preservar os recursos naturais (Laroca *et al.*, 2018; Machado; Valle, 2011). Salton *et al.* (2012) resumiram os benefícios da adoção do sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) após 18 anos de utilização, comparado os sistemas com o manejo convencional do solo e o plantio direto sem integração, mostrando melhorias nos aspectos da produção sob adoção de ILP.

Ressalta-se ainda que a ILPF pode promover a recuperação de áreas ou mesmo de pastagens degradadas, retornando o uso da terra de modo que seja produtivo. O uso intensificado da agricultura no mundo, cada vez mais, manifesta-se pela via da integração de sistemas. Além do sistema ILP, a adoção de espécies com duplo propósito, como o trigo destinado ao pastejo e à produção de grãos, corrobora a otimização do uso das áreas de produção. Nos sistemas de integração, deve-se prestar atenção para características das culturas como ciclo mais longo, potencial elevado de perfilhamento, maior vigor e maior taxa de desenvolvimento inicial.

5.5 COMPARAÇÃO DE SISTEMAS DE PLANTIO DIRETO E CONVENCIONAL

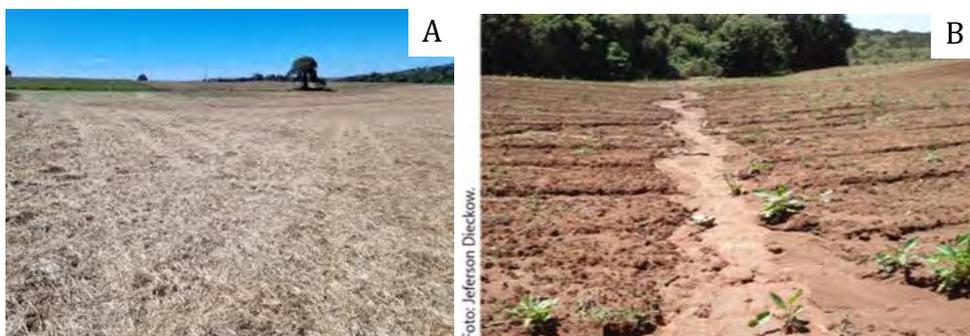
O principal modelo de agricultura praticado atualmente é o sistema de plantio direto (SPD), que tem como características a semeadura sobre a palhada, a rotação de culturas e o não revolvimento do solo. O SPD é considerado o sistema que promove a maior conservação do solo por manter as integridades física, química e biológica, além de ser a melhor forma de conter a desagregação das partículas, assim reduzindo a erosão do solo, aumentando a produtividade em colheitas e reduzindo o custo de produção (Forte *et al.*, 2018a, 2018b; Nunes *et al.*, 2020; Rodrigues; Pugas, 2017).

O sistema de plantio convencional (SPC) é outro modelo de agricultura que na atualidade é pouco utilizado devido à não conservação do solo, especialmente pelo fato de a perda de solo por erosão ser muito grande, além de ser oneroso e ter maior custo em relação a outros sistemas (Forte *et al.*, 2018a; Rodrigues; Pugas, 2017; Silva *et al.*, 2009). O plantio convencional consiste na utilização de arado ou de uma grade pesada para revolvimento do solo, incorporação de corretivos e restos culturais, descompactação superficial do solo.

O SPD trouxe muitas implicações ambientais positivas, redução significativa dos níveis de contaminação dos cursos das águas, estabilidade ecológica nas lavouras, alteração da flora e da fauna, garantindo um equilíbrio entre as espécies benéficas e maléficas ao sistema produtivo e eliminação das queimadas (Forte *et al.*, 2018a, 2018b; Silva *et al.*, 2009). No SPD há redução de emissões de gases do efeito estufa, do solo para a atmosfera, a transferência (seqüestro) de carbono para atmosfera ao solo, contribuindo para mitigação dos impactos das mudanças climáticas globais, além de haver proteção dos mananciais e dos reservatórios hídricos (Malhi *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2009). Com a adoção do SPD o agricultor tem economia na produção de grãos ou mesmo de florestas em função do menor número de operações necessárias com máquinas agrícolas e também pela redução drástica na erosão do solo das lavouras comparativamente com o SPC. A cobertura morta na superfície do solo

ocasiona proteção do solo contra perdas de água por evaporação ou mesmo auxilia a evitar perdas por erosão (Figura 4A) ao se comparar com um solo onde há ausência de palhada (Figura 4B), além de outros benefícios de ordem biológica, física e química do solo.

Figura 4 – Cobertura morta composta por aveia preta + nabo + ervilhaca (A) em sistema de plantio direto e erosão provocada pela água da chuva em solo descoberto, sem palhada na superfície (B)



Fonte: elaborada pelos autores (2023). Fotos de Jeferson Dieckow.

Resultados de pesquisas divulgados pela FEBRAPDP (2023) informaram perda média de 8,7 toneladas de solo em cada tonelada de soja produzida no SPC. Entretanto, quando o agricultor adota o SPD, essas perdas são evitadas e ainda obtém-se aumento de 20% na produtividade e redução de 20,4 L ha⁻¹ de consumo de combustíveis. Deste modo a adoção do SPD propicia também redução do uso de fertilizantes com economia em importá-los, gerando benefícios econômicos aos produtores rurais, também ao Brasil. Em pequenas propriedades rurais que utilizam o SPD, observam-se resultados consideráveis com uma entrada líquida de 1,00 a 2,87 mil dólares ha⁻¹ ano⁻¹, significando aumento de 35 a 236% em relação ao SPC, que utiliza aração ou gradagem. Outras vantagens do SPD são: diminuição drástica da erosão do solo, aumento da infiltração da água da chuva, melhora nas características químicas, físicas e biológicas do solo; assim, tem-se diminuição dos custos de produção, dos impactos ecológicos ocasionados pelo SPC, como a sedimentação de arroios, rios, lagos, entre outros.

O SPD também gera aumento da produção de matérias-primas, da atividade exportadora e agroindustrial, de transporte, de atividades bancárias e ainda influencia empresas de seguros agrícolas que têm cobrado dos agricultores que adotam esse sistema de produção taxas menores para cobertura de eventuais intempéries ocasionadas pelo tempo. Esses fatos podem ser atribuídos ao melhor desempenho das culturas nas áreas que adotam o SPD não só pela menor interferência ocasionada pela comunidade infestante, como também por uma série de outras características benéficas que este sistema de cultivo proporciona ao seu desenvolvimento. Vários trabalhos têm demonstrado a maior presença de inimigos naturais e maior atividade microbiana nas áreas de SPD (Forte *et al.*, 2018a, 2018b; Nunes *et al.*, 2020; Salton *et al.*, 2012). A biomassa microbiana é responsável pelo controle de funções essenciais no solo, como decomposição e acúmulo de matéria orgânica, ou por transformações que envolvem nutrientes minerais ou compostos no solo (Nunes *et al.*, 2020; Pascale *et al.*, 2020; Salton *et al.*, 2012). O fato de o SPD normalmente apresentar maior biomassa microbiana pode proporcionar maior estocagem de nutrientes, possibilitando também melhor ciclagem destes ao longo do tempo, criando características mais favoráveis ao desenvolvimento das plantas. Essa maior estabilidade pode estar relacionada também com os fatores abióticos do solo, como o aumento da umidade, o incremento dos teores de matéria orgânica e a diminuição das temperaturas máximas, favorecendo o crescimento das culturas (Salton *et al.*, 2012; Vannier *et al.*, 2019).

5.6 BOAS PRÁTICAS NA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E BOM MANEJO DE POMARES, BUSCANDO FRUTAS RICAS EM NUTRIENTES PARA O CONSUMO HUMANO

Com a busca da globalização dos mercados tanto nacional como internacional, cada vez mais há necessidade de se adequar aos diferentes mercados consumidores, já que esses têm aumentado suas exigências com relação ao produto entregue e que irá ser consumido.

O agricultor precisa estar atento às demandas e exigências do consumidor ao qual pretende destinar o seu produto futuro, e em especial para o mercado consumidor ao qual irá produzir. Só após buscar conhecer as exigências deste mercado é que deverá iniciar suas atividades de produção e manejo dos pomares. Em sua grande maioria, especialmente países em desenvolvimento, há poucas ou nenhuma exigência quanto a barreiras fitossanitárias e/ou dos aspectos inerentes a como aquele produto chegou até ele, considerando desde plantio, manejo e colheita. No entanto, em países culturalmente mais desenvolvidos o consumidor é muito exigente: quanto ao aspecto de apresentação das frutas, a como foram as atividades para o seu cultivo no local de origem. Exemplo de programa exigido para a importação de produtos por países ou regiões é a Produção Integrada (PI), que atualmente tem sido substituída pela EUREPEGAP, denominada GLOBALG.A.P. O termo GAP consiste nas iniciais de “Boa Prática Agrícola”, como exigência para que o produto chegue até o mercado de comercialização e conseqüentemente à mesa do consumidor.

- A Produção Integrada tem como estrutura básica as Boas Práticas Agrícolas (BPA), previstas nas Normas Técnicas Específicas (NTE) e em documentos auxiliares, como manuais, recomendações de agrotóxicos, cadernos de campo e de beneficiamento que promovem o atendimento e o respaldo aos marcos regulatórios oficiais do País. Tais procedimentos visam oferecer garantias de eficácia na adoção das BPA, com ganhos de sustentabilidade, da conservação ambiental, de governança da produtividade, da competitividade e dos riscos quanto à segurança do agricultor, dos trabalhadores, e especialmente à saúde do consumidor (MAPA, 2023).

- EUREPGAP (significa *Euro Retailer Produce Working Group*) - GLOBALGAP: iniciado em 1997 como EUREPGAP, passou a se chamar GLOBALGAP a partir de 2007, focada na produção rural. Iniciou em 1997 com objetivo de garantir que os grandes supermercados europeus não prejudicassem a saúde humana entregando alimento seguro dos produtos agrícolas que colocam em suas prateleiras. Atualmente, tornou-se um padrão global válido em todo o mundo. Na atualidade 70-80% dos principais varejistas e fabricantes na Europa são membros ou registrados no GLOBALGAP (EUREPGAP). O EUREP apoia o desenvolvimento

contínuo de novos métodos agrícolas e novas tecnologias, sendo um trabalho baseado nos seguintes princípios: a) análise de prevenção de perigos em pontos críticos de controle (HACCP); b) manejo integrado de pragas e; c) gestão integrada de culturas (Science, 2023).

O padrão GLOBALGAP, segundo Science (2023), aplica-se tanto a agricultores individuais como para grupos de agricultores (por exemplo, cooperativas, grandes exportadores, empacotadores, etc.). Os grupos de agricultores também devem cumprir os requisitos dos documentos do Sistema de Gestão da Qualidade e ser competentes para gerenciar as conexões entre os produtores.

Muito se tem discutido a respeito do mercado internacional, da qualidade e inocuidade dos alimentos. A II Conferência Internacional sobre Rastreabilidade de Produtos Agropecuários, realizada em 2006 pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), trouxe à tona conhecimentos que enriquecem e validam os programas e sistemas realizados pelo Brasil nessa área e a discussão de instrumentos de grande importância para fazer frente às exigências dos mercados, cujo tema central foi assentado em Alimento Seguro e Sustentabilidade: Medidas de Aferição da Conformidade em Processos Agropecuários (Portocarrero; Kososki, 2009).

A GLOBALGAP é, atualmente, o principal programa de garantia agrícola do mundo, transformando os requisitos do consumidor em Boas Práticas Agrícolas em uma lista de países em rápido crescimento – atualmente mais de 135 (GLOBALG.A.P., 2023).

Segundo Portocarrero e Kososki (2009), cadeias de distribuidores e grandes pontos de vendas, principalmente da Comunidade Europeia, têm exigido dos exportadores que levem em consideração o nível de resíduos de agrotóxicos, o respeito ao meio ambiente, a rastreabilidade e as condições de trabalho, higiene e saúde dos trabalhadores envolvidos na produção de alimentos. A qualidade dos alimentos, estabelecida pela Organização Internacional de Controle Biológico e Integrado contra os Animais e Plantas Nocivas (OILB), aparece mostrando os níveis de evolução qualitativa dos alimentos. É demonstrado em formato de pirâmide, indo da base ao topo deste: a base da pirâmide representa alimentos produzidos sem sustentabilidade e no topo se situam alimentos

de qualidade e seguros comprovados por sistemas sustentáveis, tecnológicos, certificados e rastreados.

A melhoria e o crescimento do agronegócio dependem direta e constantemente fornecer respostas às barreiras fitossanitárias, técnicas de produção e manuseio, barreiras não tarifárias, impostas pelos mercados compradores, como reflexos de crises (Malafaia, 2007). No Brasil, a fruticultura é uma atividade de extrema importância, por gerar rendas e empregos e pelo fato de o país estar entre os três maiores produtores de frutas, além de importante exportador destas. Com isso, tem sido muito comum a realização de auditorias com a finalidade de verificação da qualidade das frutas, conforme é exigido pelo mercado ao qual serão enviadas, levando em consideração desde o pomar até o armazenamento em pós-colheita.

A fruticultura irrigada está entre as atividades mais importantes na balança comercial brasileira, e dada a percepção de que o seu crescimento, em volume e em divisas (receita), só será possível por meio da utilização de técnicas que contribuam para uma comercialização dos produtos dentro dos padrões já adotados e reconhecidos nos mercados externos. Todas as ações que contribuam para incrementar a qualidade e reduzir os custos de produção são fortes aliadas aos produtores nacionais. Incluindo o uso otimizado de insumos e fertilizantes, a adoção de medidas que aumentem a eficiência e eficácia da aplicação de agrotóxicos e de medidas preventivas ao aparecimento de pragas antes que os níveis de danos econômicos sejam detectados, além da capacidade de rastreamento dos produtos ao longo de toda a cadeia (Pinheiro; Pinheiro, 2009).

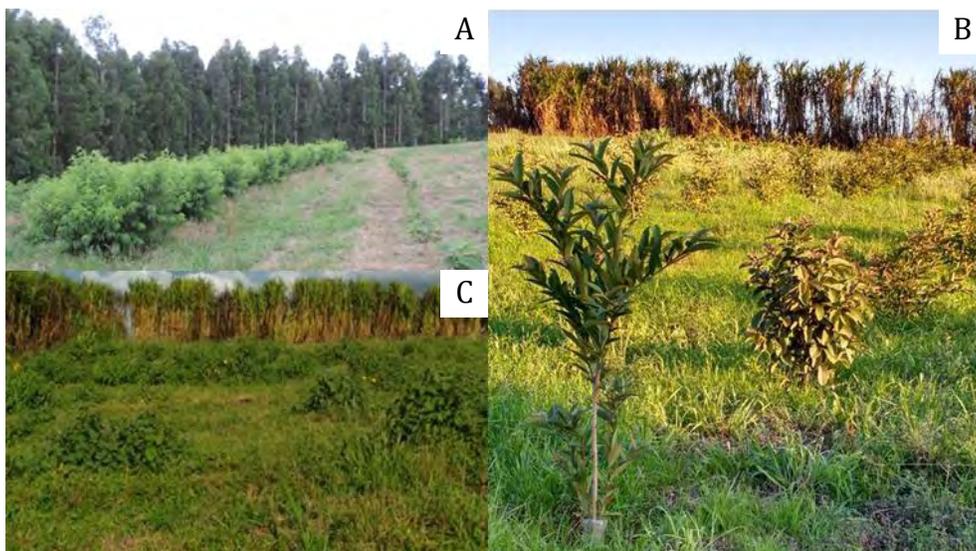
Não somente o uso da irrigação, como muitas outras atividades que contemplam uma ampla gama de ferramentas de base tecnológica, deve ser considerado para o manejo adequado de pomares e alcançar mercados externos, incluindo até os mais exigentes. As atividades a serem observadas como boas práticas e que fazem parte da base tecnológica, para manejo correto de pomares, segundo Giacobbo e Gomes (2009), são as que seguem.

- Implantação do pomar: cuidados com o preparo do solo, com a época de plantio e a espécie.

- Escolha do local: preferencialmente em áreas protegidas dos ventos dominantes e exposição norte.

- Quebra-ventos: conservando os naturais ou já existentes, quando for o caso, ou implantar os que melhor se adaptam à região e à espécie frutífera utilizada (Figura 5).

Figura 5 – Uso de quebra-vento permanente, já existente no local no momento da implantação do pomar (A), e quebra-vento temporário para proteger as frutíferas até a formação de quebra-vento definitivo (B e C)



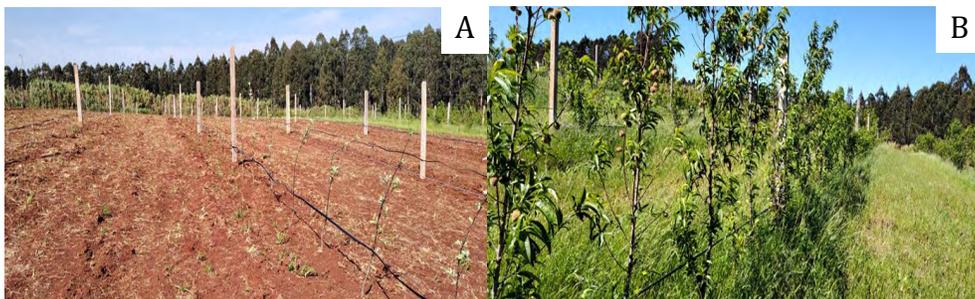
Fonte: registro dos autores (2023).

- Porta-enxerto: buscar dentre as cultivares porta-enxerto, quando este é indispensável, o que melhor se adapta às condições de clima e solo do local.

- Cultivar: buscar sempre as que melhor se adaptam no local de uso, por isso sempre é recomendável observar se há dados de pesquisas para o local de plantio e seguir as recomendações.

- Tutoramento das plantas: a depender da espécie utilizada e em especial do espaçamento entre plantas o tutoramento, torna-se prática indispensável às plantas frutíferas para evitar o seu tombamento no momento da carga frutífera (Figura 6).

Figura 6 – Implantação de pomar de macieira já com tutoramento das plantas com quatro fios de arames (A) e pomar de pessegueiro em plena produção com tutoramento com três fios de arames (B)



Fonte: registro dos autores (2023).

- Manejo e cobertura de solo: o ideal é manter o solo, em especial no período inverso, quando se trata de pomar com plantas frutíferas caducifólia e observar melhor época de plantio e manejo das plantas de coberturas entre as frutíferas perenifólias. Buscar plantas de cobertura que não sejam competidoras por água, luz e nutrientes, em especial no início da formação dos frutos (Figura 7).

Estas bases tecnológicas são estratégias importantes para a produção de alimentos saudáveis e seguros, sendo um desafio para quem produz e uma exigência de quem consome. Para Cantillano *et al.* (2008), o avanço do conhecimento, o aumento do volume de informação, as crescentes campanhas na mídia, a incorporação ao consumo das jovens gerações, educadas nos conceitos de respeito ao meio ambiente e de uma vida mais saudável, são em parte responsáveis pelas mudanças que vêm ocorrendo nas atitudes da população, em relação aos antepassados.

Figura 7 – Pomar de amoreira-preta com cobertura de inverno (A) e sem cobertura de inverno (B), manejados após início da brotação das plantas frutíferas



Fonte: registro dos autores (2023).

5.6.1 Importância dos frutos na alimentação humana

No passado o consumidor de frutas buscava fazer uso destas para o seu consumo como sobremesa e/ou quando apresentava algum tipo de enfermidade, não sendo parte da alimentação diária, como ocorre na atualidade. Geralmente as frutas consumidas ainda são oriundas de cultivos convencionais e de amplo comércio, porém com o passar dos anos, cada vez mais, as frutas tidas como não convencionais, as frutas nativas e/ou negligenciadas vêm se apresentando como uma boa estratégia para consumo e substituição de muitos tipos de alimentos ou como parte das refeições.

Em termos de nutrição humana, o consumo variado de frutos representa, dentre outros, uma importante fonte de carboidratos. A substituição de açúcares oriundos de alimentos industrializados pode ser feita através do consumo de frutas. Tal hábito é apontado por pesquisadores como importante para manutenção de uma dieta saudável. Muitos estudos apontam as frutas como excelentes fontes de

fibras, vitaminas, minerais e vários compostos que contribuem para a prevenção de doenças. Tão importante quanto o que consumir é como esses alimentos ricos em vitaminas devem ser preparados, na busca de preservar ao máximo seu valor nutritivo (Goldoni, 2017).

Para isso, não basta somente se atentar às bases tecnológicas de produção, mas também analisar as frutas quanto ao que apresentam em termos nutricionais. Informações que cada vez mais têm sido levadas até o consumidor, bem como às cozinhas de restaurantes renomados, onde os *chefs*, de posse destas informações relacionadas a valores nutritivos e/ou nutracêuticos, têm inserido e buscado por este nicho de mercado. Da mesma forma, muitos consumidores têm consumido mais frutas por indicação médica, pela sua composição rica em fibras ou por indicação pela presença e quantidade considerada de vitaminas e minerais presentes, bem como por conterem baixas calorias e açúcares bons.

Também são alimentos de baixa densidade energética, isto é, com poucas calorias em relação ao volume da alimentação consumida, o que favorece a manutenção do peso corporal saudável. As dietas repletas de frutas e vegetais estão cada vez mais associadas com impacto positivo na saúde, principalmente no que se refere ao combate à obesidade, à redução de doenças como os cânceres e doenças cardiovasculares. Tais resultados são, dentre outros, devido à presença de substâncias antioxidantes (Negri *et al.*, 2016). Associado a isso, cada vez mais a produção das frutas precisa estar atenta para que seja saudável e que propicie melhorias à saúde do consumidor.

A exemplo, quando avaliados frutos procedentes da região Amazônica, como acerola, açaí, araçá-boi, caju, cupuaçu e graviola, quanto às suas características físico-químicas como cor, pH, acidez total titulável, sólidos solúveis totais, conteúdo de lipídios e umidade, e níveis de compostos bioativos (ácido ascórbico, fenólicos totais), foram detectadas em algumas polpas alta potencialidade antioxidante, associada com a atividade antirradicais livres obtida e os conteúdos dos componentes bioativos como compostos fenólicos e ácido ascórbico (Canuto *et al.*, 2010). Demonstrando-se, assim, a importância do cultivo e do consumo destes frutos para melhorias da saúde humana.

As frutas não convencionais são cada vez mais apontadas como ricas em compostos bioativos, fenômeno que possivelmente ocorre pela boa adaptação ao clima e ao solo local. Estes compostos são diferentes dos chamados nutrientes essenciais, pois na nutrição considera-se que o corpo humano consegue sobreviver sem o consumo desse tipo de substância. Mas o campo de alimentação de qualidade vem crescendo, e para o lado da nutracêutica, em que os alimentos entram como um remédio preventivo para garantir saúde em longo prazo, os compostos bioativos se mostram de alto valor nutricional (Negri *et al.*, 2016).

Outro fator muito importante no uso das frutas na alimentação está associado ao que tem sido muito debatido nos últimos anos, o caso das mudanças climáticas. Ainda no início da segunda década deste milênio, Coradin (2011) citava espécies de frutas nativas e não convencionais como sendo muito importantes por desempenharem papel fundamental para o enfrentamento das consequências decorrentes das mudanças do clima. Por serem espécies com um longo processo de seleção natural, estas podem apresentar genes de resistência às alterações climáticas, como elevações de temperatura, secas e inundações. O uso dessas espécies poderá, por exemplo, ser estratégico para a produção de alimentos, uma vez que poderão ser utilizadas diretamente ou como fonte de variação genética para o melhoramento das plantas cultivadas que não se adaptarem às alterações climáticas, além de terem reconhecida qualidade nutricional.

As diferentes espécies de frutas apresentam distintos comportamentos quanto à presença de componentes bioativos como vitamina C. Estas diferenças podem estar relacionadas ao ambiente em que foram cultivadas as plantas, ao manejo diferencial de plantas e do pomar, a maior ou menor exposição ao sol (Tabela 2). Para vitamina C em espécies da mesma família Myrtacea, foram verificados por Klein *et al.* (2017), nos ensaios de quantificação do teor de vitamina C, os seguintes valores: sete-capotes, uvaia, pitanga, guabiroba e jambolão: 123,5; 124,5; 190,0; 92,0 e 80,0 mg 100 mL⁻¹ de suco, respectivamente. Em comparação com outros autores, verificou-se que os resultados foram semelhantes, conforme encontrado por Goldoni (2017) em frutos de sete-capotes:

uma concentração de 198,3 mg 100 mL⁻¹, para uvaia: 183,3 mg 100 mL⁻¹ (Barroso *et al.*, 2017), para pitanga: 127,1 mg 100 mL⁻¹ (Pessanha, 2010). A variação do teor de vitamina C em guabiroba foi de 97,4 a 123,4 mg 100 mL⁻¹ (Santos *et al.*, 2013), ficando acima do encontrado neste trabalho. Enquanto para o jambolão o valor encontrado foi de 54,5 mg 100 mL⁻¹ (Pereira *et al.*, 2012).

Tabela 2 – Teor de vitamina C, descrito em diferentes fruto

Fruto	Vitamina C (mg 100 g⁻¹)	Autores
Sete capote	198,3	Goldoni e Giacobbo (2017)
Pitanga	190,0	Klein <i>et al.</i> (2017)
Groselha preta	181,0	Hummer e Barney (2002)
Guabiroba	92,0	Klein <i>et al.</i> (2017)
Goiaba	80,1	Suntornsuk (2002)
Jambolão	80,0	Klein <i>et al.</i> (2017)
Morango	57,7	Hummer e Barney (2002)
Araçá vermelho	44,1	Giacobbo <i>et al.</i> (2008)
Groselha vermelha	41,0	Hummer e Barney (2002)
Maracujá	39,1	Suntornsuk (2002)
Uva espina	27,7	Hummer e Barney (2002)
Araçá amarelo	26,6	Giacobbo <i>et al.</i> (2008)
Umbu-cajá	11,6	Lima <i>et al.</i> (2003)
Limão	10,5	Suntornsuk, (2002)
Maçã	5,7	Hummer e Barney (2002)
Uvaia congelada	93,8	Coutinho <i>et al.</i> (2014)
Uvaia <i>in natura</i>	76,3	Coutinho <i>et al.</i> (2014)

Fonte: adaptada de Goldoni *et al.* (2019).

O mesmo pode ser considerado para outros componentes como sólido solúvel (SS), que quantifica o teor de açúcar presente nas frutas (representado por °Brix). Klein *et al.* (2017) verificaram os níveis de SS em diferentes Myrtaceas e constataram que na pitanga o valor encontrado foi de 11,76 °Brix. Já no trabalho de Souza *et al.* (2018), de 9,02; e de 12,56 no de Santos *et al.* (2002). O SS encontrado para uvaia foi de 8,44 °Brix,

maior que os 7,53 encontrados por Rufino (2008). O valor de SS para sete-capotes foi de 12,98 °Brix. Para jambolão, foi de 14,53. Em comparação a frutos convencionais, a manga (*Mangifera indica* L) é citada com 13,5 (Cordeiro *et al.*, 2009) e a uva com 17,69 (Santana *et al.*, 2008).

Estas informações têm sido muito determinantes para o uso de muitas das espécies até então negligenciadas, pelo simples fato de ser desconhecido o que cada espécie apresenta em seus frutos. Muitas vezes busca-se em frutos tradicionais com conteúdo muito aquém do encontrado nas nativas de cada região, como é o caso da sete-capoteira que pela aparência não é muito atrativa ou, por ser seu fruto desconhecido, poucos o conhecem e consomem.

5.7 USO DE COMBUSTÍVEIS RENOVÁVEIS

Quanto à demanda de combustíveis não renováveis na agricultura, tanto o etanol como o biodiesel se apresentam na condição de alternativa de substituição aos combustíveis fósseis, contribuindo para a sustentabilidade dos meios de produção. A política de matriz energética líquida renovável do Proálcool foi criada no final da década de 1970, e o Programa Nacional do Biodiesel, em 2005 (Brasil, 2022). A cadeia produtiva de etanol de primeira geração está bem desenvolvida, principalmente para veículos de passeio. Na agricultura, a principal utilização do etanol como combustível é na aviação agrícola. A Embraer produz o avião agrícola modelo Ipanema com opção de motorização a etanol; este é o primeiro avião certificado a voar com este combustível no mundo.

No caso do biodiesel, este ainda apresenta custo superior ao de origem fóssil, e os motores a diesel dos veículos atuais não estão adaptados para obter alto rendimento com este combustível, embora aceitem bem diferentes proporções de misturas. O Brasil atualmente adiciona de 10 a 12% deste combustível ao diesel mineral (B12), considerado este a principal fonte de energia líquida utilizada em maquinários e veículos de transporte na agricultura.

6 IMPORTÂNCIA DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE PARA OS AGROECOSSISTEMAS

Neste capítulo, faz-se uma discussão sobre indicadores de sustentabilidade, destacando-se suas características, definições e sua importância como ferramenta de mensuração da sustentabilidade dos agroecossistemas, que, por estarem diretamente vinculados à base de recursos naturais, têm sido os principais alvos de estudos sobre o tema.

Pode-se definir indicador de sustentabilidade como um conjunto de parâmetros que permita aferir as modificações antrópicas em um determinado sistema, e comunicar o estado deste sistema em relação a critérios e metas estabelecidas (Ferreira *et al.*, 2012; Huang *et al.*, 2023; Stoenoiu, 2020). Os indicadores medem as condições específicas do agroecossistema necessárias à sustentabilidade de forma a determinar o nível de condição que esses parâmetros devem manter para funcionar de maneira sustentável (Ferreira *et al.*, 2012; Gliessman, 2005; Huang *et al.*, 2023).

A proposta por indicadores de sustentabilidade visa à verificação da tendência à sustentabilidade do sistema ao longo do tempo. Um agroecossistema que continua produtivo por longo tempo, sem degradar sua base de recursos, pode ser considerado como sustentável, mas como se determina se houve degradação desses recursos? (Gliessman, 2005; Huang *et al.*, 2023).

A necessidade de se desenvolver indicadores de sustentabilidade com a proposta de definir padrões sustentáveis para o desenvolvimento, considerando-se aspectos econômicos, sociais, étnicos e culturais, foi enfatizada a partir da Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente em 1992, com o documento denominado Agenda 21, em seu capítulo 40.

A quantidade de indicadores e os fatores considerados como prioritários devem ser determinados pelos princípios da sustentabilidade, que estão na base do processo (Ferreira *et al.*, 2012; Huang *et al.*, 2023; Marzall, 1999). As propostas de indicadores devem ser testadas, corrigidas e adaptadas a novas realidades (Marzall & Almeida, 2000).

Para Corrêa (2007), a seleção de um conjunto de indicadores serve para avaliar o sistema e possibilitar seu monitoramento em tempo de

fornecer informações que demonstrem se o sistema de manejo em questão é sustentável ou não. Estudos são demonstrados e contemplam algumas características básicas que devem ser encontradas nos indicadores (Deponi *et al.*, 2002; Ferreira *et al.*, 2012; Maserá *et al.*, 1999): 1. mensurabilidade e facilidade de medir e monitorar; 2. facilidade e baixo custo de obtenção; 3. facilidade de compreensão; 4. integração com vários atributos do sistema; 5. sensibilidade às mudanças e tendências; 6. confiabilidade; e 7. promoção da participação da população local.

Ferreira *et al.* (2012) apresentam um sistema denominado “Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas (ISA)”. Tal sistema é composto por 23 indicadores que abrangem os balanços econômico e social, gerenciamento do estabelecimento, qualidade do solo e água, manejo dos sistemas de produção e diversificação da paisagem, estado de conservação da vegetação nativa (Tabela 3).

O ISA, aplicado em aproximadamente 500 estabelecimentos rurais em diferentes regiões do estado de Minas Gerais, foi estruturado a partir de um conjunto de sete subíndices, envolvendo as dimensões econômica, social e ambiental: balanço econômico e social, gestão do empreendimento rural, capacidade produtiva do solo, qualidade da água, manejo dos sistemas de produção e ecologia da paisagem agrícola (Tabela 3).

É importante salientar que indicadores não são soluções para todos os problemas relacionados à sustentabilidade. Eles cumprem com sua função de indicar caminhos para avaliação, discussão e percepção da sustentabilidade (Fernandes, 2004) para que assim os atores do processo tenham melhores ferramentas e possam produzir respeitando os agroecossistemas.

Tabela 3 – Descrição dos sete subíndices e dos 23 indicadores

SUBÍNDICES	INDICADORES
Balanço econômico	01 – Produtividade e preço de venda apurados
	02 – Perfil e diversificação da renda
	03 – Evolução patrimonial
	04 – Grau de endividamento
Balanço social	05 – Serviços básicos disponíveis
	06 – Segurança alimentar no entorno das resistências
	07 – Escolaridade/cursos direcionados às atividades agrossilvopastoris
	08 – Qualidade da ocupação e do emprego gerado
Gestão do estabelecimento rural	09 – Gestão do empreendimento
	10 – Gestão da informação
	11 – Gerenciamento de resíduos e efluentes
	12 – Segurança do trabalho e gestão do uso de agrotóxicos e produtos veterinários
Capacidade produtiva do solo	13 – Fertilidade do solo
Qualidade da água	14 – Qualidade da água superficial
	15 – Qualidade da água subterrânea
	16 – Risco de contaminação da água por agrotóxicos
Manejo dos sistemas de produção	17 – Áreas com solo em estágio degradado
	18 – Grau de adoção de práticas conservacionistas
	19 – Estado de conservação de estradas internas e externas
Ecologia da paisagem agrícola	20 – Vegetação nativa – fitofisionomias e estado de conservação
	21 – Áreas de preservação permanente (APPs)
	22 – Reserva legal (RL)
	23 – Diversificação da paisagem agrícola

Fonte: adaptada de Ferreira *et al.* (2012).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As técnicas aqui descritas são apenas algumas das muitas que visam produzir alimentos em quantidade e qualidade, que sejam seguros ao consumidor, proporcionem retorno econômico ao produtor e possibilitem a preservação do ambiente. Para tanto, salienta-se a

necessidade de uma visão sistêmica do processo produtivo, com aplicação de práticas sustentáveis de manejo na agropecuária mundial e brasileira. A ciência evolui desenvolvendo técnicas para tornar sustentáveis os sistemas produtivos e, desse modo, pode-se produzir em quantidade, com qualidade e preservando o meio ambiente.

Por fim, torna-se evidente que o investimento na proteção ecológica deve ser aumentado, os recursos ambientais devem ser otimizados e poupados, e o conceito de desenvolvimento sustentável deve ser reforçado na cadeia agrícola produtiva, mundial e também brasileira, para se alcançar uma correspondência entre desenvolvimento ecológico, econômico e social.

8 AGRADECIMENTOS

O estudo que deu origem a este capítulo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Processos-406221/2016-2 e 312652/2023-2)..

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, J. P. de. Da ideologia do progresso à ideia de desenvolvimento (rural) sustentável. *In*: ALMEIDA, J.; NAVARRO, Z. (Orgs.). **Reconstruindo a Agricultura**. Porto Alegre: Editora da Universidade, 1997. p. 33-55

ALMEIDA, F. A. C. *et al.* Bioatividade de extratos vegetais no controle do *Zabrotes subfasciatus* isolado e inoculado em uma massa de feijão *Phaseolus*. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v.13, n. Especial, p.375-384, 2011.

ALVES, R.N.B. **Características da Agricultura Indígena e sua Influência na Produção Familiar da Amazônia**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 20 p.

ALVES, C. *et al.* Winter species promote phytoremediation of soil contaminated with protox-inhibiting herbicides. **Planta Daninha**, v. 37, e. 019184783, 2019.

ALTIERI, M. **Agroecologia. Bases Científicas para uma Agricultura Sustentável**. Guaíba: Agropecuária, 2002.

AQUINO, A.M.; ASSIS, R.L. (ed.). **Processos biológicos do sistema solo-planta**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 368p.

ARL, V. **Introdução à Agroecologia**. Universidade do Contestado - UnC. Santa Catarina: UnC, 2006. 136p.

ASEMU, A.M. *et al.* Effects of grain drying methods on postharvest insect infestation and physicochemical characteristics of maize grain. **Journal of Food Process Engineering**, v. 43, n. 7, e13423, 2020.

BARROSO, J.P.P. *et al.* Caracterização física e química da polpa e do caroço da uvaia. *In*: JORNADA CIENTÍFICA e TECNOLÓGICA DO IFSULDEMINAS, 9 e SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 6., 2017. **Anais...** Pouso Alegre, MG: IFSULDEMINAS, 2017.

BARROSO, G. M. *et al.* Phytoremediation: A green and low-cost technology to remediate herbicides in the environment. **Chemosphere**, v. 334, p. 138943, 2023.

BARROS, F.A.P. Efficacy of encapsulated and non-encapsulated thyme essential oil (*Thymus vulgaris* L.) in the control of *Sitophilus zeamais* and its effects on the quality of corn grains throughout storage. **Crop Protection**, v. 153, p. 105885, 2022.

BELLEN, H. M. van. **Indicadores de Sustentabilidade. Uma Análise Comparativa**. Rio de Janeiro: FGV, 2005.

BELO, A. F. *et al.* Potencial de espécies vegetais na remediação de solo contaminado com sulfentrazone. **Planta Daninha**, v. 29, n.4, p. 821-828, 2011.

BERBARA, R.L.L.; SOUZA, F.A.; FONSECA, H.M.A.C. Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição. *In*: FERNADES, M.S. **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: SBCS, 2006

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional 2022** – Ano base 2021: Relatório Final. Rio de Janeiro: EPE, 2022.

BUSTAMANTE, M.M.C. *et al.* Effects of land use changes on soil biodiversity conservation. *In*: SØNDERGAARD, N. *et al.* Sustainability challenges of brazilian agriculture. **Environment & Policy**, v. 64, p.125-143, 2023.

CANUTO, G.A.B. *et al.* Caracterização físico-química de polpas de frutos da Amazônia e sua correlação com a atividade anti-radical livre. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.32, n.4, p.1196-1205, 2010.

CANTILLANO, R.F.F; ALMEIDA, B.G; WATANABE, H. Logística, pós-colheita e segurança do alimento. *In*: XX Congresso Brasileiro de Fruticultura, 20., 2008. **Anais...** Vitória, ES: INCAPER, Sociedade Brasileira de Fruticultura, 2008. CD-ROM.

CAPRA, F. **A Teia da Vida**: uma nova compreensão dos sistemas vivos. São Paulo: Cultrix, 1996.

CASA, R.T. *et al.* Fungos associados à semente de milho produzidas nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. **Fitopatologia Brasileira**, v.23, n.3, p.370-373, 1998.

Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992: Rio de Janeiro). Agenda 21. Disponível em: <https://www.un.org/en/conferences/environment/rio1992>. Acesso em: 11/10/2023.

COBLE, H.D.; MORTENSEN, D.A. The threshold concept and its application to weed science. **Weed Technology**, v.6, n.1, p.191-195, 1992.

COITINHO, R. L. B. C. *et al.* Toxicidade por fumigação, contato e ingestão de óleos essenciais para *Sitophilus zeamais* Motschulsky, 1885 (Coleoptera: curculionidae). **Ciência e agrotecnologia**, v. 35, n. 1, p. 172-178, 2011.

CONCENCO, G. *et al.* Phytosociology in agricultural areas submitted to distinct wintercropping management. **Planta Daninha**, v.30, n.2, p. 297-304, 2012.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro - Região Sul**. Brasília: MMA, 2011. 934 p.

CORDEIRO, B.S.; MATTIETTO, R.A.; LOPES, A.S. Caracterização físico-química da manga comum e manga bacuri oriundas do estado do Pará. *In*: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DE ALIMENTOS (SLACA), 8., 2009. **Anais...**Campinas, SP: 2009.

CORRÊA, I.V. **Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas em transição agroecológica na região Sul do Rio Grande do Sul**. 2007. 75 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2007.

CONSTANZA, R.; **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Columbia Press, 1991.

DAROLT, M.R: As principais correntes do movimento orgânico e suas particularidades. *In* :

DAROLT, M.R. Agricultura Orgânica: Inventando o futuro. Londrina IAPAR, 2002.

DEPONTI, C.M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J.L.B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, n.4, p.44-52, 2002.

DEVLIN, D.L. Using reduced rates of postemergence herbicides in soybeans (*Glycine max*). **Weed Technology**, v.5, n.4, p.834-840, 1991.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. **5º reunião** técnica estadual sobre plantas bioativas. 18 a 19 de novembro de 2010. Nova Petrópolis/RS. Disponível em: <https://www.agricultura.rs.gov.br/nova-petropolis-sedia-5-reuniao-tecnica-sobre-plantas-bioativas>. Acesso em: 10/10/2023.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **Better information sharing could reduce post-harvest food losses** – New database launched. FAO. Disponível em: <https://www.fao.org/home/en/> Acesso em: 10/10/2023.

FAO. **Sustainable agricultural production: implications for international agricultural research**. FAO Res. and Tech. Paper 4, 1989. 131 p.

FARONI, L. R. A. *et al*. Utilização de produtos naturais no controle de *Acanthoscelides obtectus* em feijão armazenado. **Revista Brasileira de Armazenamento**, v.20, n.1-2, p.44-48, 1995.

FERNANDES, F.T.; OLIVEIRA, E. **Principais doenças na cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. 80p. (Circular técnica 26). 1997.

FERNANDES, L. A. de O. **The meaning of sustainability: searching for agrienvironmental indicators**. 2004. Thesis (Doctoral). Manchester: University of Manchester, Institute for Development Policy and Management, 2004.

FERRAÇO, M. *et al*. Phytoremediation of contaminated soil with sulfentrazone by different density of *Crotalaria juncea*. **Planta Daninha**, v. 37, e019185323 2019.

FERREIRA, A. B. H. (Coord.). **Novo dicionário da língua portuguesa**. 2ª Ed., Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1986. 1838p.

FERREIRA, J.M.L. *et al.* Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas. **Informe Agropecuário**, v.33, n.271, p.12-25, 2012.

FONTANA, A. *et al.* Resistance of soil organic matter in “humic a horizons” of the mountainous Region in the State of Rio de Janeiro. **Floresta e Ambiente**, v.27, n.1, e20190091, 2020.

FORTE, C.T. *et al.* Soil management systems and their effect on the weed seed bank. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.53, n.4, p.435-442, 2018a.

FORTE, C.T. *et al.* Coberturas vegetais do solo e manejo de cultivo e suas contribuições para as culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.13, n.1, e5501, 2018b.

FUSSY, A.; PAPENBROCK, J. An overview of soil and soilless cultivation techniques-chances, challenges and the neglected question of sustainability. **Plants**, v.11, p.1-32, 2022.

GALON, L. *et al.* Potential of plant species for bioremediation of soils applied with imidazolinone herbicides. **Planta Daninha**, v. 32, n. 4, p. 719-726, 2014.

GALON, L. *et al.* Interference and economic threshold level for control of beggartick on bean cultivars. **Planta Daninha**, v. 34, n. 3, p. 411-422, 2016.

GALON, L. *et al.* Weed management in beans using subdoses of fluazifop-p-butyl + fomesafen. **Planta Daninha**, v.36, e018174070, 2018.

GALON, L. *et al.* Interação competitiva e nível de dano econômico de azevém daninho em híbridos de canola. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.22, n.3, p. 2023.

GANDHI, K. *et al.* Exposure risk and environmental impacts of glyphosate: highlights on the toxicity of herbicide co-formulants. **Environmental Challenges**, v.4, p.1-14, 2021.

GERKE, J. The central role of soil organic matter in soil fertility and carbon storage. **Soil Systems**, v.6, n.33, 2022.

GIACOBBO, C.L.; GOMES, F.R.C. Considerações sobre a produção integrada de frutas. In: **Sistema de Produção Agropecuária**. Ed. MARTIN, T.N. *et al.* Dois Vizinhos: UTFPR. p. 129-148. 2009.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia - Processos Ecológicos em Agricultura Sustentável**. Terceira Edição. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

GLOBALG.A.P. **History**. Disponível em: https://www.globalgap.org/uk_en/who-we-are/about-us/history/. Acessado em: 09/09/2023.

GOLDONI, J. **Caracterização físico-química, atividade antimicrobiana de frutos e germinação de sete capoteira [*Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O. Berg]**. 79 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim-RS, 2017.

GOLDONI, J. *et al.* Physicochemical characterization of fruits of *Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O. Berg (Myrtaceae). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.41, n.1, e45923, p.1-8, 2019.

HAMEED, A. *et al.* Toxicological effects of neem (*Azadirachta indica*), Kanair (*Nerium oleander*) and spinosad (Tracer 240 SC) on the red flour beetle (*Tribolium castaneum*) (Herbst.). **African Journal of Agricultural Research**, v. 7, n.4, p. 555-560, 2012.

HAWKINS, J.P.; ORESNIK, I.J. The Rhizobium-legume symbiosis: co-opting successful stress management. **Frontiers in Plant Science**, v.12, p.1-11, 2022.

HUANG, Y.; TENG, Y.; YANG, S. Evaluation of the sustainable development of Macau, based on the bp neural network. **Sustainability**, v.15, n.879, p.1-22, 2023.

IWATA, B. F. *et al.* Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p. 730-738, 2012.

KARAM, D. *et al.*, **A ciência das plantas daninhas na sustentabilidade dos sistemas agrícolas**. Sete Lagoas: SBCPD, Embrapa Milho e Sorgo, 2008. 381p.

KAVHIZA, N.J. *et al.* Improving crop productivity and ensuring food security through the adoption of genetically modified crops in Sub-Saharan Africa. **Agronomy**, v.12, p.1-12, 2022.
KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: CERES Ltda., 1985.

KLEIN, E.S.; GOLDONI, J.; GIACOBBO, C.L. Determinação do teor de vitamina C em frutas Myrtaceae não convencionais. *In*: ENCONTRO SOBRE PEQUENAS FRUTAS E FRUTAS NATIVAS DO MERCOSUL, 8., 2018, Pelotas-RS. **Anais....** Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018.

KOZIOSKI, G. V., CIOCCA, M. de L. S. Energia e sustentabilidade em agroecossistemas. **Ciência Rural**, v.30, n.4, p.737-745, 2000.

LAROCA, J.V.S. *et al.* Soil quality and soybean productivity in crop-livestock integrated system in no-tillage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.53, n.11, p.1248-1258, 2018.

LORINI, I. *et al.* Manejo integrado de pragas de grãos e sementes armazenadas. Brasília, DF : Embrapa, 2015.

MACHADO, L.A.Z.; VALLE, C.B. Desempenho agrônômico de genótipos de capim-braquiária em sucessão à soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.11, p. 1454-1462, 2011.

MALAFAIA, G. C. **As convenções sociais de qualidade como suporte à configuração de sistemas agroalimentares locais competitivos: um estudo cross country na pecuária de corte.** 2007. 171 p. Tese (Doutorado em Agronegócios), Programa de Pós-Graduação em Agronegócios. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MALHEIROS, T.F.; COUTINHO, S.M.V.; PHILIPPI, JÚNIOR, A. P. Desafios do uso de indicadores na avaliação da sustentabilidade. *In: JÚNIOR, A.P.; MALHEIROS, T.F. (Editores). Indicadores de Sustentabilidade e Gestão Ambiental.* São Paulo: Manole, 2013.

MALHI, G.S.; KAUR, M.; KAUSHIK, P. Impact of climate change on agriculture and its mitigation strategies: a review. **Sustainability**, v.13, p.1-21, 2021.

MAPA - Ministério da Agricultura e Pecuária. **O que é PI?** Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/producao-integrada/o-que-e-pi>, última atualização em 02/09/2022. Acessado em: 10/09/2023.

MARCHESI, G. Justus von liebig makes the world: soil properties and social change in the nineteenth century. **Environmental Humanities**, v.12, n.1, p. 205-226, 2020.

MARTIN, F. M.; UROZ, S.; BARKER, D. G. Ancestral alliances: plant mutualistic symbioses with fungi and bacteria. **Science**, v.356, n.6340, p.1-11, 2017.

MARTÍNEZ-CASTILLO, R. Sustainable agricultural production systems. **Tecnología en Marcha**, v.29, n.2, p.70-85, 2016.

MARZALL, K. **Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas.** 1999. 208 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas: Estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta par avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 17, n.1, p. 41-59, 2000.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, S. **Sustentabilidad y manejo de recursos naturales, el marco de evaluación MESMIS**. México, D.F.: Multiprensa/GIRA/Instituto de Ecología, UNAM, 1999. 109 p.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. [tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira]. São Paulo: UNESP; Brasília, DF: NEAD, 2010. 568 p.

MAZZONETTO, F.; VENDRAMIM, J. D. Efeito de pós de origem vegetal sobre *Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleoptera: Bruchidae) em feijão armazenado. **Neotropical Entomology**, v. 32, n.1, p. 145-149, 2003.

MIRANDA, J. C. C.; FIALHO J. F.; MIRANDA L. M. Importância da micorriza arbuscular para o cultivo da mandioca na região do cerrado. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Boletim Técnico 119**. Planaltina, DF: EMBRAPA, 2005.

MUNASINGHE, M.; MCNEELY, J. Keys concepts and terminology of sustainable development. In: MUNASINGHE, M.; SHEARER, W. (ed.). **Defining and measuring sustainability: the biogeophysical foundations**. Washington, DC: The United Nations University. The Word Bank, 1995.

NEGRI; T.C.; BERNI; P.R.A.; BRAZACA, S.G.C. Valor nutricional de frutas nativas e exóticas do Brasil. **Biosaúde**, v. 18, n. 2, p.82-96, 2016.

NUNES, A.L.P. *et al.* Farm systems, soil chemical properties, and clay dispersion in watershed areas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.55, e01279, 2020.

ODUM, E. P. Properties of agroecosystems. *In*: LOWRANCE, et. al. (ed.). **Agricultural Ecosystems**. New York: Wiley Interscience, 1984.

ONU – Organização das Nações Unidas. What are the Sustainable Development Goals? Disponível em: <https://www.undp.org/sustainable-development-goals>. Acesso em: 12/11/2024.

OLIVEIRA, A. A. R.; TRINDADE, A. V. **Micorrizas na agricultura**. EMBRAPA Mandioca e Fruticultura. Cruz das Almas: EMBRAPA, 2004. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/15443681.pdf>. Acesso em: 10/10/2023.

PASCALE, A. *et al.* Modulation of the root microbiome by plant molecules: the basis for targeted disease suppression and plant growth promotion. **Frontiers in Plant Science**. v.10, p.1-23, 2020.

PESSANHA, F. F. ***Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae): caracterização e avaliação dos compostos fenólicos, da vitamina C e da atividade antioxidante dos frutos da pitangueira**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 2010.

PEREIRA R.J. *et al.* Potencial antioxidante de frutos de duas espécies de jambolão: *Syzygium cumini* (L.) Skeels e *Syzygium paniculatum* Gaertn. **Revista de Alimentação Humana**, v. 18, n. 3, p. 63-70, 2012.

PFORDT, A. *et al.* Impact of environmental conditions and agronomic practices on the prevalence of fusarium species associated with ear- and stalk rot in maize. **Pathogens**, v.9, n.3, p.1-17, 2020.

PINHEIRO, F.A.; PINHEIRO, A.V de B. e S. Processos de certificação para exportação de frutas frescas brasileiras. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 29., 2009. A Engenharia de Produção e o Desenvolvimento Sustentável: Integrando Tecnologia e Gestão. **Anais...** Salvador, p.1-9, 2009.

PINTO, J.J.O. *et al.* Milho (*Zea mays*) como espécie bioindicadora da atividade residual de (imazethapyr+imazapic). **Planta Daninha**, v.27, n.spe, p. 1005-1014, 2009.

PINTO, N.G.M. *et al.* Environmental degradation and agriculture: an approach in countries by middle of indexes. **Ciência Rural**, v.52, n.6, e20201067, 2022.

PIRES, F. R. *et al.* Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: NOBEL, 1986.

PORTOCARRERO, M. A.; KOSOSKI, A. R. Alimentos seguros – uma política de governo. **Produção integrada no Brasil: agropecuária sustentável alimentos seguros**: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretária de Desenvolvimento Agropecuário e Cooperativismo. Brasília: Mapa/ACS, 2009. 1008 p. + 1 CD-ROM.

PROCÓPIO, S.O. *et al.* Fitorremediação de solo contaminado com picloram por capim-pé-de-galinha-gigante (*Eleusine coracana*). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.2517-2524, 2008a.

PROCÓPIO, S.O. *et al.* Fitorremediação de solo contaminado com picloram por capim-pé-degalinha- gigante (*Eleusine coracana*). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.32, n.6, p2517-2524, 2008b.

QUEIROGA, M. de F. C. *et al.* Aplicação de óleo no controle de *Zabrotes subfasciatus* e na germinação de *Phaseolus vulgaris*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p.777-783, 2012.

RADÜNZ, A. L. *et al.* Insecticidal and repellent activity of native and exotic lemongrass on Maize weevil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e252990, 2024.

RAJEENA, F. P. P. *et al.* Detecting plant disease in corn leaf using efficientnet architecture-an analytical approach. **Electronics**, v.12, n.8, p.1-18, 2023.

RIZZARDI, M.A.; FLECK, N.G. Dose econômica ótima de acifluorfen + bentazon para controle de picão-preto e guanxuma em soja. **Planta Daninha**, v.22, n.1, p.117-125, 2004.

RODRIGUES, R.A.R.; PUGAS, J. O Sistema Plantio Direto (SPD) e a conservação do solo. **Perspectives on Soy Sustainability**, Matopiba, p. 75-154, 2017.

ROMEIRO, A. R. **Meio ambiente e dinâmica de inovações na dinâmica de inovações na agricultura**. São Paulo: Annablume-FAPESP, 1998, 277 p.

SALTON, J. C. *et al.* Integrated crop-livestock system in Dourados-Brazil – a sustainable production system. *In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS, 2., 2012. Proceedings...* New Zealand: Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, 2012. CD-ROM.

SANTOS, A.F.do. Et.al. Alterações fisiológicas durante a maturação de pitnga (*Eugenia uniflora* L.) dos tipos vermelho e roxo. *In: ANNUAL MEETING OF THE INTERAMERICAN SOCIETY FOR TROPICAL HORTICULTURE, 48th.*, 2002. **Proceedings...** Tegucigalpa, Honduras, 2002.

SANTOS, J.B. *et al.* Fitorremediação de solo contaminado com trifloxysulfuron-sodium por diferentes densidades populacionais de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* (L). DC.). **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n.3, p. 444-449, 2006.

SANTOS, M.S. *et al.* Caracterização química e avaliação do potencial antioxidante do doce em massa de gabirola (*Campomanesia xanthocarpa* Berg). **Acta Scientiarum**, v.35, n.1, p.73-82, 2015.

SCIENCE - Laboratory & Certification. **O que é Eurepgap**. Disponível em: <https://www.belgelendirme.com/pt/eurepgap/eurepgap-nedir>). Acessado em: 09/09/2023. 2023.

SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotecnologia do solo: Fundamentos e Perspectivas**. Lavras: Esalq/Faepe, 1988.

SILVA, F. S. B. **Fase assimiótica, infectividade e efetividade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em substratos com adubos orgânicos**. 2006. 297 f. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

SILVA, A.A. *et al.* Sistema de plantio direto na palhada e seu impacto na agricultura brasileira. **Revista Ceres**, v.56, n.4, p.496-506, 2009.

SILVA, C. T. *et al.* Remedial capacity of diclosulam by cover plants in diferente edaphoclimatic conditions. **International Journal of Phytoremediation**, v.23, n.6, p.609-618, 2021.

SILVA, A.M.L. **Banco de sementes e fitossociologia de plantas daninhas em função de sistemas de cultivos de culturas de inverno e de verão**. 2022. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim, 2022.

SILVA, J. *et al.* Strategies and prospects in the recovery of contaminated soils by phytoremediation: an updated overview. **Communications in Plant Sciences**, v. 13, p. 1-12, 2023.

SOUTO, K. M. *et al.* Fitoestimulação de solo de várzea contaminado com herbicidas imidazolinonas. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 7, p. 774-780, 2020.

SOUZA, A.M. *et al.* Ecotoxicological effects of commercial herbicides on the reproductive system of aquatic arthropod *Limnocoris submontandoni* (Hemiptera: Naucoridae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e 247487, 2024.

SOUZA, G. *et al.* Caracterização físico-química de frutos nativos da região Sul do Brasil. **Evidência - Ciência e Biotecnologia**, v.18, n.1, p.81-94, 2018.

STOENOIU, C.E. Sustainable development - A path to a better future. **Sustainability**, v.14, n.15, p.1-13, 2022.

STOKES, A. *et al.* Services provided by multifunctional agroecosystems: Questions, obstacles and solutions. **Ecological Engineering**, v.191, p.1-18, 2023.

STRINGER, L.C. *et al.* Adaptation and development pathways for different types of farmers, **Environmental Science & Policy**, v.104, p. 174-189, 2020.

ŠŪMANE, I. *et al.* Local and farmers' knowledge matters! How integrating informal and formal knowledge enhances sustainable and resilient agriculture, **Journal of Rural Studies**, v.59, p. 232-241, 2018.

TAVARES, L.C. *et al.* Criteria for decision making and economic threshold level for wild radish in wheat crop. **Planta Daninha**, v.37, e019178898, 2019.

TEÓFILO, T. M. S. *et al.* Phytoextraction of diuron, hexazinone, and sulfometuron-methyl from the soil by green manure species. **Chemosphere**, v. 256, e. 127059, 2020.

VANNIER, N.; AGLER, M.; HACQUARD, S. Microbiota-mediated disease resistance in plants. **PLOS Pathogens**, v.15, e1007740, 2019.

VITTI, M. R. *et al.* População de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em pomar de pessegueiro conduzido numa perspectiva de transição para o sistema agroecológico. 2005. **In: XIV CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 14 e VII ENCONTRO DE PÓS-GRADUAÇÃO.**, 2005, Pelotas. **Anais...** Pelotas: UFPel, 2005. CD-ROM.

ZHANG, H. *et al.* Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. **Chemical Engineering Journal**, v. 398, e.125657, 2020.

WCED. Our Common Future. World Commission on Environment and Development. Oxford University Press, Oxford, 1987.

WCED. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, 2024. Disponível em: <https://sdgs.un.org/partnerships>. Acesso em: 12/11/2024.

BIO-HERBICIDAS PRODUZIDOS POR FUNGOS NO CONCEITO DE ECONOMIA CIRCULAR

*Francisco Wilson Reichert Júnior
Alessandro Ulrich
Aline Frumi Camargo
Simone Kubeneck
Cauê Betiato Bieniek
Helen Treichel
Altemir José Mossi*

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas advindas do uso de forma inconsistente dos recursos naturais fizeram necessária a aplicação de abordagens sustentáveis que visem sua utilização de maneira consciente. O uso da terra é considerado um dos processos responsáveis pela mudança ambiental global, logo a compreensão para o seu uso de forma devida é de extrema importância em processos sustentáveis (Meyfroidt *et al.*, 2018). Ao longo das últimas três décadas vem sendo alertado à população mundial, e aos seus respectivos governos, sobre a crise ao meio ambiente proveniente do crescimento populacional e que tem como consequência o aumento da demanda por recursos naturais levando a sua escassez (Duque-Acevedo *et al.*, 2020; UN, 1987).

A produção agrícola é de extrema importância para a sobrevivência humana e o desenvolvimento econômico dos países, além disso, é uma das atividades que mais fazem uso dos recursos naturais, já que depende do uso da terra e de recursos hídricos em seu processo produtivo. Com o aumento da população humana, é inevitável um processo produtivo em elevada escala, o que acaba criando uma pressão sobre o meio

ambiente e influenciando na saúde da população e na sustentabilidade dos ecossistemas (Duque-Acevedo *et al.*, 2020; FAO, 2017).

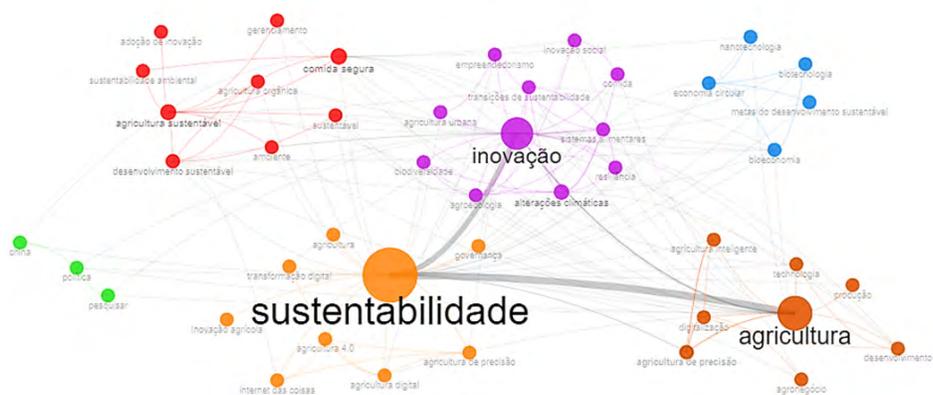
O setor agrícola é responsável por aproximadamente 35% das emissões dos gases do efeito estufa proveniente do desmatamento, do uso de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos em excesso, o que resulta em processos de degradação da terra, interrupção de ciclos de nutrientes, perda da biodiversidade, além do uso de quase 70% da água doce do mundo para a irrigação (Boschiero *et al.*, 2023; Crippa *et al.*, 2021; Foley *et al.*, 2011; Postel; Daily; Ehrlich, 1996; Poore; Nemecek, 2018). Diante desse cenário, e com a inserção dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, que fazem parte do plano de ação para cumprir o proposto pela Agenda 2030, especificamente o Objetivo 2, o qual trata de fome zero e agricultura sustentável, o uso de sistemas de agrícolas mais sustentáveis se faz necessário (Boschiero *et al.*, 2023; Nações Unidas, 2015).

Ao tratar-se de sustentabilidade na agricultura, deve ser levada em consideração a abordagem de princípios que visam à melhoria da produção e do processamento dos alimentos, sem que se comprometa o meio ambiente e sua capacidade de atender as necessidades da presente e das futuras gerações. Logo, para que isso aconteça, o uso dos recursos naturais deve ser feito de forma eficiente reduzindo o impacto do uso de insumos (Çakmakçi; Salik; Çakmakçi, 2023). Ainda, conforme a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), para um sistema de produção alimentar ser considerado sustentável, deve seguir os cinco princípios-chave básicos: i) ser tecnicamente apropriado; ii) ser produtivo; iii) ser economicamente viável e eficiente; iv) ser socialmente justo e aceitável; v) ser ambientalmente correto.

Nesse contexto, e por meio de uma análise bibliométrica, levando em consideração as publicações realizadas nos últimos seis anos (2018-2023) nas bases de dados *SCOPUS* e *Web of Science* utilizando os termos “sustainability” AND “agriculture” AND “innovation” em títulos, resumos e palavras chaves, obteve-se um total de 1.133 publicações na área; os termos mais utilizados nos documentos como palavras-chave, pelos seus respectivos autores, são demonstrados na Figura 1 (Aria; Cucurrilo, 2017).

Diante disso, e com base na necessidade de tornar o processo de cultivo agrícola mais sustentável, alternativas que visem à produção de insumos menos poluentes são desejáveis. Alguns dos insumos sintéticos utilizados nos sistemas de cultivo como fertilizantes, herbicidas e fungicidas podem conter poluentes orgânicos persistentes, ou seja, difíceis de degradar, e acabam sendo encontrados no meio ambiente por anos, mesmo após o fim de seu uso (Parizad; Bera, 2023; Yadav *et al.*, 2015). Dentre os insumos que apresentam esse comportamento estão os agrotóxicos organoclorados, de uso regular, como, por exemplo, diclorodifeniltricloroetano (DDT), hexaclorociclohexano (HCH), endosulfan, aldrin, clordano, dieldrin, heptacloro, mirex, hexaclorobenzeno (HCB), toxafeno, entre outros que, por serem estáveis, tendem a se acumular e assim elevar suas concentrações em relação à concentração inicial, podendo prejudicar organismos benéficos às plantas, além de serem totalmente estáveis em água (Parizad; Bera, 2023; Yadav *et al.*, 2015).

Figura 1 – Coocorrência de palavras-chave dos autores em publicações encontradas pelas bases de dados *SCOPUS* e *Web of Science* sobre sustentabilidade, agricultura e inovação entre os anos de 2018 e 2023, obtidas por meio do *bibliometrix*

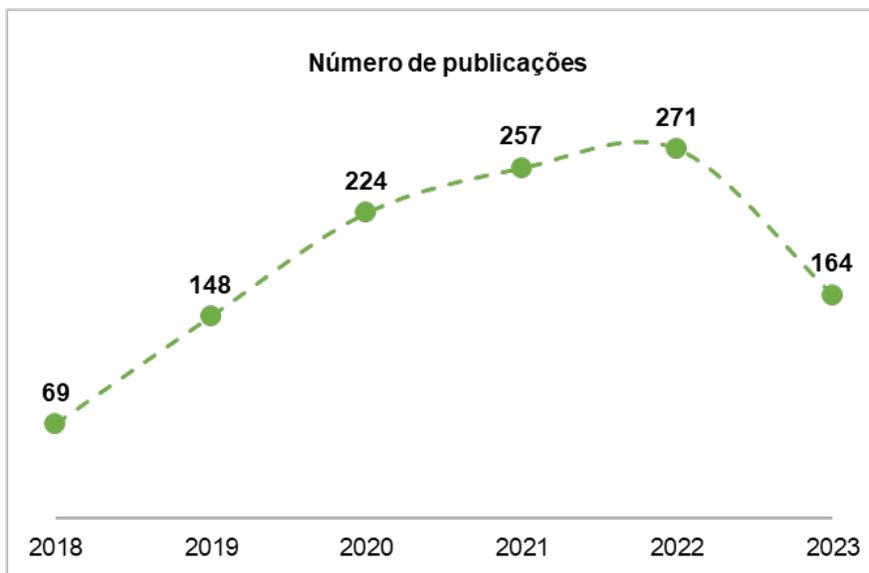


Fonte: Aria e Cucurriolo (2017).

Como visto na Figura 1, muitas das palavras-chave descritas nas publicações dos últimos anos estão ligadas a agroecologia, inovação, economia circular, pesquisa, desenvolvimento e biotecnologia, o que mostra tendências que envolvem novas tecnologias a serem aplicadas na agricultura. Ainda, os estudos que visam inserir a sustentabilidade no setor agrícola tiveram um maior número de publicações nos últimos anos, conforme a Figura 2, demonstrando a busca por novas maneiras de tornar a produção de alimentos vindos da terra mais sustentável.

Como parte da abordagem de uma agricultura sustentável, o uso desses insumos de maneira eficiente possibilita seu menor impacto no meio ambiente. Logo, estudos trazendo técnicas para que isto seja possível já estão sendo encontrados na literatura. Os biocompostos obtidos a partir de processos envolvendo diferentes meios de cultura e microrganismos podem ter diversas aplicações, como seu potencial bioherbicida.

Figura 2 – Quantidade de publicações envolvendo os termos sustentabilidade, agricultura e inovação entre os anos de 2018 e agosto de 2023 nas bases de dados SCOPUS e Web of Science



Fonte: Aria e Cucurillo (2017).

As plantas daninhas são consideradas uma das restrições mais prejudiciais à produção agrícola convencional por competirem com a cultura por recursos, abrigar pragas, afetar o manejo de água para as plantas, bem como reduzir o rendimento e a qualidade da cultura de interesse (Gharde *et al.*, 2018). Em comparação com outros fatores bióticos que podem vir a afetar o plantio, as plantas daninhas são as responsáveis pela maior perda potencial, chegando a aproximadamente 40% em culturas como a soja, milho e arroz, além da possibilidade de estas plantas invadirem unidades de conservação, o que impactaria o ecossistema (Oerke, 2006).

Para controlar e mitigar os efeitos causados pela presença das plantas daninhas em culturas, agricultores contam com herbicidas sintéticos que se aplicados de forma inadequada podem trazer inúmeras consequências ao meio ambiente e ao desenvolvimento das plantas (Kostina-Bednarz; Plonka; Barchanska, 2023). A aplicação de herbicidas com técnicas inadequadas, bem como no estágio errado de desenvolvimento das plantas ou em condições climáticas inadequadas, gera acúmulo de compostos ativos no solo e de plantas não desejadas e resistentes ao composto químico em questão (Glab *et al.*, 2017; Kostina-Bednarz; Plonka; Barchansk, 2023; Kruidhof; Bastianos; Kropff, 2008; Walker *et al.*, 2013).

Portanto, com o intuito de reduzir o uso dos herbicidas sintéticos, combinações que envolvam o uso de bio-herbicidas produzidos por meio de processos fermentativos a partir de microrganismos com herbicidas comerciais, bem como bio-herbicidas com diferentes composições de meio de cultura, são uma alternativa promissora (Camargo *et al.*, 2019, 2020; Reichert Júnior *et al.*, 2019; Stefanski *et al.*, 2020; Ulrich *et al.*, 2023). O uso de compostos advindos de processos envolvendo o uso de microrganismos na agricultura pode reduzir o desenvolvimento de plantas daninhas, atuando como biocontrole e consequentemente protegendo o meio ambiente, já que são de rápida degradação e assim acabam fornecendo uma abordagem mais sustentável para a agricultura (Boyette; Hoagland, 2014; Cordeau *et al.*, 2016; Radhakrishnan; Alqaeawi; Abd Allah, 2018; Stefanski *et al.*, 2020).

Sendo assim, este capítulo traz um compilado de estudos na área de bio-herbicidas, e tem como objetivo traçar uma linha do tempo dos estudos realizados nesta relevante área pelo grupo de Agroecologia e de Microbiologia e Bioprocessos, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul.

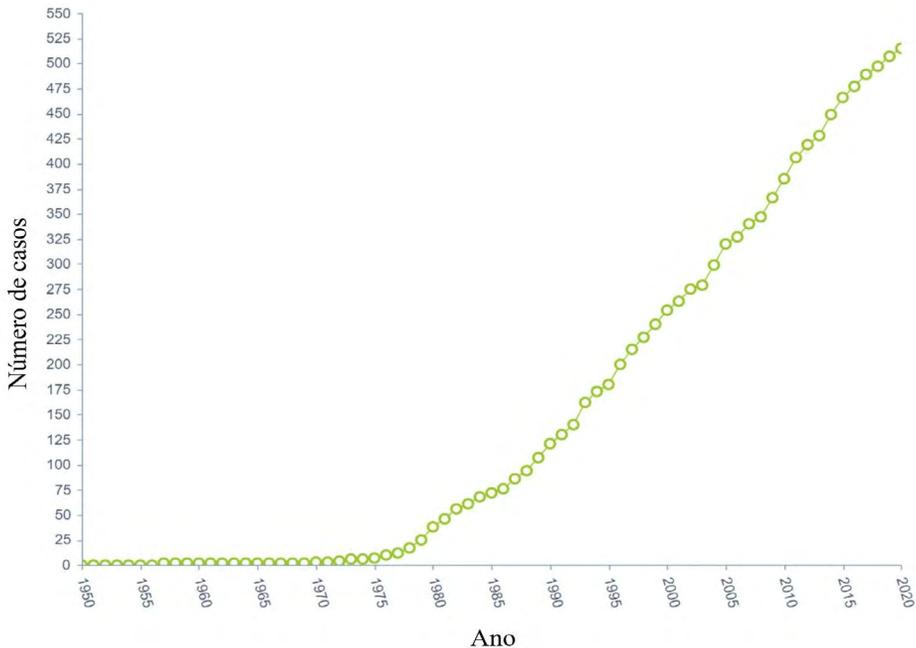
2 CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS E SELETIVIDADE A CULTURAS PELA APLICAÇÃO DE ISOLADOS FÚNGICOS

2.1 RESISTÊNCIA A HERBICIDAS E CONTROLE BIOLÓGICO DE PLANTAS DANINHAS

Um dos maiores desafios da agricultura é o controle de plantas daninhas. Com o advento do controle químico, o manejo dessas plantas foi facilitado, o que gerou um problema: a resistência das plantas daninhas aos herbicidas utilizados. A resistência aos herbicidas é um resultado normal e previsível da seleção natural. Mutações raras que conferem resistência a herbicidas podem existir em determinadas populações de plantas daninhas antes do uso de herbicidas. Entretanto, o número de populações resistentes é altamente favorecido com o uso repetido desses produtos, chegando ao ponto em que não há um controle eficiente dessas plantas, causando prejuízos às culturas agrícolas (Heap, 2023).

Em 2023 já existem mais de 520 casos de resistência de diferentes espécies de plantas aos herbicidas no mundo. Esse número vem crescendo rapidamente após o início do uso mais extensivo de herbicidas na década de 1960 (Figura 3) (Heap, 2023).

Figura 3 – Número de casos de resistência de plantas daninhas a herbicidas



Fonte: Heap (2023).

Nesse sentido, o manejo integrado de plantas daninhas é fundamental para um controle sustentável dessas plantas. Dentro do manejo integrado de plantas daninhas, uma das alternativas que podem auxiliar é o controle biológico. Dentre os agentes de controle biológico de plantas podemos citar os insetos fitófagos, fungos, bactérias, vírus, peixes, aves, extratos vegetais, extratos fúngicos e substâncias fitotóxicas naturais produzidas por esses organismos (Galon *et al.*, 2016). Dentre os previamente citados, os microrganismos (fungos e bactérias) são os que apresentam os maiores potenciais.

Um produto baseado em fontes naturais para o controle de plantas daninhas é chamado de bio-herbicida. Um agente bio-herbicida ideal não pode apresentar fitotoxicidade à cultura de interesse, sendo seletivo às culturas. Entretanto, encontrar um agente ideal pode ser um desafio, uma vez que os fungos que apresentam fitotoxicidade geralmente são fitopatogênicos, causando danos às plantas daninhas e culturas agrícolas

(Oliveira; Brighenti, 2018). Sendo assim, uma etapa fundamental para o desenvolvimento de um bio-herbicida é o *screening*, que consiste na coleta sistemática e testes de microrganismos para identificação daqueles que apresentam o maior potencial e seletividade.

Nesse sentido, fica clara a necessidade de realizar coleta e *screening* de diferentes isolados fúngicos em diferentes locais visando à obtenção de candidatos promissores para o controle biológico de plantas daninhas infestantes em diferentes cultivos.

2.2 COLETA E ISOLAMENTO DE MICRORGANISMOS

Para a obtenção de microrganismos potenciais, foram realizadas coletas sistemáticas de plantas daninhas que apresentavam sintomas de enfermidades (Figura 4) em diversas lavouras. As plantas foram acondicionadas em sacos plásticos e refrigeradas para transporte até o laboratório, onde foi realizado isolamento dos microrganismos.

Figura 4 – Plantas daninhas coletadas com sintomas de doenças: (A) milhã (*Digitaria ciliares* Willd); (B) picão preto (*Bidens* sp.); (C) leiteiro (*Euphorbia heterophylla*)



Fonte: registro dos autores (2023).

Nesta pesquisa, foram isolados 30 microrganismos que fazem parte do banco ativo de microrganismos dos Laboratórios de Agroecologia e de Microbiologia e Bioprocessos da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Erechim. Após a obtenção das culturas puras, os microrganismos foram submetidos ao processo de fermentação submersa para a obtenção dos extratos para os testes de fitotoxicidade (Reichert Junior, 2017).

2.3 PROCESSO FERMENTATIVO E SCREENING

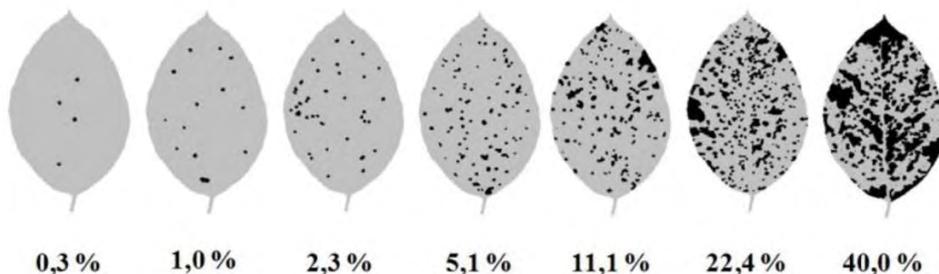
Para a obtenção dos extratos, os microrganismos foram inoculados em meio de cultura líquido e levados a um agitador orbital, onde ficaram sob agitação de 120 rpm e temperatura de 28°C durante 72 horas. Após esse período, os extratos foram filtrados e acondicionados em borrifadores sob refrigeração até o momento da aplicação.

Para a avaliação, os extratos puros foram aplicados em plantas daninhas (*Bidens sp.*, *Euphorbia heterophylla*, *Conyza bonariensis* e *Urochloa plantaginea*) e culturas agrícolas (milho e soja). A aplicação foi realizada quando as plantas daninhas e culturas apresentavam de duas a quatro folhas completamente desenvolvidas. Os extratos que apresentaram os melhores resultados de fitotoxicidade foram selecionados para a próxima etapa. As avaliações foram realizadas 1, 7 e 15 dias após as aplicações. Após os testes iniciais, três microrganismos foram selecionados, apresentando os maiores níveis de danos às plantas daninhas, principalmente ao leiteiro.

Após a seleção de microrganismos, foram realizados testes com a adição de óleo vegetal a base de soja (Aureo®) aos extratos, para melhorar a adesão dos extratos sobre a folha e avaliação de fitotoxicidade. As testemunhas foram compostas de plantas sem a aplicação de nenhum tratamento, e plantas com a aplicação apenas do óleo vegetal para avaliação de fitotoxicidade. As análises foram visuais, e efetuadas 1, 7 e 15 dias após a aplicação dos tratamentos (DAT). As plantas utilizadas para a segunda etapa de avaliação foram as mesmas dos testes anteriores.

Os tratamentos realizados consistiram na aplicação de 1 vez, 2 vezes, 4 vezes e 8 vezes a dose. No tratamento de 1 vez foi realizada apenas uma aplicação até o escorrimento; já no tratamento de 2 vezes, foi realizada uma aplicação até o escorrimento, aguardado 5 minutos e realizada outra aplicação, realizando a mesma metodologia para 4 vezes e 8 vezes. A avaliação da fitotoxicidade foi realizada por meio de uma escala diagramática (Nunes; Alves, 2011), atribuindo-se notas às injúrias (Figura 5).

Figura 5 – Escala diagramática usada para avaliar injúrias nas plantas testes: 0% foi conferida a nota E; 0,3% a 2,3% nota D; de 2,3 a 11,1% nota C; 22,4 a 40,0% nota B e acima de 40,0% nota A



Fonte: Reichert Júnior (2017).

2.4 EFEITO FITOTÓXICO E ATIVIDADE ENZIMÁTICA DOS EXTRATOS

Os três microrganismos selecionados foram identificados como *Fusarium oxysporum*, *Fusarium proliferatum* e *Trichoderma koningiopsis*, por meio de análise molecular. No processo de *screening*, os três microrganismos apresentaram fitotoxicidade à mesma espécie de planta daninha (*Euphorbia henterophylla*).

A ação dos bio-herbicidas assemelha-se aos mecanismos de interação entre plantas e patógenos. No contexto dessa interação, os microrganismos precisam superar as defesas das plantas. É fundamental que haja compatibilidade na relação entre esses dois organismos para que o agente de biocontrole possa efetivar a infecção na planta hospedeira. Os fatores de virulência desempenham um papel crucial no processo de infecção, podendo incluir enzimas que degradam as paredes celulares, facilitando a entrada do microrganismo, além de componentes fitotóxicos, fitotoxinas e metabólitos secundários, que têm potencial para interferir no metabolismo da planta (Cordeau *et al.*, 2016; Ghorbani *et al.*, 2005; Harding; Raizada, 2015; Stergiopoulos *et al.*, 2013).

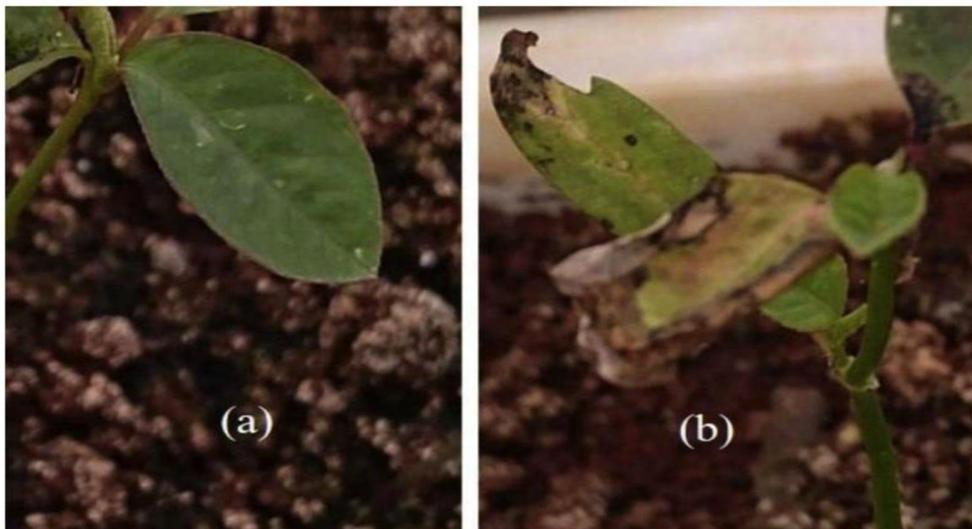
Foram analisadas as atividades enzimáticas dos extratos para as enzimas lipase, celulase, peroxidase e amilase. O microrganismo que apresentou as maiores atividades enzimáticas foi o fungo *Trichoderma koningiopsis*, principalmente para celulase e amilase. Essas enzimas são importantes pois auxiliam na quebra da parede celular e da membrana plasmática, permitindo a entrada dos componentes fitotóxicos dos extratos (Ghorbani *et al.*, 2005).

Os danos observados nas plantas de *Euphorbia henterophylla* foram superiores a 40% no tratamento com 8x a dose do extrato mais o adjuvante (Figura 6). Esses dados foram promissores, mostrando o potencial do controle biológico de *Euphorbia henterophylla* com o uso dos extratos fúngicos, principalmente para o *Trichoderma*.

Fungos do gênero *Trichoderma* já estão bem estabelecidos como biocontrole de doenças e pragas agrícolas (Ghazanfar, 2018). Entretanto, o seu uso como potencial bio-herbicida ainda era escasso até 2018. Nesse sentido, torna-se importante mostrar o potencial bio-herbicida desse microrganismo, podendo ser uma nova alternativa para controle de plantas daninhas.

O potencial bio-herbicida dos fungos do gênero *Trichoderma* mostra como esses microrganismos podem ser uma ferramenta multipropósito na agricultura, sendo uma das alternativas mais viáveis no biocontrole de insetos, doenças e plantas daninhas. Ainda, esse potencial abre possibilidades para diversos estudos futuros, como a otimização da produção dos extratos, efeito da associação dos extratos com herbicidas sintéticos e muitos outros.

Figura 6 – (a) Testemunha de *Euphorbia henterophylla* (sem aplicação) e (b) Planta de *Euphorbia henterophylla* com a aplicação do extrato de *Trichoderma koningiopsis* mais adjuvante



Fonte: Reichert Júnior *et al.* (2019).

3 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIO-HERBICIDA DO FUNGO *Trichoderma koningiopsis*

3.1 POTENCIAL BIO-HERBICIDA DO EXTRATO DE *Trichoderma koningiopsis*

Os bio-herbicidas destacam-se pelo potencial controle de plantas daninhas com menor impacto ambiental, o que os torna importantes alternativas substituintes de agrotóxicos na produção agrícola. Diante disto, torna-se essencial estudar o efeito bio-herbicida do fungo *Trichoderma koningiopsis* sobre as características enzimáticas, morfológicas e fitotóxicas em plantas cultivadas em casa de vegetação, bem como a sua interação com herbicidas sintéticos (Ulrich *et al.*, 2021).

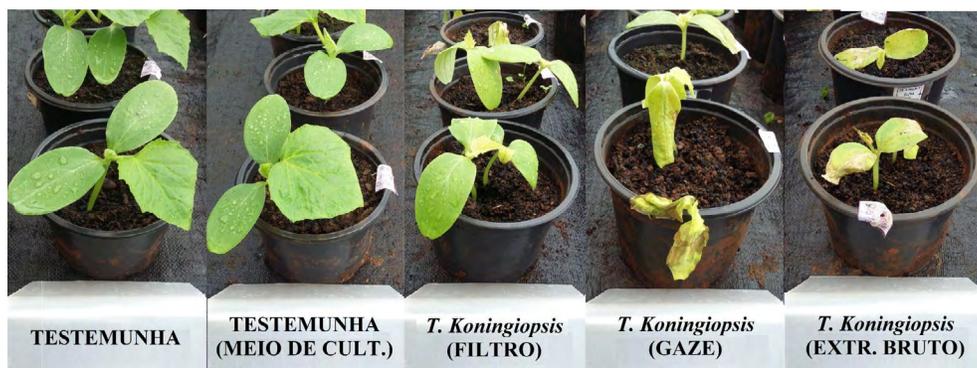
Os fungos do gênero *Trichoderma* são habitantes naturais do solo e encontrados em todos os ecossistemas; colonizam raízes, folhas e têm a capacidade de empregar mais de um mecanismo de ação para exercer o biocontrole de doenças, antagonistas desse gênero (Bettiol; Ghini, 1995; Consolo *et al.*, 2012; Viterbo; Horowitz, 2010). O *T. koningiopsis* utiliza basicamente quatro mecanismos de ação no biocontrole: antibiose, micoparasitismo, competição e indução de resistência – mecanismos de defesa da planta.

Quando o *T. koningiopsis* foi reproduzido em condições otimizadas (Bordin *et al.*, 2018; Camargo *et al.*, 2020; Reichert Junior *et al.*, 2019), foi possível verificar a elevada atividade enzimática na biomassa fúngica, uma vez que a alta atividade de peroxidases presentes no biocomposto atua na estrutura dos polissacarídeos que constituem a parede celular vegetal, causando estresse e danos nas plantas (Morra *et al.*, 2018; Stefanski *et al.*, 2020; Yu; Zhang, 2013).

Em casa de vegetação foram realizados testes na planta bioindicadora do pepino (*Cucumis sativus*) para validação do potencial bio-herbicida do fungo em que a aplicação do biocomposto a base de *T. koningiopsis* ocasionou a mortalidade de até 80% das plantas quando aplicado de maneira isolada e filtrado com gaze hospitalar, permitindo maior concentração de micélios fúngicos, o suficiente para não interferir na tecnologia de aplicação (Ulrich *et al.*, 2021).

Apesar de haver diferentes estudos envolvendo sintomas visuais com a aplicação de biocomposto à base de fungos (Klaic *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2017), são escassos os estudos avaliando o percentual de injúrias causadas nas folhas após a aplicação de um biocomposto à base de *T. koningiopsis*. Na Figura 7, é possível verificar os efeitos ocasionados pelo extrato fúngico quando filtrado com papel filtro, com gaze hospitalar, ou o extrato bruto sem filtração.

Figura 7 – Tratamento com biocomposto de *T. koningiopsis* em plantas de pepino, método de filtragem do biocomposto



Fonte: registro dos autores (2023).

Com a preocupação de gerar um produto tóxico ao meio ambiente, nesta parte inicial do estudo também foi realizado teste de fugacidade com organismos (minhocas) para verificar que o respectivo bioinsumo não apresenta riscos ecotoxicológicos (Xavier, 2013). Para tanto, a recriação dos organismos foi realizada conforme as especificações da ISO 11.268-2 (ISO, 2012) e os ensaios de fuga pela ISO 17.512-1 (ISO, 2008). Neste teste os organismos edáficos não migraram para o solo sem o extrato, ou seja, não houve a rejeição pelo bio-herbicida.

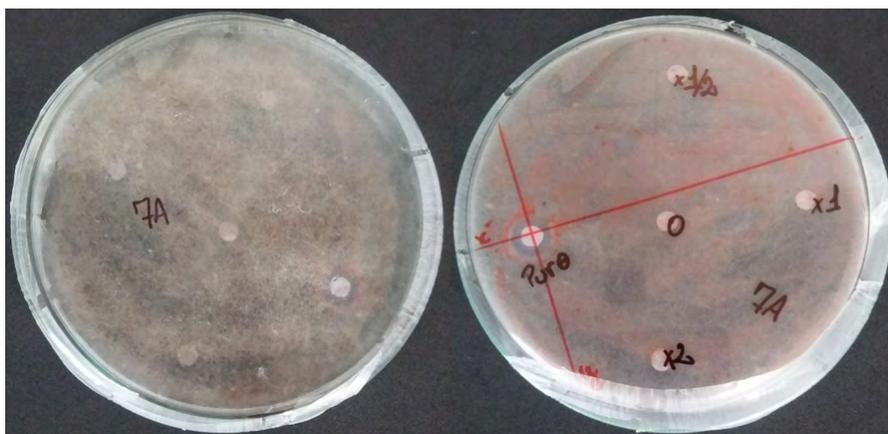
3.2 ASSOCIAÇÃO DO BIO-HERBICIDA COM HERBICIDAS COMERCIAIS

O microrganismo *Trichoderma* spp. é promissor diante de seu potencial bio-herbicida para o manejo de plantas. Entretanto, sua eficiência pode ser comprometida quando não manejado em condições favoráveis ao seu desenvolvimento, ou então quando associado a produtos que podem causar interferências em sua atuação como bio-herbicida. Para tanto, nesta seção são abordados testes laboratoriais para verificar a resistência do fungo em relação a herbicidas sintéticos comerciais através da metodologia de disco-difuso para posterior classificação de

sensibilidade mensurada pelo diâmetro do halo de inibição mensurado pelo verso da placa de Petri (Figura 8).

Para obter resultados representativos foram utilizados herbicidas que compreendem 11 grupos químicos de grande utilização na agricultura. Assim, o fungo foi repicado em placa de Petri contendo meio de cultivo e exposto a discos contendo os tratamentos; estes eram as concentrações de 50%, 100% e 200% da dose recomendada pelo fabricante de cada herbicida; o herbicida sem diluição; e o controle contendo água destilada em igual volume.

Figura 8 – *T. koningiopsis* repicado em placas de Petri contendo discos embebidos com diferentes concentrações do herbicida comercial Shadow® (Glifosato)



Fonte: elaborada pelos autores (2023).

O fungo *T. koningiopsis* demonstrou ser resistente a todos os herbicidas nas doses recomendadas pelo fabricante e na metade da dose. Apresentou sensibilidade aos herbicidas comerciais sem diluição (puro): cletodin (Poquer®), clorimuron (Classic®), glifosato (Shadow®, Roundup Original®, Roundup WG®, Zapp Qi® 620), 2,4-D dimetilamina (DMA® 806 BR), glufosinato de amônio (Finale®), sulfotrazone (Boral® 500 SC), fomesafen (Flex®), saflufenacil (Heat®), paraquate (Gramoxone® 200), atrazina + simazina (Primatop® SC) e nicosulfuron (Accent®), conforme demonstrado na Figura 8.

3.3 EFEITOS DO BIO-HERBICIDA DE *Trichoderma koningiopsis* ASSOCIADO A FORMULAÇÕES DE GLIFOSATO EM PLANTAS DANINHAS E PLANTAS DE SOJA

Tendo em vista os impactos ambientais e a necessidade do controle das plantas daninhas com resistência cruzada ou múltipla a vários mecanismos de ação (Bajwa; Mahajan; Chauhan, 2015; Heap, 2022) devido ao uso demasiado e incorreto de herbicidas sintéticos, surge uma crescente demanda por produtos alternativos que sejam menos agressivos à saúde humana e ao meio ambiente. As espécies *Euphorbia heterophylla* L. e *Urochloa plantaginea* (Link) Hitch. exercem elevada competição com as culturas por nutrientes essenciais (Merotto *et al.*, 1997), não permitindo que a cultura expresse todo o seu potencial produtivo (Fleck, 1996).

Diante disto, o bio-herbicida à base do fungo *Trichoderma koningiopsis* surge como uma alternativa do controle biológico de plantas daninhas, sendo que este já teve seu potencial efeito herbicida confirmado nos estudos de Bordin *et al.* (2018), Stefanski *et al.* (2020) e Camargo *et al.* (2020) para o controle de *E. heterophylla*, *Bidens pilosa* e *Conyza bonariensis*, respectivamente, e ainda efeito sinérgico de ação quando associado ao herbicida comercial glifosato, ao ser testado em planta bioindicadora de *Cucumis sativus* (Ulrich *et al.*, 2021).

Assim, além de confirmar atividade bio-herbicida obtida pelo extrato do fungo *T. koningiopsis* sobre as plantas daninhas de *E. heterophylla* e *U. plantaginea*, e possíveis efeitos sobre a cultura da soja, verificar o grau de sinergismo quando associado o bio-herbicida a diferentes doses de três formulações de glifosato (sal isopropilamina, sal de amônio e sal potássico), nas características morfofisiológicas de plantas cultivadas em casa de vegetação, também foi possível nesta pesquisa (Ulrich *et al.*, 2023).

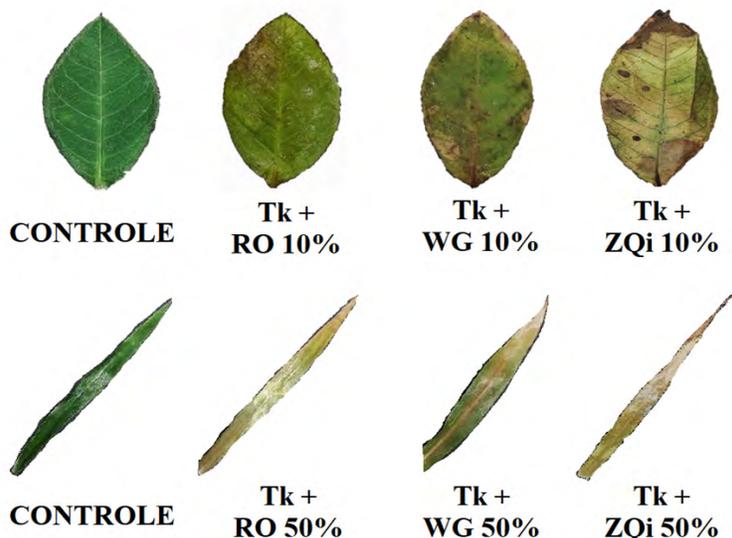
Este experimento foi realizado em vasos, em que os tratamentos consistiram em manter as plantas na presença e ausência do bioproduto (*T. koningiopsis*) de forma isolada e associado a 10, 20, 50, 70, 90 e 100% da dose dos herbicidas recomendada pelo fabricante. Foi avaliado o desempenho de plantas pelas características morfológicas relativas a

altura e peso das plantas, comprimento e diâmetro de raízes e colmo, além de efeitos fitotóxicos visuais.

Pode ser observado que os herbicidas Zapp Qi®, Roundup Original® e Roundup WG® associados ao *T. Koningiopsis* realizaram o controle da planta de *E. heterophylla* a partir da menor concentração (10%) que causou de 80% a 90% de controle das plantas. No controle *U. plantaginea* os tratamentos foram totalmente eficientes (100%) a partir da metade da concentração de dose recomendada dos produtos comerciais (Figura 9).

Já na cultura da soja não foram observados danos visuais fitotóxicos significativos ou interferências nas características morfológicas de plantas. Sendo assim, a associação dos herbicidas sintéticos ao bioherbicida mostrou-se eficiente no controle de plantas daninhas e promissora para a redução de doses de herbicidas sintéticos.

Figura 9 – Efeito fitotóxico em folhas de leitero (*Euphorbia heterophylla* L.) e papuã (*U. plantaginea*), 16 dias após aplicação dos tratamentos controle (testemunha) e do extrato de *T. koningiopsis* (Tk) associado a concentrações dos herbicidas comerciais Roundup Original® (RO), Roundup WG® (WG), Zapp Qi® (ZQi)



Fonte: registro dos autores (2023).

Por fim, este estudo mostrou-se promissor aos princípios da bioeconomia por auxiliar no desenvolvimento de tecnologias que permitirão uma agricultura com menores impactos ambientais, tornando-a mais sustentável.

4 ANÁLISE DO POTENCIAL BIO-HERBICIDA DE FUNGOS SELVAGENS CULTIVADOS EM BIOMASSA MICROALGAL

Os bio-herbicidas podem ter mecanismos de ação semelhantes aos herbicidas sintéticos, como glifosato e triazina (Bordin *et al.*, 2020). A produção de um composto com efeito bio-herbicida relevante depende do crescimento microbiano e da produção enzimática, que ocorre por meio de processos fermentativos, os quais sofrem influência de diversos fatores (Aita *et al.*, 2019; Ash, 2010).

Produtos biológicos são mais complexos de serem produzidos. Durante a fermentação, o processo sofre influência das condições operacionais, e o meio fermentativo precisa ser suficientemente nutritivo para que o microrganismo possa se desenvolver. Uma alternativa para viabilizar economicamente a produção de bio-herbicidas é o uso de matérias-primas mais baratas para servir como substrato fermentativo, isso inclui resíduos no geral. Estudos recentes destacaram o potencial de microalgas como uma alternativa sustentável para a produção de bio-herbicidas. Dependendo de suas condições de cultivo, as microalgas podem oferecer um substrato rico em carboidratos e proteínas, o que tornaria possível utilizá-las como matéria-prima para a produção de bio-herbicidas (Costa *et al.*, 2019; Michelon *et al.*, 2021).

A possibilidade de cultivar microalgas como forma de tratamento do digestato proveniente da produção de biogás é atraente no sentido de pensarmos em uma solução sustentável para agregar valor às microalgas e reduzir o custo final do bio-herbicida, além de dar uma destinação adequada para as microalgas, inserindo-as em um novo processo produtivo. Sendo assim, este estudo avaliou o potencial de fungos selvagens cultivados em biomassa de microalgas provenientes do tratamento do digestato da produção de biogás, visando à obtenção de bio-herbicidas fúngicos.

Para a produção dos extratos com potencial bio-herbicida foram utilizados quatro isolados fúngicos. O primeiro deles, *Trichoderma koningiopsis*, foi isolado da planta daninha *Digitaria ciliares* e apresentou resultados promissores de produção enzimática e no controle de plantas daninhas (como: *Bidens* sp., *Euphorbia heterophylla*, *Conyza bonariensis* e *Urochloa plantaginea*) em estudos preliminares (Bordin *et al.*, 2018; Camargo *et al.*, 2019; Reichert Junior *et al.*, 2019). As outras três cepas microbianas foram isoladas do intestino de lagartas militares (*Spodoptera frugiperda*) e foram identificadas molecularmente como *Fusarium* sp., e dois fungos com crescimento associado, *Fusarium denticulatum* e *Mucor circinelloides*.

A biomassa microalgal utilizada como substrato para as fermentações corresponde a *Chlorella* spp., e é resultante do processo de tratamento visando à remoção de amônia e fósforo da porção residual sólida (digestato) da produção de biogás, proveniente de dejetos da suinocultura e realizada por meio de um reator biológico com manta de lodo de fluxo ascendente (Michelon *et al.*, 2016).

As fermentações ocorreram de duas formas: via submersa e sólida. O meio foi composto por 10 g de biomassa microalgal úmida, visando atender a suplementação de um meio fermentativo sintético para a produção de bio-herbicida (Bordin *et al.*, 2018). Após a esterilização, os meios foram inoculados com 10 mL de uma suspensão contendo 10^6 esporos/mL de cada microrganismo: *Trichoderma koningiopsis*, *Fusarium* sp., *Fusarium denticulatum* e *Mucor circinelloides*. Como resposta foram avaliadas as atividades enzimáticas (amilase, celulase, lacase, lipase e peroxidase) e bio-herbicida. Além disso, também se buscou a presença de outros compostos nos extratos fermentados, que foram identificados por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (CG/MS – QP2010, Shimadzu, Japão).

Como resultados mais relevantes, foi possível observar que os teores nutricionais oferecidos pela biomassa de microalga possibilitaram aos microrganismos condições adequadas para o desenvolvimento e a

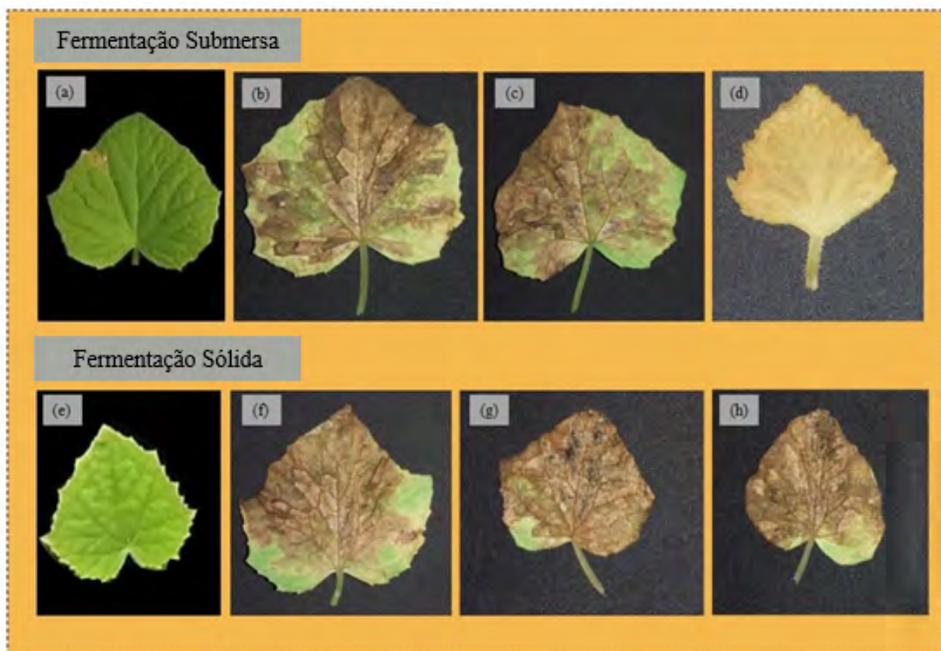
produção de metabólitos de interesse. Os microrganismos demonstraram potencial como agentes produtores de um *pool* enzimático via fermentação submersa e sólida. A biomassa de microalgas utilizada como substrato ofereceu um meio de cultivo propício para que os microrganismos pudessem se desenvolver e produzir algumas enzimas de interesse no controle biológico de plantas daninhas. Dentre os fungos testados, o *Trichoderma koningiopsis* apresentou-se de forma versátil, e teve um ótimo desempenho para produção enzimática e de biomassa.

A análise preliminar da atividade bio-herbicida ocorreu por meio da aplicação dos extratos em *Cucumis sativus*. As análises tiveram como base o percentual de dano foliar observado, 7 e 14 dias após as aplicações, conforme a escala recomendada pela Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas (SBCPD, 1995). Os efeitos da aplicação dos extratos fermentados podem ser visualizados na Figura 10.

O controle A, que se refere ao meio de cultivo da fermentação em estado submerso, apresentou um baixo dano foliar ($4,00 \pm 0,06$ %) após 14 dias de aplicação, que pode estar atrelado a um baixo potencial bio-herbicida presente na biomassa de microalga. Nenhum dano foliar foi observado quanto ao controle B (meio de cultivo da fermentação em estado sólido).

O extrato produzido por *T. koningiopsis* apresentou produção da enzima peroxidase em concentrações significativas. Essa enzima é uma das responsáveis por eliminar espécies reativas de oxigênio (EROs), que são indicadoras de estresse na planta. Quando aplicado na planta, esse extrato rico em peroxidases aumenta a concentração de radicais de superóxido e peróxido de hidrogênio, resultando em danos ao DNA e membranas celulares (Radhakrishnan; Alqarawi; Abd Allah, 2018).

Figura 10 – Efeito fitotóxico dos extratos obtidos por fermentação submersa: Controle (a) e dos fungos *Trichoderma koningiopsis* (b), *Fusarium denticulatum* em consórcio com *Mucor circinelloides* (c) e *Fusarium* sp (d). Efeito fitotóxico dos extratos obtidos por fermentação sólida: Controle (e) e dos fungos *Trichoderma koningiopsis* (f), *Fusarium denticulatum* em consórcio com *Mucor circinelloides* (g) e *Fusarium* sp. (h) (após 14 dias de aplicação em *Cucumis sativus*)



Fonte: Camargo *et al.* (2023).

Esse efeito pode ser visualizado na Figura 10, em que a aplicação do extrato do *Trichoderma koningiopsis* atuou na inibição do crescimento da planta, causando necroses na superfície foliar. Nas plantas em que foram aplicados os extratos dos fungos *Fusarium denticulatum* em consórcio com *Mucor circinelloides* e *Fusarium* sp. não houve diferença significativa entre os danos causados, possivelmente pela presença do gênero *Fusarium* sp. nos dois extratos. Estes extratos apresentaram uma produção enzimática relevante das enzimas peroxidase, celulase e amilase. Esse fato pode ter relação com os danos causados nas folhas.

O perfil de compostos presentes nos extratos se refere basicamente a compostos orgânicos. A fração de ácidos graxos presentes nos extratos, como, por exemplo, ácido pentanóico, ácido hexanóico, ácido octanóico, ácido linolênico, entre outros, quando aplicados nas plantas de *Cucumis sativus*, podem ter atuado na permeabilidade das trocas metabólicas da parede celular, resultando na destruição da membrana e até mesmo alterando processos de fotossíntese (Alamsjah *et al.*, 2008). Alguns compostos orgânicos podem apresentar efeitos fitotóxicos em plantas daninhas, e por esse motivo são considerados compostos com propriedades alelopáticas, definidas como a condição na qual as plantas apresentam uma vantagem competitiva. E por meio de metabólitos secundários produzidos por microrganismos ou plantas influenciam de forma a estimular ou regular o desenvolvimento de outras plantas ou organismos (Wu *et al.*, 2006).

Dentre os compostos identificados, o ácido linolênico é um composto que, se aplicado em concentrações mais baixas, pode estimular o crescimento de plantas. Isso é um ponto positivo para um bio-herbicida seletivo se for possível que a sua formulação reduza o crescimento de plantas daninhas e estimule o desenvolvimento de culturas de interesse agrônomo (Michalak; Chojnacka, 2015; Michelon *et al.*, 2022; Tubeileh; Souikane, 2020).

Por fim, alguns dos desafios envolvidos em tornar cepas selvagens bem-sucedidas em um bioprocessamento viável foram superados. Os resultados obtidos sugerem que os bio-herbicidas apresentam a possibilidade de aplicação em escala real em um futuro próximo. Nesse cenário, espera-se fortalecer a segurança alimentar e ambiental, além de oferecer à população uma forma mais sustentável de produção comparativamente às técnicas convencionais.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por mais que a aplicação direta de um agrotóxico possa vir a trazer benefícios à produção agrícola, seu uso indiscriminado e contínuo acarretou um desequilíbrio no meio natural, ocasionando diversos problemas ambientais e para a própria produção de grãos, tais como surgimento de plantas daninhas resistentes, além da contaminação de alimentos e águas subterrâneas, principal fonte de água potável de muitas cidades.

Desta maneira há uma pressão populacional para a reformulação do modo de se produzir alimentos. Visando à adaptação a esse novo meio, os bioinsumos entram como uma ferramenta de fundamental importância para a conversão de uma agricultura convencional e de alta degradação, em uma agricultura mais sustentável que trabalhe junto com o ecossistema com uma tendência ao equilíbrio.

Considera-se importante ressaltar que tudo remete a essa palavra, equilíbrio, e que através dessa palavra o biólogo *Francis Chaboussou* desenvolveu a “Teoria da Trofobiose”, amplamente utilizada na agricultura orgânica, mas que seus conceitos podem ser aplicados a todas as formas de agriculturas em todas as plantas, pois, como os humanos, as plantas também seguem alguns mesmos princípios. De acordo com a teoria, todo organismo vegetal fica suscetível à infestação de pragas quando há excesso de aminoácidos livres e açúcares redutores no sistema metabólico, ou seja, a planta está em desequilíbrio (Chaboussou, 2006), sabendo-se que o principal causador desse desequilíbrio são os adubos nitrogenados (ureia), carência ou excesso em microelementos, sendo que muitos são fornecidos às plantas pela aplicação de agrotóxicos.

Desta maneira, os bio-herbicidas associados aos herbicidas entram como um meio não só de produzir algo de maneira mais sustentável, mas também como uma forma de diminuir o ataque ao sistema imunológico das plantas cultivadas, diminuindo a concentração de agrotóxicos nas aplicações, deixando-as mais resistentes ao ataque de parasitas.

Entretanto, a produção em larga escala dos compostos bio-herbicidas ainda é algo que necessita de muitas pesquisas, pela complexidade

que é trabalhar com interações entre organismos vivos, pela falta de compreensão dessas interações e principalmente pelo custo elevado de produção dos biocompostos, pois, para se consolidar no mercado, ele deve ter um custo competitivo com os herbicidas já comercializados.

Ainda assim, todos os trabalhos apresentados neste capítulo colocaram como possível, e com resultados promissores, o controle de plantas daninhas através de organismos vivos, visando que em um futuro próximo esse cenário se altere, e que os bio-herbicidas se consolidem no mercado. Por fim, os estudos realizados pelo grupo de Agroecologia e de Microbiologia e Bioprocessos, vinculado ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, tornam-se de imensurável importância para compreensão, avaliação dos efeitos e descoberta de novos microrganismos com potencial bio-herbicida, que irão reestruturar o mercado e a agricultura.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - 302484/2022-1), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao apoio do Centro de Pesquisa em Bioprocessos e Biotecnologia para Alimentos (Biofood), que é financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul (FAPERGS-22/2551-0000397-4), e à Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

ALAMSJAH, M. A. *et al.* Algicidal activity of polyunsaturated fatty acids derived from *Ulva fasciata* and *U. pertusa* (*Ulvaceae, Chlorophyta*) on phytoplankton. **Journal of Applied Phycology**, v. 20, p. 713–720, 2008.

AITA, B. C. *et al.* Production of cell-wall degrading enzymes by solid-state fermentation using agroindustrial residues as substrates. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 103193, 2019.

ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, p. 959–975, 2017.

ASH, G. J. The science, art and business of successful bioherbicides. **Biological Control**, v. 52, p. 230–240, 2010.

BAJWA, A. A.; MAHAJAN, G.; CHAUHAN, B. S. Nonconventional weed management strategies for modern agriculture. **Weed Science Society of America**, v. 63, p.723-747, 2015.

BETTIOL, W.; GHINI, R. Controle biológico. **Manual de fitopatologia**, p. 717-728, 1995.

BORDIN, E. R. *et al.* Non-Toxic Bioherbicides Obtained from *Trichoderma koningiopsis* Can Be Applied to the Control of Weeds in Agriculture Crops. **Industrial Biotechnology**, v.14, p.157-163, 2018.

BORDIN, E. R. *et al.* Current production of bioherbicides: mechanisms of action and technical and scientific challenges to improve food and environmental security. **Biocatalysis and Biotransformation**, p. 1–14, 2020.

BOSCHIERO, M.; DE LAURENTIIS, V.; CALDEIRA, C.; SALA, S. Comparison of organic and conventional cropping systems: A systematic review of life cycle assessment studies. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 102, p. 107187, 2023.

BRAZILIAN WEED SCIENCE SOCIETY. Procedures for Installation, **Evaluation and Analysis of Experiments with Herbicides**, 1995.

BOYETTE, C. D.; HOAGLAND, R. E. Bio-herbicidal potential of *Xanthomonas campestris* for controlling *Conyza canadensis*. **Biocontrol Science and Technology**, v. 25, p. 229–237, 2015.

ÇAKMAKÇI, R.; SALIK, M. A.; ÇAKMAKÇI, S. Assessment and Principles of Environmentally Sustainable Food and Agriculture Systems. **Agriculture**, v. 13, p. 1–27, 2023.

CAMARGO, A. F. *et al.* The bio-herbicidal potential of isolated fungi cultivated in microalgal biomass. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 46, p. 665-679, 2023.

CAMARGO, A. F. *et al.* A Low-Genotoxicity Bioherbicide Obtained from *Trichoderma koningiopsis* Fermentation in a Stirred-Tank Bioreactor. **Industrial Biotechnology**, v. 16, p. 176-181, 2020.

CAMARGO, A. F. *et al.* Resistant weeds were controlled by the combined use of herbicides and bioherbicides. **Environmental Quality Management**, v. 29, p. 37–42, 2019.

CHABOUSSOU, F. **Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos: A teoria da trofobiose**. São Paulo: Expressão Popular, 2006.

CONSOLO, V. F. *et al.* Characterization of novel *Trichoderma* spp. isolates as a search for effective biocontrollers of fungal diseases of economically important crops in Argentina. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 28, n. 4, p. 1389-1398, 2012.

CORDEAU, S. *et al.* Bioherbicides: Dead in the water? A review of the existing products for integrated weed management. **Crop Protection**, v. 87, p. 44–49, 2016.

COSTA, J. A. V. *et al.* Potential of microalgae as biopesticides to contribute to sustainable agriculture and environmental development. **Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 54, p. 366–375, 2019.

CRIPPA, M. *et al.* Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. **Nature Food**, v. 2, p. 198–209, 2021.

DUQUE-ACEVEDO, M. *et al.* Agricultural waste: Review of the evolution, approaches and perspectives on alternative uses. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. e00902, 2020.

FAO, F.; A. O. of the U. N. **The state of food and agriculture: leveraging food systems for inclusive rural transformation.** [S. l.: s. n.], 2017.

FLECK, N. G. Interferência de papuã (*Brachiaria plantaginea*) com soja e ganho de produtividade obtido através do seu controle. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 2, p. 63-68, 1996.

FOLEY, J. A. *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Analysis Research**, v. 478, p. 337–342, 2011.

GALON, L. *et al.* Biological weed management – A short review. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 15, p. 116-125, 2016.

GHARDE, Y.; SINGH, P. K.; DUBEY, R. P.; GUPTA, P. K. Assessment of yield and economic losses in agriculture due to weeds in India. **Crop Protection**, v. 107, p. 12–18, 2018.

GHAZANFAR, M. U.; RAZA, M.; RAZA.; QAMAR, M. I. *Trichoderma* as potential biocontrol agent, its exploitation in agriculture: a review. **Plant Protection**, v.2, p. 109-135, 2018.

GHORBANI, R., LEIFERT, C., SEEL, W. Biological control of weeds with antagonistic plant pathogens. **Advances in Agronomy**, v.86, p.191-225, 2005.

GŁĄB, L.; SOWIŃSKI, J.; BOUGH, R.; DAYAN, F. E. Allelopathic Potential of Sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) in Weed Control: A Comprehensive Review. In: SPARKS, D. L. (ed.). **Advances in Agronomy**. Newark, United States: [s. n.], 2017. v. 145, p. 43–95.

HARDING, D.P.; RAIZADA, M.N. Controlling weeds with fungi, bacteria and viruses: a review. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 659, 2015.

HEAP, I. **The International Herbicide-Resistant Weed Database 2023**. Online. Disponível em: <https://www.weedscience.org/Home.aspx>
Acesso em: 20 ago. 2023.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **17.512-1**: Soil quality-avoidance teste for determining the quality of soils and effects of chemicals on behavior. Pt 1: test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*). 2008. 26.

ISO - International Organization for Standardization. **11.268-2**: Soil quality-effects of pollutants on earthworms. Pt 2: Determination of effects on reproduction of *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*. 2012. 21.

KLAIC, R. *et al.* An overview regarding bioherbicide and their production methods by fermentation. *In: FUNGAL Biomolecules: Sources, Applications and Recent Developments*. John Wiley & Sons Ltda, 2015. p. 183-199.

KOSTINA-BEDNARZ, M.; PŁONKA, J.; BARCANSKA, H. Allelopathy as a source of bioherbicides: challenges and prospects for sustainable agriculture. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 22, p. 471–504, 2023.

KRUIDHOF, H. M.; BASTIAANS, L.; KROPFF, M. J. Ecological weed management by cover cropping: Effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. **Weed Research**, v. 48, p. 492–502, 2008.

MEYFROIDT, P. *et al.* Middle-range theories of land system change. **Global Environmental Change**, v. 53, p. 52–67, 2018.

MEROTTO, J. R. *et al.* Aumento da população de plantas e uso de herbicidas no controle de plantas daninhas em milho. **Planta Daninha**, v. 15, p. 141-151, 1997.

MICHALAK, I.; CHOJNACKA, K. Algae as production systems of bioactive compounds. **Engineering in Life Sciences**, v. 15, p. 160–176, 2015.

MICHELON, W. *et al.* Effects of Nitrogen and Phosphorus on Biochemical Composition of Microalgae Polyculture Harvested from Phycoremediation of Piggery Wastewater Digestate. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 178, p. 1407–1419, 2016.

MICHELON, W. *et al.* Amino acids, fatty acids, and peptides in microalgae biomass harvested from phycoremediation of swine wastewaters. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, p. 869-880, 2022.

MORRA, M. J.; POPOVA, I. E.; BOYDSTON, R. A. Bio-herbicidal activity of *Sinapis alba* seed meal extracts. **Industrial Crops & Products**, v. 115, p. 174-181, 2018.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável: 2 – fome zero e agricultura sustentável**. 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/2> Acesso em: 11 ago. 2023.

NUNES, C. C.; ALVES, S. A. M. Elaboração e validação de escala diagramática para quantificação da severidade de entomosporiose em folhas de pereira. **Tropical Plant Pathology**, v. 36, p. 585, 2011.

OERKE, E. C. Crop losses to pests. **Journal of Agricultural Science**, v. 144, p. 31–43, 2006.

OLIVEIRA, M. F.; BRIGHENTI, A. M. **Controle de plantas espontâneas: métodos físico, mecânico, cultural, biológico e alelopatia**. Brasília, DF: Embrapa Milho e Sorgo, 2018. 196 p.

PARIZAD, S.; BERA, S. The effect of organic farming on water reusability, sustainable ecosystem, and food toxicity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 71665–71676, 2023.

POORE, J.; NEMECEK, T. Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers. **Science**, v. 360, p. 987–992, 2018.

POSTEL, S. L.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Human appropriation of renewable fresh water. **Science**, v. 271, p. 785–788, 1996.

RADHAKRISHNAN, R.; ALQARAWI, A. A.; ABD ALLAH, E. F. Bioherbicides: Current knowledge on weed control mechanism. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 158, p. 131–138, 2018.

REICHERT JÚNIOR, F. W. **Controle de plantas espontâneas e seletividade a culturas pela aplicação de isolados fúngicos**. 57 p. Dissertação – Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, 2017.

REICHERT JÚNIOR, F. W. *et al.* New perspectives for weeds control using autochthonous fungi with selective bioherbicide potential. **Heliyon**, v. 5, p. e01676, 2019.

SOUZA, A. R. C. *et al.* Selection, isolation, and identification of fungi for bioherbicide production. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 48, p. 101-108, 2017.

STEFANSKI, F. S. *et al.* Potential use of biological herbicides in a circular economy context: A sustainable approach. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 4, p. 195, 2020.

STERGIOPOULOS, I., COLLEMARE, J., MEHRABI, R., DE WIT, P. Phytotoxic secondary metabolites and peptides produced by plant pathogenic *Dothideomycete* fungi. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 37, p. 67-93, 2013.

TUBEILEH, A. M.; SOUIKANE, R. T. Effect of olive vegetation water and compost extracts on seed germination of four weed species. **Current Plant Biology**, v. 22, p. 100150, 2020.

ULRICH, A. *et al.* Alternative bioherbicide based on *Trichoderma koningiopsis*: enzymatic characterization and its effect on cucumber plants and soil organism. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 36, p. 102127, 2021.

ULRICH, A. *et al.* Bioherbicide effects of *Trichoderma koningiopsis* associated with commercial formulations of glyphosate in weeds and soybean plants. **Crop Protection**, p. 106346, 2023.

VITERBO, A.; HORWITZ, B. A. Mycoparasitism. *In: Cellular and molecular biology of filamentous fungi*. **American Society of Microbiology**, p. 676-693, 2010.

WALKER, S.; WIDDERICK, M.; MCLEAN, A.; COOK, T.; DAVIDSON, B. Improved chemical control of *Conyza bonariensis* in wheat limits problems in the following fallow. **Weed Biology and Management**, v. 13, p. 144–150, 2013.

XAVIER E. *et al.* Acetolactate synthase activity in *Euphorbia heterophylla* resistant to ALS and protox-inhibiting herbicides. **Planta espontânea**, v. 31, p. 867-74. 2013.

YADAV, I. C. *et al.* Current status of persistent organic pesticides residues in air, water, and soil, and their possible effect on neighboring countries: A comprehensive review of India. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 123–137, 2015.

WU, J.T. *et al.* Cytotoxic effects of free fatty acids on phytoplankton algae and cyanobacteria. **Aquatic Toxicology**, v. 80, p. 338–345, 2006.

YU, X. Z.; ZHANG, F. Z. Effects of exogenous thiocyanate on mineral nutrients, antioxidative responses and free amino acids in rice seedlings. **Ecotoxicology**, v. 22, p. 752-760. 2013.

AS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O BIOGÁS NO BRASIL E SUA RELAÇÃO COM O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

*Rúbia Carla Passaglia
Valdecir José Zonin
Darlan Christiano Kroth
Talissa Truccolo Reato
Danira Letícia Padilha*

1 INTRODUÇÃO

As ações antropogênicas têm causado mudanças colossais no ambiente. Especialmente depois da Revolução Industrial, tornaram-se ainda mais preocupantes. São motivos o aumento populacional e o uso predatório dos recursos naturais, com ênfase para os recursos energéticos (Goldemberg; Lucon, 2012).

O grande desafio mundial de combate às mudanças climáticas tem ampliado a adoção de fontes de energia renovável. Além dos problemas ambientais, fato é que a utilização de energias oriundas de matrizes não renováveis enfrenta muitos obstáculos, como a volatilidade de preços e a tendência, a médio e longo prazos, de diminuição na oferta.

No âmbito do planejamento energético do Brasil, fala-se cada vez mais em eficiência energética no consumo, em melhoria da eficiência das usinas termelétricas e, principalmente, em diversificação e inserção de fontes alternativas na matriz energética brasileira (Mariani, 2018). Neste cenário, há indicação de que o aproveitamento da biomassa para a geração de energia no meio rural, por meio da obtenção do biogás, desperta como alternativa que vem se mostrando muito promissora (Soares, 2018).

Tendo em conta que a produção de biogás é capaz de fornecer energia elétrica, térmica e/ou biometano, percebe-se que a utilização de biodigestores precisa ser considerada peça importante no processo de adequação das atividades agropecuárias, sobretudo em busca do desenvolvimento sustentável, uma vez que, além de estimular o desenvolvimento do saneamento rural, produz biofertilizante e contribui com a redução dos gases de efeito estufa (GEE).

Em que pese o potencial teórico de produção de biogás no Brasil ser de 84,6 bilhões Nm³/ano (normal metro cúbico por ano) (Cibiogás, 2022) e o setor ter apresentado sinais de crescimento, ainda existem muitas barreiras para a expansão do uso de biogás no Brasil, as quais são de diferentes naturezas (de falta de conhecimento, econômicas, financeiras, políticas, regulatórias) (Mariani, 2018).

As questões que norteiam esta investigação dizem respeito à busca pela identificação dos incentivos governamentais para fomento do biogás, bem como ao entendimento acerca dos benefícios para o meio ambiente de projetos de biogás.

Este capítulo é uma pesquisa bibliográfica oriunda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, que utiliza dados secundários e tem como objetivo analisar as principais políticas públicas nacionais de incentivo e fomento à produção de biogás em propriedades rurais, além de relacionar a produção de biogás ao desenvolvimento sustentável e às consequências climáticas.

2 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO BRASIL

A proteção ao meio ambiente é uma questão deveras discutida nas mais variadas esferas sociais (Santos, 2018). A agricultura, tal como qualquer outro setor produtivo, depende diretamente dos recursos naturais para as atividades, inserindo-se como importante tópico a ser tratado na temática do desenvolvimento sustentável (Freitas, 2002).

A partir da década de 1950, com a Revolução Verde, ocorreu no Brasil e no mundo o processo conhecido por modernização da agricultura.

Assim, decorrente da inserção de uma combinação de insumos químicos e maquinários, a Revolução Verde caracteriza uma forma mais simplificada de produzir muito e em pouco tempo, dando espaço para a incorporação dos preceitos neoclássicos de aumento da produtividade econômica e diminuição dos custos de produção (Borges; Santos, 2013).

Entretanto, no curto e longo prazos foram constatados aspectos negativos desse modelo de produção, como uso intensivo do solo e de insumos químicos, contaminação de rios e águas subterrâneas por agrotóxicos, fortalecimento dos latifúndios, perda de mão de obra, extinção da agricultura familiar, cultivos de monoculturas, entre outros fatores, além de não ter sido solucionado o problema da fome mundial (Borges; Santos, 2013).

Observando as árduas adversidades geradas na relação entre os recursos naturais e o crescimento econômico, adveio o conceito de desenvolvimento sustentável, que preconiza um tipo de desenvolvimento que visa garantir qualidade de vida para as gerações presentes e futuras, sem destruir a sua base de sustentação, isto é, que seja capaz de conciliar por longos períodos o crescimento econômico, o bem-estar social e a conservação dos recursos naturais (Stoffel; Colognese, 2015).

Sachs (2008) assevera que o desenvolvimento sustentável possui cinco pilares: social, ambiental, territorial, econômico e político. Neste momento, destacam-se os pilares territorial e político. Segundo o autor, o pilar territorial se relaciona com a distribuição espacial dos recursos naturais, das populações e atividades; e o político é o que faz as coisas acontecerem de fato, por meio da governança democrática.

Na Agenda 21, especialmente no capítulo 14, que trata do desenvolvimento rural, defende-se a promoção de formas sustentáveis de produção agrícola, conjuntamente com outras medidas promotoras de inclusão social como sendo condicionante da efetivação das ações de proteção ambiental (Costa, 2013).

A Agenda 21 foi um dos acordos internacionais resultantes da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada em 1992 no Rio de Janeiro, na qual o desenvolvimento sustentável se tornou possivelmente a questão principal de política

ambiental, principalmente depois da publicação do Relatório *Our Common Future*, elaborado pela primeira ministra da Noruega, Gro Harlem Brundtland, que liderou a Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) implementada em 1983, após 10 anos da realização da Conferência de Estocolmo (Araújo, 2017).

Sendo assim, o assunto do desenvolvimento sustentável está cada vez mais presente nos debates políticos, nas investigações acadêmicas e em praticamente todas as esferas da sociedade. Segundo Stoffel e Colognese (2015), o conceito de desenvolvimento sustentável se tornou uma espécie de ideal, ou de novo paradigma para a sociedade contemporânea, e se disseminou para todos os segmentos sociais, emergindo uma necessidade de desenvolver novas bases para o crescimento econômico, que sejam compatíveis com a preservação dos recursos naturais, assim como com a equidade social, sintonizadas com o ambiente institucional.

De acordo com Silva (2021), o consumismo, resultado da Revolução Industrial, da Revolução Verde e da explosão populacional do século XX, pode ser considerado o principal agente de degradação ambiental e da aceleração das mudanças climáticas. As transformações no clima advindas dessa fenomenologia (efeito estufa) traduzem-se em elevação global da temperatura do Planeta, aumento do nível dos mares, derretimento das geleiras e perda da biodiversidade dos ecossistemas (Linard; Aquino, 2016).

É urgente ressaltar o efeito estufa, que é um fenômeno natural importante que ocorre no planeta Terra e possibilita a manutenção da temperatura global num ponto de equilíbrio para garantir a vida terrestre (Mattei; Cunha, 2021). Porém, há amplas evidências científicas que demonstram o aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera, o que resulta da atividade humana e decorre da alteração da utilização do solo, do desflorestamento, dos incêndios, da exploração intensiva dos recursos naturais e, também, das emissões de gases da combustão de substâncias de origem fóssil (Oliveira, 2015).

Desse descompasso decorre uma camada de poluentes, os quais funcionam como isolantes térmicos, retendo a temperatura, conseqüentemente intensificando o efeito estufa e provocando o

aquecimento global no Planeta, impulsionando cada vez mais as mudanças climáticas e os seus efeitos (Goldemberg; Lucon, 2012).

Os gases do efeito estufa têm a capacidade de reter a radiação infravermelha (calor) emitida pela Terra, aumentando a temperatura na superfície terrestre e do mar, como o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) o hexafluoreto de enxofre (SF_6) e as famílias dos perfluorcarbonos, compostos completamente fluorados como perfluormetano (CF_4) e perfluoretano C_2F_6 , e dos hidrofluorcarbonos (HFCs) (Ferrare *et al.*, 2010).

Nas últimas décadas, o aquecimento global levou a um encolhimento generalizado da criosfera, com perda de massa dos mantos de gelo e geleiras, redução da cobertura por neve, da extensão e da espessura de gelo marinho do Ártico (IPCC, 2019).

O IPCC (2019) apontou aumento do nível médio global do mar, aumento nos ventos e chuvas dos ciclones tropicais e nas ondas extremas. Essas mudanças contribuíram para alterar as atividades sazonais, a abundância e a distribuição de espécies de plantas e animais de importância ecológica, cultural e econômica, os distúrbios ecológicos e o funcionamento do ecossistema (IPCC, 2019).

A busca pela solução do problema das mudanças climáticas na forma de negociações internacionais é compreendida pela construção de acordos que devem ser assinados – um compromisso preliminar de delegados e/ou chefes de Estado por ocasião das diversas conferências mundiais já ocorridas, além das Conferências das Partes (Souza; Corazza, 2017).

Deste modo, é notório que a reunião de esforços convergiu para a assinatura de um tratado multilateral, denominado Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) (Linard; Aquino, 2016).

Para fins de tecer um resgate do percurso das negociações sobre mudanças climáticas, Mello-Théry, Cavicchioli e Dubreuil (2013) asseveram que as tratativas e o detalhamento da UNFCCC se iniciaram em 1988, quando foram estabelecidas, pela Assembleia Geral das Nações Unidas, as etapas preparatórias para a Conferência do Rio (1992), entrando em vigor dois anos após, momento em que foi criado o mecanismo de acompanhamento, a Conferência das Partes-COP.

As três primeiras reuniões da COP ocorreram em 1995, 1996 e 1997, em Berlim, Genebra e Quioto respectivamente. Na última, foi estabelecido o Protocolo de Quioto, que visava, sobretudo, que os países industrializados cumprissem suas metas de redução de 5% abaixo dos níveis de 1990 para emissões de GEE e que deveriam ser atingidas entre 2008 e 2012.

Para conseguir fomentar a necessária redução da emissão de GEE foi engendrado o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), com o intuito de mitigar, remediar e reduzir os efeitos das mudanças climáticas, permitindo que os países desenvolvidos, ao não atingirem as metas de redução de emissões, passassem a comprar Certificados de Emissões Reduzidas, de projetos de outros países, ou créditos de carbono, que correspondem a uma tonelada de dióxido de carbono e constituem títulos que podem ser transacionados em bolsas de valores, leilões e entre países no mercado de carbono (Linard; Aquino, 2016).

No ano de 2015, os países tiveram a oportunidade de adotar a nova agenda de desenvolvimento sustentável e chegar a um acordo global em relação às mudanças climáticas. As ações daquele ano resultaram nos divulgados Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que, por sua vez, baseiam-se nos Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM), e que têm como meta a implantação até o ano de 2030.

Constata-se, sem embargo, que as mudanças climáticas são ocasionadas pela emissão dos GEE. Mitigar as emissões é o principal desafio enfrentado na atualidade, além da busca por novas formas sustentáveis de produção e consumo de energia (Dalazen *et al.*, 2022). Para Goldemberg e Lucon (2012), o consumo de energia é a principal origem de parcela notória dos impactos ambientais.

No que tange ao Brasil, o sistema de estimativas de emissões e remoções de gases de efeito estufa (SEEG) é uma iniciativa do Observatório do Clima, que compreende a produção de estimativas anuais das emissões de GEE no país, documentos analíticos sobre a evolução das emissões e um portal na internet para disponibilização dos métodos e dados do sistema. As estimativas de emissões são geradas de acordo com as diretrizes do IPCC, com base na metodologia dos Inventários Brasileiros de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa, elaborados

pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), assim como em dados obtidos em relatórios governamentais, de institutos, centros de pesquisa, além de entidades setoriais e organizações não governamentais (SEEG, 2020).

No ano em que a pandemia da Covid-19 estagnou a economia mundial e causou uma inédita redução de quase 7% nas emissões de GEE globais, o Brasil foi na contramão, tornando-se possivelmente o único grande emissor do Planeta a verificar alta, sendo que o nível de emissões verificadas em 2020 foi o maior desde o ano de 2006 (SEEG, 2021).

O setor de energia, vale dizer, teve uma redução forte nas emissões, correspondendo a um decréscimo de 4,6%, em especial devido à recessão e ao isolamento social no primeiro semestre, que derrubaram o consumo de gasolina no transporte de passageiros; o consumo de eletricidade também se manteve estável, com uma pequena redução, mas as chuvas próximas da média mantiveram as hidrelétricas operando enquanto fontes mais renováveis entravam na matriz, o que reduziu as emissões (SEEG, 2021).

Apesar disso, no decorrer dos trinta anos de monitoramento de emissão de GEE, as atividades de mudança de uso da terra e florestas e a agropecuária sempre foram as duas principais emissoras de GEE.

Conforme Batilani (2019), o gás metano é 21 vezes mais prejudicial para o efeito estufa que o dióxido de carbono. Isto significa que cada tonelada de metano emitido para a atmosfera equivale ao lançamento de 21 toneladas de gás carbônico, ou seja, com a utilização do biogás existe um potencial de efeito estufa 21 vezes menor (Felipetto, 2007). O aproveitamento energético do biogás pode atuar como uma alternativa sustentável, pois o Brasil tem metas de redução de emissão de GEE importantes para cumprir, especialmente ao se abordar os acordos internacionais firmados.

3 ENERGIAS RENOVÁVEIS E O ESTUDO DO BIOGÁS

Segundo Bragança (2017), a amplitude global de investimentos na área de energia sustentável é basilar para mitigar adversidades associadas com as mudanças climáticas e se constitui numa importante oportunidade de desenvolvimento econômico e tecnológico, além da

diversificação da matriz energética para diversos países. Ocorre que, para tanto, faz-se fulcral integrar atores relacionados com o setor energético aos demais setores que impactam na economia nacional, além de haver a necessidade de conhecimentos técnicos, de gestão e, em especial, de políticas públicas adequadas, para fins de atender a essa nova demanda energética (Santos, 2018).

Tomando em conta que mais da metade da energia gerada no Brasil provém de hidrelétricas, também se faz elementar analisar a dependência do país em relação a essa fonte de energia, uma vez que nos últimos anos o Brasil tem passado por crises energéticas que decorrem, para exemplificar, da alteração do regime de chuvas e da estiagem (Santos, 2019).

Consoante Santos (2018), o interesse pelo biogás no Brasil surgiu a partir da crise de petróleo da década 1970; foram instalados cerca de 7 mil biodigestores nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Entretanto, a autora leciona que problemas operacionais relacionados à falta de conhecimento e de treinamento tornaram os sistemas pouco eficientes, fazendo com que diversos produtores rurais abandonassem a tecnologia.

Nos anos 2000, houve um novo impulso na instalação de biodigestores com o objetivo de gerar créditos de carbono pelo MDL. Sendo assim, estabeleceu-se que a destruição do gás metano poderia ser feita por simples queima, o que se mostrou insuficiente para a garantia da sustentabilidade do seu processo, fazendo, portanto, com que os biodigestores deixassem de ser operados (Bley Jr., 2015).

Mariani *et al.* (2019) concluíram que, com a crise econômica europeia, o preço pago pelo crédito de carbono foi reduzido até chegar a patamares que inviabilizaram os contratos, refletindo no abandono de muitas plantas pelo país, além do desperdício de energia causado pela falta de visão dos investidores de que o uso energético do biogás seria um viabilizador dos projetos.

Segundo levantamento feito pelo CIBiogás (2022), o Brasil evoluiu de 271 plantas de biogás em 2017 para 755 plantas de biogás em 2021, considerando os aterros sanitários que fazem a captação do biogás, de modo que, juntas, produzem 2,3 bilhões de Nm³/ano de biogás.

Um dos fatores que coloca que o biogás em vantagem é o fato de poder ser gerado de forma contínua, diferente de outras fontes renováveis, como a solar ou eólica, pois é possível estocá-lo a custos baixos, seja na forma de matéria-prima, seja como gás comprimido, podendo, inclusive, atuar como mecanismo regulador da intermitência dessas outras fontes (Milanez *et al.*, 2018).

De forma geral, o biogás consiste em 50-75% de metano (CH_4) e 25-50% de dióxido de carbono (CO_2), além de traços de outros elementos como vapor d'água (H_2O), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3) (Edwiges, 2017), podendo ser considerado uma fonte de energia renovável, uma vez que o gás metano, presente em maior quantidade, possui um alto poder calorífico.

O consumo de energia no Brasil cresceu mais de 40% na última década e a demanda por fontes alternativas vem ganhando destaque na tentativa de reduzir os impactos ambientais causados pelas fontes convencionais (Edwiges, 2017). A garantia de crescimento econômico sustentável exige uma oferta permanente de energia, insumo fundamental para os processos industriais, assim como, por óbvio, melhor nível de bem-estar social da população (Paixão; Miranda, 2018).

A Resolução da Aneel nº 482/2012 criou o Sistema de Compensação de Energia (*net metering*): o consumidor pode gerar sua própria energia a partir de fontes renováveis e fornecer o excedente para a rede de sua concessionária. A sua alteração veio com a Resolução 687/2015, de modo que a Aneel passou a autorizar que um grupo de consumidores de uma determinada área de concessão se reúna, em consórcio ou cooperativas, para fins de repartir os créditos de energia entre os associados, o que reduz o valor das suas faturas de energia elétrica, culminando em uma geração compartilhada.

Segundo a Aneel (2016a), a micro (≤ 75 kW) e a minigeração distribuída (> 75 ou ≤ 5000 kW) consistem na produção de energia elétrica pela via de pequenas centrais geradoras, as quais utilizam fontes renováveis de energia elétrica ou cogeração qualificada, conectadas à rede de distribuição por meio de instalações de unidades consumidoras.

Conforme a Aneel (2016b), o Convênio ICMS 16, de 22 de abril de 2015, autorizou as unidades federadas a conceder isenção nas operações internas relativas à circulação de energia elétrica, sujeitas a faturamento sob o sistema de compensação de energia. O estado do Rio Grande do Sul, por meio do Decreto nº 52.964, de 30 de março de 2016, aderiu ao Convênio (Rio Grande do Sul, 2016).

A incidência do PIS e da COFINS, com a publicação da Lei nº 13.169/2015, passou a acontecer somente sobre a diferença positiva entre a energia consumida e a energia injetada pela unidade consumidora com micro ou minigeração distribuída (Aneel, 2016a). As normas jurídicas em comento são políticas públicas criadas para incentivar e fomentar a realização de projetos de biogás. Por conseguinte, o próximo tópico traz as principais políticas públicas nacionais para o setor do biogás no Brasil.

4 POLÍTICAS PÚBLICAS FEDERAIS PARA O SETOR DO BIOGÁS NO BRASIL

A política pública pode ser entendida como o campo do conhecimento que busca ao mesmo tempo colocar o governo em ação e/ou analisar essa ação e, quando necessário, propor mudanças nos rumos ou cursos dessas ações (Agum; Riscado; Menezes, 2015). A formulação de políticas públicas se constitui no estágio em que os governos democráticos traduzem seus propósitos e plataformas eleitorais em programas e ações para produção de resultados ou mudanças no mundo real (Agum; Riscado; Menezes, 2015).

Para Salinas (2012), a legislação pode ser considerada uma declaração verbal que institui diretrizes e comportamentos a serem observados por diversos atores envolvidos na implementação de uma política pública. Porém, as normas jurídicas não constituem o único instrumento a afetar o processo de implementação de uma política pública, posto que fatores de caráter político, social, econômico e organizacional são capazes de interferir no curso de implementação da política pública (Salinas, 2012).

A partir destas considerações, reflete-se que o ciclo de uma política é marcado por um processo contínuo no qual se torna árduo determinar onde o ato de formulação se encerra e o de implementação se inicia (Salinas, 2012). Por conseguinte, entende-se que não existe somente uma definição para a interpretação do conceito de políticas públicas, posto que ao longo das décadas este conceito tem sido ressignificado (Agum; Riscado; Menezes, 2015).

Sofrendo influência dos acordos internacionais e preocupado com a qualidade de sua energia consumida, o Brasil passou a elaborar políticas energéticas que visam garantir a demanda do país, bem como mitigar os efeitos das mudanças climáticas. Ademais, Schütte (2017) define política energética como uma intervenção política que tem por objetivo garantir o suprimento necessário ao desenvolvimento econômico, social e ao bem-estar dos cidadãos.

Para Santos (2019), é fundamental que a escolha pelas políticas de incentivo, por um país ou estado, seja pautada em uma análise minuciosa de sua realidade econômica, social e tecnológica, bem como do potencial de produção de biogás em relação à localização e aos substratos disponíveis.

No caso do Brasil, sabe-se que as medidas e regulamentações relativas ao biogás estão sendo construídas lentamente, porém, fato é que algumas medidas aplicadas desde já mostram resultados positivos e fortalecem a produção e utilização do biogás tanto em unidades urbanas quanto rurais (Santos, 2018).

O Programa de Incentivo às Fontes Alternativas (Proinfa), criado no Brasil pela Lei nº 10.438/2002, objetiva aumentar a participação de fontes alternativas renováveis (pequenas centrais hidrelétricas, usinas eólicas e empreendimentos termelétricos a biomassa) produzidas pelos produtores independente autônomos (PIA), no Sistema Interligado Nacional (SIN) (Abrelpe, 2012). Santos (2018) identificou que o programa priorizou as energias oriundas do setor eólico e das pequenas centrais hidrelétricas, ambas já difundidas no país.

Abrelpe (2012) salienta que os valores baixos que foram estabelecidos para biomassa e as barreiras existentes no referido programa,

como a exigência mínima de nacionalização de equipamentos, inviabilizaram a contratação de energia a partir do biogás, pois o valor pago não garantiu o retorno do investimento. Mesmo que o preço estabelecido para compra de biogás no caso de aterro fosse substancialmente mais alto do que as outras categorias de biomassa, não ocorreu a contratação de geração de energia, a partir do biogás, pelo Proinfa (Schütte, 2017).

Por meio da Resolução Normativa nº 77, de 18 de agosto de 2004, alterada pela Resolução Normativa 745, de 22 de novembro de 2016, a Aneel garantiu a redução de 50% nas tarifas cuja potência injetada nos sistemas de transmissão e de distribuição fosse igual ou inferior a 30 MW ou superior a 30 e inferior a 300.000 MW, desde que fossem vencedores de leilão de energia nova realizado ou autorizados a partir de 2016, ou, ainda, empreendimentos com base em fonte de biomassa cuja potência injetada no sistema seja inferior ou igual a 50 MW (Aneel, 2016b). A partir desse cenário, foi possível perceber uma significativa melhora no aproveitamento de biogás de aterro (Abrelpe, 2012).

Também no ano de 2004, o Novo Modelo do Setor Elétrico, que foi desenvolvido pelo governo federal da época e estabelecido pela Lei nº 10.848 de 2004, criou duas modalidades de contratos de energia: o ambiente de contratação livre, também conhecido como mercado livre de energia, no qual os produtores de energia e seus empreendimentos são contratados por meio de leilões; e o ambiente de contratação regulada, em que os contratos são feitos diretamente com os consumidores livres (Schütte, 2017).

Em 2006, foi lançado o Plano Nacional de Agroenergia (PNA), com execução prevista até 2011, focado em “[...] organizar e desenvolver proposta de pesquisa, desenvolvimento, inovação e transferência de tecnologia para garantir sustentabilidade e competitividade às cadeias de agroenergia” (Brasil, 2005). Apesar de abordar o biogás, os principais resultados do PNA foram relacionados ao biodiesel e bioetanol (Mariani, 2018).

Em junho de 2007, o governo federal promoveu o 1º Leilão de Compra de Energia Proveniente de Fontes Alternativas, porém não houve contratação de empreendimentos que utilizam o biogás (Schütte, 2017). Em 2016, a Aneel realizou a primeira contratação, por meio

de um leilão A-5 (data de entrega em 5 anos) de energia elétrica, de um empreendimento de geração de eletricidade por meio do biogás (Schütte, 2017).

Para Quadros *et al.* (2016), o Brasil possui capacidade industrial suficientemente desenvolvida para conseguir expandir a quantidade de projetos de aproveitamento energético do biogás, de tal modo que se faz imprescindível que leilões de energia elétrica, com preços-teto condizentes com os custos mais elevados da tecnologia, aconteçam para incentivar e fomentar esses tipos de projetos.

O Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) foi apresentado em 1º de dezembro de 2008 com o objetivo de orientar, estruturar e coordenar as ações de governo e dos diversos setores da sociedade na redução das emissões de GEE (Abrelpe, 2012). Ele busca fomentar o aumento sustentável da participação de biocombustíveis na matriz de transportes nacional e, ainda, atuar com vistas à estruturação de um mercado internacional de biocombustíveis sustentáveis, dando oportunidade ao biogás e ao biometano (Mariani, 2018).

O PNMC contemplou algumas medidas de mitigação para o setor de resíduos, por meio da recuperação de metano em aterros sanitários, incineração com recuperação energética e reciclagem, além de metas de incentivo ao aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário (Abrelpe, 2012).

Posteriormente, no ano de 2010, criou-se o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima, que é um dos instrumentos da Política Nacional sobre Mudança do Clima, instituída pela Lei nº 18.187/2009, garantindo recursos e financiamento de projetos que tenham como objetivos a mitigação e a adaptação das mudanças climáticas.

No mesmo ano se instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), através Lei nº 12.305, uma normativa que impulsionou a produção de biogás, uma vez que estimula a implantação de biodigestores, visando à não geração, à redução, reutilização, reciclagem, ao tratamento dos resíduos sólidos e à disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Sendo assim, o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa

Emissão de Carbono na Agricultura (Plano Agricultura de Baixo Carbono, Plano ABC), é uma “política pública que apresenta o detalhamento das ações de mitigação e adaptação às mudanças do clima pela agropecuária, e a forma de como o Brasil pretende cumprir com os compromissos assumidos de redução de emissão de GEE por este setor” (Brasil, 2012).

Foi desta política pública que se originou o Programa Rede BiogásFert, que tem como objetivo oferecer para a sociedade soluções tecnológicas para produção e uso integrados de biogás e biofertilizantes orgânicos e organominerais a partir de dejetos de animais (Embrapa, 2020).

A vigência do Plano ABC foi de 2010 a 2020, sendo previstas revisões e atualizações no período. Segundo Santos (2018), uma das estratégias do Plano ABC, dentro do programa de tratamento de resíduos, foi a liberação de linha de crédito para a implantação de biodigestores, limitados às regras do próprio programa. No entanto, Wander, Tomaz e Pinto (2016) constataram que os projetos de recuperação de áreas degradadas foram os que mais receberam financiamento, seguidos pelos de recuperação de florestas, plantio direto e Fundo Constitucional de Financiamento do Centro-Oeste (FCO).

Na safra 2016/2017, o Rio Grande do Sul registrou 12 contratos de investimento, por meio do Programa ABC, para fins de tratamento de dejetos (Observatório ABC, 2022). Com isso, Gomes *et al.* (2014) avaliam que o Programa ABC é o mais adequado para a produção de biogás no Brasil, disponibilizando aos agricultores uma linha de crédito específica.

Outro importante marco regulatório na área de energias renováveis foi a Resolução da Agência Nacional de Energia Elétrica nº 482/2012, que criou o Sistema de Compensação de Energia (*net metering*), em que unidades consumidoras com micro e minigeração distribuída (potência instalada de até 1 MW) podem gerar sua própria energia a partir de fontes renováveis, fazer a compensação e fornecer o excedente para a rede de sua concessionária.

A sua atualização adveio com a Resolução 687/2015, na qual a Aneel ampliou o período de compensação para 60 meses, além disso, o limite de potência instalada por usina foi aumentado a 3 MW para fonte hidrelétrica e 5 MW para outras fontes de energia renováveis e cogeração

qualificada. Neste viés, cumpre destacar que até então a tecnologia de geração distribuída era somente utilizada no Brasil para o fornecimento de energia elétrica em sistemas isolados, localidades que não possuem acesso ao sistema interligado nacional, quando a Aneel criou a Resolução 482 (Martins, 2015).

A Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), por meio da Resolução nº 08/2015, reconhece o biometano como fonte energética que se equipara ao gás natural, e trata da sua origem, impondo normas técnicas para respectiva produção e utilização.

No ano de 2017, a ANP publicou a Resolução nº 685/2017, que incluiu a especificação de biometano de aterros sanitários e tratamento de esgoto, além da agricultura, e reduziu a quantidade mínima de metano de 96% para 90% no biometano (ANP, 2017). Com isso, o biometano tem sua regulamentação para ser comercializado em todo o território nacional.

Quanto às medidas de apoio a pesquisa e desenvolvimento (P&D), destacam-se as ações da Aneel; da Itaipu Binacional, que viabilizou a implantação do Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás (CIBiogás-ER), em parceria com a Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial (Onudi) e outras entidades; da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), responsável por promover pesquisas e tecnologias que são base para estudos nacionais e internacionais, destacando-se a Embrapa Suínos e Aves de Concórdia-SC (Santos, 2018).

Sendo assim, a maior parte das iniciativas de P&D foram desenvolvidas nos últimos oito anos, sobretudo na região Sul do país, o que condiz com a realidade de disponibilidade de resíduos para a produção de biogás (Mariani *et al.*, 2014).

O Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (Probiogás) é um projeto fruto da cooperação técnica entre o governo brasileiro, por meio da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades, e o governo alemão, por meio da *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH* (GIZ), com o objetivo de contribuir para a ampliação do uso energético eficiente do biogás e, portanto, para a redução de emissões de gases indutores do efeito estufa.

O Plano Nacional de Energia-2030 (PNE-2030) é o primeiro estudo de planejamento integrado dos recursos energéticos, conduzido pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE) e vinculado ao Ministério de Minas e Energia (MME). Contudo, conforme colocado por Santos (2018), o plano trata da bioenergia oriunda do biogás a partir da biomassa residual de forma superficial, apresentando apenas projeções específicas para a produção e utilização do biogás produzido a partir dos resíduos sólidos urbanos.

Em dezembro de 2020, o MME aprovou o PNE-2050, por meio da Portaria nº 451, que traz o conceito, no seu planejamento, da transição energética. Segundo o documento, a transição energética se caracteriza pela descarbonização das matrizes energéticas em resposta à questão das mudanças climáticas, pela descentralização dos recursos energéticos e pela maior digitalização na produção e uso da energia; e condiciona-se a expansão da produção e do uso de energia no Brasil (Brasil, 2020). Ainda, verificou-se que o plano passa a incorporar o biogás como biocombustível, o qual está incluído no planejamento da transição energética.

Outro incentivo governamental que merece destaque é o que foi realizado pelo Conselho Nacional de Política Fazendária (Confaz) quando estabeleceu o Convênio ICMS 112, de 11 de outubro de 2013, posteriormente alterado pelo Convênio ICMS 24, de 8 de abril de 2016, que autoriza a concessão de redução de base de cálculo do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) nas saídas internas de biogás e biometano (Confaz, 2013).

Em 2017, foi criada para o setor do biogás a Lei 13.576/2017, na qual o governo federal instituiu a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), que é um programa pelo qual os produtores de biocombustíveis recebem títulos financeiros, denominados CBIOS, na proporção do volume e eficiência da produção de biocombustíveis, calculados por meio da ferramenta RenovaCalc, e sob a condição de respeitar a legislação ambiental, fomentando o aumento da produção de biocombustíveis em padrões mais sustentáveis (Brasil, 2017).

Stilpen, Mariani e Stilpen (2018) aduzem que muitas plantas podem ter dificuldades para se beneficiarem do programa RenovaBio, pois o potencial de produção de biogás do país estaria disperso e em pequena

escala, sendo que o investimento para a certificação desses pequenos empreendimentos talvez não seja viável. Eles também concluíram que o Programa contempla o etanol e o biodiesel, que já possuem mercados bastante desenvolvidos, garantindo uma vantagem competitiva para esses empreendimentos. O Brasil deveria atuar de forma mais efetiva para incentivar o uso do biogás, visto que, além de ganhar com a inserção de mais uma fonte de energia renovável, seria uma importante contribuição para a geração distribuída de energia (Mariani *et al.*, 2014).

Foi publicado em 12 de janeiro de 2022 o Decreto Federal nº 10.936/2022, regulamentando a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a PNRS, revogando, portanto, o Decreto regulamentador anterior nº 7.404/2010, sendo que a recuperação energética dos resíduos foi um dos alvos de regulamentação e detalhamento no novo Decreto (Brasil, 2022a).

No âmbito do MME, com a publicação da Portaria nº 627, de 17 de março de 2022, foi alterada a Portaria Normativa nº 19/MME/2021. A nova portaria passou a incluir, também, os investimentos em biometano no Regime Especial de Incentivos para o Desenvolvimento da Infraestrutura (Reidi), possuindo, assim, isenção na cobrança de PIS/Cofins para aquisição de máquinas, materiais de construção, equipamentos e outros componentes (MME, 2021).

Ainda, foi publicado o Decreto nº 11.003, de 21 de março de 2022, que institui a estratégia federal de incentivo ao uso sustentável de biogás e biometano, com o objetivo claro de fomentar programas e ações para reduzir as emissões de metano e incentivar o uso de biogás e biometano como fontes renováveis de energia e combustível (Brasil, 2022b).

O Ministério do Meio Ambiente (MMA), por meio da portaria nº 71, de 21 de março de 2022, lançou o Programa Nacional de Redução de Metano de Resíduos Orgânicos (Metano Zero). Um dos objetivos do programa é gerar receitas adicionais a projetos que promovam a redução de emissões dos GEE para a atmosfera e promover o fomento e a consolidação dos mercados de créditos de carbono, ao reconhecer e valorizar as atividades ambientais realizadas e incentivadas para a mitigação das emissões de metano, inclusive com a geração de créditos específicos para esse gás, resultando em retribuição monetária (MMA, 2022).

Para Santos (2018), dos planos citados, o que apresentou maior correlação com a produção de biogás na área rural foi o PNA, entretanto ainda não é possível identificar se as ações previstas estão em implantação. Ademais, outros planos e programas setoriais também têm contribuído para a produção de biogás no meio rural, como o Plano ABC e o Pronaf.

Altoé *et al.* (2017) consideram fundamental o aprimoramento de instrumentos legais de incentivo ao uso racional de energia, juntamente com ações que promovam o planejamento de médio e longo prazos e a diversificação da matriz energética nacional para fins de diminuir o risco de uma escassez de energia no Brasil, como já ocorreu anteriormente.

5 OPORTUNIDADES E DESAFIOS PARA O SETOR DE BIOGÁS NO BRASIL

O conceito de desenvolvimento sustentável foi estabelecido no Relatório Brundtland, em 1987, como “aquele que atende as necessidades dos presentes sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades” (Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1991, p. 46).

Sendo assim, é notório que o Estado tem o dever de assegurar a todos a existência digna, e o desenvolvimento econômico deve ser concomitante à preservação ambiental, para garantir um ambiente sadio para as presentes e futuras gerações (Rabelo, 2019).

O uso de biodigestores e, conseqüentemente, o uso do biogás, independentemente de sua escala, contribuem com a aplicação de 12 dos 17 ODS, estruturantes do plano de ação para erradicar a pobreza, proteger o Planeta e garantir que as pessoas vivam em paz e de forma próspera: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (Silva, 2021). Baú (2020) corrobora tal afirmação, visto que seus estudos objetivaram avaliar os impactos ambientais e socioeconômicos após a implantação da Usina Termelétrica, movida a biogás, de Entre Rios do Oeste, no Paraná. Como resultados, identificou que os maiores critérios de impactos positivos foram a redução das emissões de gases e odores à

atmosfera, as relações institucionais criadas e a geração de renda, além dos benefícios advindos pelo uso do subproduto biofertilizante.

Fato é que a utilização do biogás tende a contribuir diante do histórico das emissões de GEE entre 1990 e 2020, constatando-se um aumento das emissões a partir do ano de 2010, ocasionadas, principalmente, pela mudança de uso da terra e florestas.

Outra pesquisa, realizada por Santos, Oliveira e Ferreira Filho (2022), concluiu que as mudanças climáticas, ao levarem a perdas de áreas aptas para diferentes culturas agrícolas no Brasil, devem causar retração do PIB real e que os resultados em âmbito regional sugerem que as perdas serão maiores para aquelas regiões cujas economias são mais dependentes da agricultura na composição de seu valor de produção, em especial naquelas mais dependentes da soja, como a região Centro-Oeste e parte do Nordeste do Brasil.

Para Silva (2021), a maior motivação para o uso de biocombustíveis é seu potencial de reduzir a emissão de GEE de uma forma sustentável, e a renovação da matriz energética nacional é um tema que instiga novas pesquisas, devido à urgência que se tem em fomentar a utilização de fontes ambientalmente favoráveis.

Portanto, é cristalino que uma das vantagens do biogás é que ele pode ser gerado de forma contínua, diferentemente do que ocorre nos casos das energias eólica e solar; inclusive, devido a sua estabilidade, o biogás pode atuar como mecanismo regulador da intermitência das fontes eólica e fotovoltaica, sendo possível estocá-lo a custos baixos como matéria-prima ou, ainda, como em gás comprimido (Baú, 2020).

Apesar de inúmeros dados apontarem para uma vultuosa oportunidade de geração de renda, com benefícios sociais e ambientais, ainda há desafios para a implantação de sistemas de produção de biogás e do seu aproveitamento energético. Logo, o fornecimento de energia de forma eficiente para a população, implicando o fomento de novas fontes de energias renováveis, como a proveniente dos resíduos, constitui-se prioridade estatal (Rabelo, 2019).

Nota-se que, decorrente da ampla importância da agroenergia para a matriz energética brasileira de combustíveis, exige-se uma definição de objetivos estratégicos nacionais de médio e longo prazos (Silva, 2021).

Projetos de biogás podem ser feitos tanto por pessoas físicas como por pessoas jurídicas. Ademais, os créditos de energia, repassados pela concessionária local, podem ser compensados em contas de pessoas físicas ou jurídicas, além de haver a possibilidade de venda dos créditos no mercado livre de energia. A forma como vai ocorrer a compensação depende de como foi elaborado o modelo de negócio e o principal objetivo do empreendimento; o fato é que isso facilita e possibilita a formação de vários modelos de negócio, com a capacidade de viabilizar pequenos ou grandes projetos.

O Programa ABC, apesar de ser uma das políticas públicas mais antigas a apresentar relação com o setor do biogás, é o programa que disponibiliza aos agricultores uma linha de crédito específica para projetos de biogás. Assim, Santos, Oliveira e Ferreira Filho (2022) apresentam a relevância das iniciativas do Programa ABC no campo da mitigação das mudanças climáticas.

Porém, é possível perceber que ao longo dos anos, principalmente após a Resolução da Aneel nº 687/2015, surgiram novas políticas públicas que incluem e abordam diretamente o setor de biogás. Acredita-se que as mudanças trazidas pela Resolução da Aneel nº 687/2015 possibilitaram a criação de modelos distintos de negócio para geração de biogás, aumentando a sua visibilidade no mercado. Em decorrência disso, com a maior visibilidade do biogás, as demandas para criação de incentivos governamentais para o setor do biogás passaram a ser mais frequentes.

Novas políticas públicas, com o intuito de promover energias renováveis, estão vinculadas com os compromissos que o Brasil tem assumido nas COPs para redução de emissão dos GEE, principalmente do gás metano. Como já exposto, o gás metano é formado a partir da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos como, por exemplo, em aterros sanitários e esterqueiras de dejetos de animais da pecuária. Portanto, capturar o gás é essencial para se atingir as metas estabelecidas

nos acordos firmados nas COPs, sendo que a melhor forma de utilizar o gás metano, e evitar o seu lançamento para a atmosfera, é por meio da geração de energia e/ou biometano.

Verifica-se, do exposto, que os governos estão promovendo (ou pelo menos tentando promover) diversas políticas públicas para a proteção do meio ambiente e ao mesmo tempo para o desenvolvimento de matrizes energéticas limpas e renováveis, visto que os combustíveis fósseis poluem e são fontes de energia não renovável, além de aumentarem a concentração de GEE na atmosfera (Feitosa *et al.*, 2019).

De acordo com Mariani *et al.* (2014), embora os dados apontem para um crescimento exponencial, o mercado brasileiro de biogás requer uma atenção especial para impulsionar sua ampliação e utilização, assim como tem sido realizado com outras energias renováveis, como a eólica e a fotovoltaica, até que as tecnologias se desenvolvam de tal modo que os riscos de investimento se igualem aos das tecnologias de energias já consolidadas no mercado.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo, fruto de pesquisas em ciências e tecnologia ambiental, evidencia que o Brasil possui um número considerável de políticas públicas, nos seus mais diversos formatos, relacionadas com o setor de biogás em propriedades rurais, direta ou indiretamente.

Além disso, pode-se perceber uma forte relação entre o processo de produção de biogás e o desenvolvimento sustentável, pois os projetos de biogás contribuem fortemente com a redução da emissão de GEE, proporcionam um tratamento ambientalmente adequado para os dejetos agropecuários, evitando a contaminação do solo e água, além de produzirem biofertilizante e energia renovável.

Pode-se inferir que o biogás gerado a partir de dejetos de animais será “o futuro”, ainda que devesse ser o presente. Ver que os dejetos, que representam um passivo ambiental, serão tratados de forma ambientalmente adequada, e que esse tratamento transforma o passivo ambiental em ativos de valor econômico, ou seja, transforma dejetos de

animais em biogás, biofertilizante e créditos de carbono, não deveria parecer utópico. Quando se fala em biogás, é importante lembrar que a sua utilização gera energia elétrica, energia térmica e/ou biometano.

Apesar de todos esses benefícios, a sua aplicação ainda é escassa. Aparentemente, o histórico de projetos de biodigestores no Brasil parece ser uma das causas de este setor não ter se alavancado. Observou-se que na década de 1970 e nos anos 2000 muitos biodigestores foram instalados, porém poucos continuaram em funcionamento. Nesse sentido, as políticas públicas deveriam existir para fomentar esse setor, principalmente no quesito de capacitação técnica de pessoal e oferta de linhas de crédito e/ou subsídios.

Com relação às políticas públicas nacionais, infere-se que a maior parte está direcionada para o biodiesel e bioetanol, mas é possível perceber que o Brasil está buscando avançar no fomento, na criação de incentivos e programas para o biogás, sobretudo ao longo da última década, contudo os instrumentos existentes, até então, são pouco eficientes ou efetivos.

Ressalta-se, assim, uma maior necessidade de regulamentar e colocar em prática as novas legislações para o setor. Observou-se que grande parte das políticas públicas possui como principal objetivo a redução da emissão dos GEE, para atingir as metas dos acordos internacionais, e não a geração de energia renovável, tampouco versam sobre Pesquisa & Desenvolvimento.

Sob o ponto de vista do desenvolvimento sustentável, as novas políticas públicas têm como objetivo desenvolver o mercado do biogás para que o país consiga atingir suas metas de redução de emissão de GEE, aderidas nas COP. Constata-se que projetos de geração de biogás atendem as premissas do desenvolvimento sustentável, bem como vários ODS estabelecidos pela ONU.

Por conseguinte, entende-se que plantas de geração de biogás precisam ser vistas com maior atenção pelo poder público, pois o Brasil possui um dos maiores potenciais do mundo em geração de biogás, podendo contribuir de forma significativa com a redução de emissão de GEE, a diversificação da matriz energética e adotando medidas eficazes para o tratamento dos dejetos de animais.

REFERÊNCIAS

ABRAMOVAY, R. **Muito além da economia verde**. São Paulo: Abril, 2012.

ABRELPE. **Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos**. São Paulo, 2012.

AGUM, R.; RISCADO, P.; MENEZES, M. Políticas públicas: Conceitos e análise em revisão. **Revista Agenda Política**, v. 1, n. 2, pp. 12-42, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.31990/10.31990/agenda.ano.volume.numero> Acesso em: 12 jan. 2022.

ALTOÉ, L.; COSTA, J. M.; OLIVEIRA FILHO, D.; MARTINEZ, F. J. R.; FERRAREZ, A. H.; VIANA, L. de A. Políticas públicas de incentivo à eficiência energética. **Revista Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 285-297, 2017.

ANEEL. Resolução Normativa nº 482, de 17 de abril de 2012. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Seção 1, p. 53, v. 149, n. 76.

ANEEL. Resolução Normativa nº 687, de 24 de novembro de 2015. Altera a Resolução Normativa nº 482, de 17 de abril de 2012, e os Módulos 1 e 3 dos Procedimentos de Distribuição – PRODIST. **Diário Oficial da União**. Seção 1, p. 45, v. 152, n. 230.

ANEEL. **Micro e minigeração distribuída**: sistema de compensação de energia elétrica. Agência Nacional de Energia Elétrica. 2. ed. Brasília: ANEEL, 2016a.

ANEEL. Resolução Normativa nº 745, de 22 de novembro de 2016. Altera a Resolução Normativa nº 77, de 18 de agosto de 2004, que estabelece procedimentos vinculados à redução das tarifas de uso dos sistemas elétricos de transmissão e de distribuição, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Seção 1, v. 153, n. 228, p. 27, 2016b.

ANP. Resolução ANP nº 8, de 30 de janeiro de 2015. **Diário Oficial da União**. 02 fev. 2015.

ANP. Resolução ANP nº 685, de 29 de junho de 2017. Estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. **Diário Oficial da União**. 30 jun. 2017.

ARAÚJO, G. J. F. **Análise energética, ambiental e econômica de biodigestores de circulação interna e concentradores de vinhaça para geração de eletricidade, fertilizantes e créditos de carbono em diferentes cenários econômicos**. (Dissertação) – Programa de Pós-Graduação em Administração de Organizações, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto, 2017.

BATILANI, H. M. **Análise da viabilidade técnica e econômica da geração de energia elétrica com a utilização de biogás proveniente da decomposição anaeróbia de resíduos sólidos urbanos no Aterro Sanitário Pedreira Ingá**. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual de Maringá, Umuarama, 2019.

BAÚ, B. G. **Desenvolvimento sustentável: análise dos impactos da usina termelétrica de biogás em Entre Rios do Oeste**. (Dissertação) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Agronegócio, Toledo, 2020.

BIANEK, J.; SCHIRMER, W. N.; CABRAL, A. R.; MAYER, C. L. D.; EURICH, P. H. M.; MARTINS, E. H. Comparação entre metodologias USEPA e IPCC para estimativa teórica de produção de biogás em aterro municipal. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 34-40, 2018.

BLEY JR. C. **Biogás: a energia invisível**. 2. ed. rev. e ampl. São Paulo: CIBiogás; Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 2015.

BORGES, J. A. V.; SANTOS, C. E. R. O Desenvolvimento sustentável nas pequenas propriedades agrícolas caracterizadas como agricultura familiar no Brasil. **Anais... XII Semana de Economia UESB**, jun. 2013.

BRAGANÇA, G. G. F. de. O Financiamento de Energia Renováveis Alternativas no Brasil. **Caderno Opinião**, FGV Energia, 2017.

BRASIL. Lei nº 10.438, de 26 de abril de 2002. **Diário Oficial da União**. 19 abr. 2002.

BRASIL. 2005 - Plano Nacional de Agroenergia. Disponível em: <https://catalogo.ipea.gov.br/politica/446/plano-nacional-de-agroenergia>

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de Mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**. Brasília: MAPA/ACS, 2012.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Probiogás**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

BRASIL. Lei nº 13.576, de 26 de dezembro de 2017. **Diário Oficial da União**. 27 dez. 2017.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Nacional de Energia 2050**. Brasília: MME/EPE, 2020.

BRASIL. Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. **Diário Oficial da União**. 12 jan. 2022.

BRASIL. Decreto nº 11.003, de 21 de março de 2022. **Diário Oficial da União**. 22 mar. 2022.

CIBIOGÁS. **Panorama do biogás no Brasil 2021**. Foz do Iguaçu: CIBiogás, 2022.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso Futuro Comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991. p. 46. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf Acesso em: 27 jul. 2020.

CONFAZ. Convênio ICMS 112, de 11 de outubro de 2013. Autoriza a concessão de redução de base de cálculo do ICMS nas saídas internas de biogás e biometano. **Diário Oficial da União**. 18 out. 2013. Disponível em: https://www.confaz.fazenda.gov.br/legislacao/convenios/2013/CV112_13 Acesso em: 15 maio 2020.

COSTA, Joanne Régis da. Índice de sustentabilidade para pequenas propriedades agrícolas em condições amazônicas. **Revista Inclusão Social**, Distrito Federal, v. 6, n. 2, p. 100-104, jan.-jun. 2013.

DALAZEN, L. L.; SILVA, R. de F.; KACZAM, F.; SILVA, L. S. C. V. da; SANTOS, R. V. dos.; SILVA, B. N.; MUNHOZ JUNIOR, J. P. As práticas sustentáveis para a mitigação dos gases de efeito estufa: uma revisão sistemática de literatura. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 8, n. 5, p. 37685-37708, maio 2022.

EDWIGES, T. **Biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais provenientes de central de abastecimento**. (Tese) – Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, ago. 2017.

EMBRAPA. **Rede BiogásFert**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/biogasfert> Acesso em: 10 maio 2020.

FEITOSA, M. H. A.; SANTOS, L. B. P. dos; TEIXEIRA, R. R. de S.; SANTOS, J. V. da S.; FRANCO, D. da C.; NERES, H. L. S. Estudo prospectivos do biogás: uma fonte de energia para o desenvolvimento sustentável. **Revista Somma**, Teresina, v. 5, n. 1, p. 88-101, jan./jun. 2019.

FELIPETTO, A. V. M. **Conceito, planejamento e oportunidades**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p.

FERRAREZ, A. H.; FILHO, D. O.; FILHO, A. F. de L.; COSTA, J. M.; APARISI, F. R. S. Potencial de mitigação da emissão de gases de efeito estufa e enquadramento em Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) de empreendimento de uso de biogás como fonte energética em cadeia produtiva de frango de corte. **Vértices**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 12, n. 3, p. 41-57, set./dez. 2010.

FREITAS, Giovana Souza. **A conciliação de práticas cooperativas com o desafio da conquista e manutenção da sustentabilidade**: o caso da Cooperativa Regional de Agricultores Familiares Ecológicos (ECOVALE). (Dissertação) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Agronegócio, Porto Alegre, maio 2002.

GOLDEMBERG, J. LUCON, O. **Energia, Meio Ambiente & Desenvolvimento**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2012.

GOMES, A. C. A.; ROCHA, M. M.; GALVÃO, A. da S.; ALBINO, P. M. B. Incentivos para viabilização do biogás a partir dos resíduos da pecuária leiteira no Estado de Minas Gerais. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 30, p. 149-160, jul. 2014.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/> Acesso em: 18 set. 2020.

IPCC-Painel Intergovernamental sobre mudança do clima. **O oceano e a criosfera em um clima em mudança**. Sumário para formuladores de políticas públicas. Suíça, 2019.

LINARD, A. de F. G.; AQUINO, M. D. de. Biogás de aterro sanitário: análise de duas medidas mitigadoras das mudanças climáticas sob a perspectiva do mecanismo de desenvolvimento limpo. **Revista DAE**, jan./abr. 2016.

MARIANI, L.; CAVALIERO, C. K. N.; BLEY JR., C.; GOMES, A. C. A.; MITO, J. Y. L. Políticas públicas e privadas de incentivo ao uso do biogás na matriz energética brasileira. *In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO. Anais...* Florianópolis, SC, ago. 2014.

MARIANI, L. **Biogás**: diagnóstico e propostas de ações para incentivar seu uso no Brasil. (Tese) – Faculdade de Engenharia Mecânica. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2018.

MARIANI, L.; MITO, J. Y. L.; STILPEN, M. R.; STEINMETZ, R.; MARQUES, F. S.; CAVALIERO, C. K. N. O que ocorreu com os projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo da suinocultura no Brasil? *In: Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Anais...* Florianópolis, SC, mai. 2019.

MARTINS, V. A. **Análise do Potencial de políticas públicas na viabilidade de geração distribuída no Brasil.** (Dissertação) – Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, mar. 2015.

MATTEI, T. F.; CUNHA, M. S. da. Emissão dos gases de efeito estufa no Brasil: análise de curto e longo prazo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 4, Maringá, 2020.

MELLO-THÉRY, N. A. de; CAVICCHIOLI, A.; DUBREUIL, V. Controvérsias ambientais frente à complexidade das mudanças climáticas. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 12, n. 29, p. 155-170, set./dez. 2013.

MILANEZ, A. Y.; GUIMARÃES, D. D.; MAIA, G. B. da S.; SOUZA, J. A. P. de; LEMOS, M. L. F. **Biogás de resíduos agroindustriais**: panorama e perspectivas. *BNDS Setorial* 47, 2018. p. 221-276. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/15384> Acesso em: 15 maio 2020.

MMA. **Programa Nacional Metano Zero.** Brasília, 2022.

MME. Portaria nº 451, de 16 de dezembro de 2020. **Diário Oficial da União**. 17 dez. 2020.

MME. Portaria Normativa nº 19/GM/MME, de 16 de agosto de 2021. **Diário Oficial da União**. 18 ago. 2021.

OBSERVATÓRIO ABC. **Plano ABC**. Disponível em: <https://memoria.ebc.com.br/observatorio-abc> Acesso em: 14 jan. 2022.

ODS Brasil. **Agenda 2030**. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/> Acesso em: 4 jun. 2022.

OLIVEIRA, V. C. de. **Análise de viabilidade para a produção e utilização de um gerador a combustão por etanol**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Maria, Curso de Engenharia de Produção, Santa Maria, RS, 2017.

OLIVEIRA, F. D. A. **Proposta de coleta seletiva da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares visando sua utilização para geração de biogás a partir da biodigestão anaeróbia**. (Dissertação) – Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2015.

PAIXÃO, M. A. S. da; MIRANDA, S. H. G. de. Um comparativo entre a política de energia renovável no Brasil e na China. **Revista Pesquisa e Debate**, São Paulo. v. 29, n. 1, p. 53, 2018.

QUADROS, R.; TAVARES, A. N.; SANTOS, G. V. dos; BAJAY, S. A importância do contexto industrial nacional na adoção de políticas para o aproveitamento energético do biogás oriundo dos resíduos sólidos urbanos. **Qualitas Revista Eletrônica**, v. 17, n. 2, maio/ago. 2016.

RABELO, C. A. O fomento do biogás como fonte de energia renovável. **Revista Videre**, Dourados, MS, v. 11, n. 22, jul./dez. 2019.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto nº 52.964, de 30 de março de 2016. **Diário Oficial do Estado**. 31 mar. 2016.

SACHS, I. **Desenvolvimento incluyente, sustentável, sustentado**. Rio de Janeiro: Garamond, 2008.

SALINAS, N. S. C. **Legislação e Políticas Públicas: a lei enquanto instrumento de ação governamental**. (Tese) – Universidade de São Paulo, Faculdade de Direito, São Paulo, 2012.

SANTOS, R. de C. de F. **Análise das políticas públicas para o fomento à produção de biogás a partir de resíduos da pecuária leiteira em São Miguel do Oeste/SC**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Energia e Sustentabilidade. Universidade Federal de Santa Catarina. Araranguá, SC, 2018.

SANTOS, P. B. dos. **Análise das políticas públicas de Santa Catarina para fomentar o uso de energia solar fotovoltaica e biogás no meio rural**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia de Energia. Universidade Federal de Santa Catarina, Araranguá, SC, 2019.

SANTOS, C. V. dos; OLIVEIRA, A. F. de; FERREIRA FILHO, J. B. de S. Potential impacts of climate change on agriculture and the economy in different regions of Brazil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, n. 1, p. e220611, 2022.

SCHÜTTE, A. F. D. **O segmento do biogás em foco: discussão das políticas públicas do Brasil e do mundo**. Monografia (Graduação) – Curso de Engenharia de Energia. Universidade de Brasília, Brasília, DF, nov. 2017.

SEEG. **Análise das emissões brasileiras de gases do efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**. Brasília, 2021.

SEEG. **Estatísticas das emissões de gases de efeito estufa para todos os setores do Brasil**. Disponível em: <http://www.seeg.eco.br/> Acesso em: 15 jul. 2020.

SILVA, C. E. V. da. **Sustentabilidade**: Avaliação da produção de biogás em um biodigestor de pequena escala. (Dissertação) – Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, RS, 2021.

SOARES, C. M. T. FEIDEN, A.; PLEIN, C. PASTÓRIO, I. T. Uso do biogás no meio rural como um fator de desenvolvimento rural sustentável. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 4, n. 6, p. 3298-3317, out./dez. 2018.

SOUZA, M. C. O.; CORAZZA, R. I. Do Protocolo de Kyoto ao Acordo de Paris: uma análise das mudanças no regime climático global a partir do estudo da evolução de perfis de emissões de gases de efeito estufa. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 42, p. 52-80, dez. 2017.

STILPEN, M; MARIANI, L. STILPEN, D. Análise do Programa RenovaBio no âmbito do setor do biogás e biometano no Brasil. *In*: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO, Cuiabá, MT, set. 2018.

STOFFEL, J. A.; COLOGNESE, S. A. O desenvolvimento sustentável sob a ótica da sustentabilidade multidimensional. **Revista FAE**, Curitiba, v. 18, n. 2, p. 18-37, jul./dez. 2015.

VEIGA, J. E. da. **Desenvolvimento sustentável**: o desafio do século XXI. Rio de Janeiro: Garamond, 2010.

WANDER, A. E.; TOMAZ, G. A.; PINTO, H. E. Uma avaliação formativa do Plano ABC. **Revista de Política Agrícola**, ano XXV, n. 3, 2016.

O LICENCIAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL NA REGIÃO DA AMZOP NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

*Jaqueline Fatima Ambrosio
Valdecir José Zonin
Cristiane Funghetto Fuzinatto
Talissa Truccolo Reato*

1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

No século XXI o Licenciamento Ambiental está em destaque, sobretudo pelo amplo aumento de empreendimentos sendo licenciados no Brasil. Neste viés, é importante que haja uma gestão ambiental eficiente para que a sociedade, o meio ambiente e a economia não sejam onerosamente prejudicados.

O Licenciamento Ambiental, que é um instrumento de gestão da Política Nacional do Meio Ambiente, foi instituído pela Lei Federal nº 6.938, de 1981 (Brasil, 1981). A partir dele, houve uma evolução dessa modalidade de gestão no país, emergindo a descentralização da gestão ambiental que, de acordo com Perez (2013), possui como grande desafio desenvolver a economia do município sem afetar o meio ambiente. Com efeito, é importante unir duas vertentes dos pilares da sustentabilidade a fim de atingir o desenvolvimento sustentável: a preservação ambiental e o crescimento econômico.

Coincidindo com as urgências atuais, os ODS (Objetivos do Desenvolvimento Sustentável) são um apelo global para ampliar ações que minimizem a pobreza, protejam o meio ambiente e também o clima. Ademais, constituem a busca pela garantia de que os seres humanos, em todos os lugares, consigam desfrutar da paz e da prosperidade.

De tal modo, a Organização das Nações Unidas (ONU) estabelece 17 objetivos com o intuito de contribuir para efetivar a Agenda 2030 no Brasil. Destacam-se, por conseguinte, como sendo principais reveses, tornar as cidades e assentamentos humanos mais inclusivos, mais seguros, resilientes e sustentáveis, bem como erradicar a fome, atingir um patamar de segurança alimentar, melhorar a nutrição e promover a agricultura sustentável (ONU, 2021).

Stake (1991) esclarece a visão de desenvolvimento sustentável, posto que assevera que, “para ser sustentável, o desenvolvimento precisa levar em consideração fatores sociais, ecológicos, assim como econômicos; as bases dos recursos vivos e não vivos; as vantagens e desvantagens de ações; alternativas a longo e curto prazos”. Isso significa que uma sociedade é sustentável quando é capaz de se organizar e de se comportar de forma que ela, por meio das gerações, garanta a vida dos cidadãos e dos ecossistemas nos quais está inserida, em conjunto com a qualidade de vida.

Resta evidente que, à medida que uma sociedade se fundamenta em recursos renováveis e recicláveis, mais sustentável ela se transforma. Entretanto, isso não significa que não possa se valer de recursos não-renováveis, porém, ao fazê-lo, precisa ser responsável no que tange à solidariedade, sobretudo com as gerações futuras (Boff, 2016).

O estudo do meio ambiente é cada vez mais discutido por causa da degradação da natureza e da redução da qualidade de vida para muitos, tanto nas cidades quanto no meio rural. Essa situação decorre, além de outros motivos, da amplitude do mau gerenciamento ambiental que vem dos setores público e privado.

De acordo com a Federação das Associações de Municípios do Rio Grande do Sul (Famurs, 2021), é fulcral que a administração municipal crie unidades específicas para tratar de situações que envolvam o meio ambiente; esta iniciativa é elementar para que seja possível verificar os problemas causados pela falta de planejamento apropriado, isto é, de políticas que contemplem resoluções acerca do impacto ambiental gerado pelos projetos.

Ademais, é importante enaltecer que a agricultura se modernizou porém existem muitos desafios. Há uma ampla concentração de riqueza em pequena parcela de propriedades rurais. Fato é que existem milhões de hectares de solos e pastagens degradados, além de uma ampla ineficiência no uso de água na irrigação, bem como o uso inadequado de agroquímicos, os quais oferecem riscos para a saúde e o meio ambiente. Algumas situações colaboram para a identificação de acertos, para a visualização de problemas como oportunidades e também para a criação de ações futuras no caminho da sustentabilidade (Embrapa, 2022).

Assim, pode-se dizer que a agricultura familiar é considerada um exemplo. Em termos objetivos, é aquela desenvolvida, predominantemente, pelos membros de um mesmo núcleo familiar, sem empregados e sem o auxílio de terceiros de maneira permanente. Logo, é possível acrescentar que, segundo Wanderley (2009), a referida modalidade de agricultura é praticada pela família que, simultaneamente, é dona dos meios de produção e trabalha no local. Ela é basilar, sob vários aspectos, para o desenvolvimento do Brasil. Inúmeros autores explicam que este modo de produção é importante quando se trata da implementação de uma cultura sustentável de alimentos, especialmente em função da sua diversificação na produção, bem como pela estratégia de manutenção da biodiversidade e sua expressiva participação na ocupação e geração de renda aos trabalhadores rurais (Embrapa, 2014).

Gliessman (2000) aduz que a agricultura passa a ser sustentável quando é capaz de ocasionar o mínimo de efeitos nocivos ao ambiente; quando utiliza água de forma a sustentar as necessidades hídricas do ambiente e das pessoas; quando depende, mormente, dos recursos internos ao agroecossistema, buscando incluir comunidades próximas; quando busca valorização e conservação da diversidade biológica, de forma a garantir a igualdade no acesso a práticas, conhecimentos e tecnologias agrícolas, facilitando o controle local dos recursos agrícolas.

A Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) no ano de 1991 asseverou que os problemas ambientais com que a sociedade atual se defronta não são contemporâneos, porém sua complexidade passou a ser vislumbrada com mais intensidade apenas

recentemente. Assim, pode-se refletir que as preocupações humanas se voltavam para os efeitos do desenvolvimento sobre o meio ambiente. Nos dias de hoje há preocupação também sobre como a deterioração ambiental pode impedir ou reverter o desenvolvimento econômico. Dessa constatação advém a intensificação de estudos, pesquisas e debates sobre o tema. Este ponto de análise precisa alcançar a comunidade em geral, inclusive por meio do envolvimento das administrações municipais, estaduais e federais, para que todos possam acessar conhecimentos dessa natureza (CMMAD, 1991).

Por meio do uso de práticas de manejo, que não agridam colossalmente o ambiente, é possível assegurar uma produtividade longa dos ecossistemas para as futuras gerações. Por isso, é imperioso desenvolver, junto às Administrações Públicas, modelos de gestão capazes de assegurar a preservação da natureza (CMMAD, 1991).

A pesquisa em tela indica que um dos fatores que fazem com que o licenciamento constitua um perfil não sustentável são as chamadas vistorias de rotina. Em outros termos, o que se reflexiona é que, mesmo existindo a licença ambiental, a qual apresenta as condições e restrições para operar, muitos licenciados infringem as condicionantes do Alvará Ambiental. Diante disso, fato é que muitas atividades acabam se realizando em desacordo com o que determina a legislação.

Outrossim, nota-se que a pertinência do estudo do tema deste capítulo está relacionada com a possibilidade de eficiência e/ou uma gestão deficitária para a proteção, conservação e preservação dos recursos ambientais. Para tanto, faz-se necessário tecer conhecimentos acerca do uso adequado do ambiente, tendo, na descentralização da estrutura de gestão e no licenciamento, bases que constituam instrumentos com efeitos eficazes para tal. Neste sentido, os municípios estão envolvidos neste processo, visto que são da esfera local e os problemas são por eles vivenciados de maneira imediata.

A finalidade do estudo apresentado consiste na importância de analisar e descrever os processos de Licenciamento Ambiental que são executados no meio rural. O local eleito são os municípios da AMZOP no

Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, verificando-se seus impactos no meio ambiente.

Para alcançar o objetivo geral, algumas etapas são basilares, entre elas identificar elementos que descrevem a região de estudo, gerando gráficos dos dados; caracterizar as atividades mais licenciadas no meio rural nos municípios envolvidos, considerando a Lei Complementar nº 140/2011; e, por fim, verificar se os processos de Licenciamento Ambiental promovem o desenvolvimento sustentável na região em tela.

Esta investigação, que se propõe analisar o processo de Licenciamento Ambiental nos municípios da região da Associação dos Municípios da Zona de Produção (AMZOP), também apresenta a percepção dos(as) servidores(as) sobre o tema, bem como as demandas e as atividades licenciadas em seu município de atuação. Sendo assim, acrescenta-se que o público-alvo do estudo referido são os profissionais técnicos(as) ambientais que trabalham com o licenciamento ambiental nos municípios da região do Médio Alto Uruguai gaúcho pertencentes à AMZOP, e que ocupam cargos de licenciadores, de fiscais ambientais ou afins.

Em termos de metodologia, informa-se que são utilizadas técnicas quantitativas e qualitativas (Creswell, 2014). A coleta de dados ocorreu por meio do envio de um formulário estruturado para uma amostragem de profissionais técnicos ambientais que trabalham com o Licenciamento Ambiental em âmbito municipal na região do Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, pertencentes à associação AMZOP.

Além disso, optou-se pelo estudo de caso, estratégia de pesquisa abrangente, aliado à explanação dos resultados (Yin, 2001). A investigação aqui apresentada, que faz parte das pesquisas dissertativas no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, pretende combinar as duas modalidades: recursos estatísticos e interpretação dos dados. Para fins de encerrar a explanação introdutória, cabe enfatizar que o estudo de caso contribui para a compreensão de fenômenos individuais, organizacionais, sociais e políticos, o que é bastante significativo quando se trata de pesquisas deste segmento.

2 ASSOCIAÇÃO DOS MUNICÍPIOS DA ZONA DE PRODUÇÃO NO MÉDIO ALTO URUGUAI DO RIO GRANDE DO SUL: CARACTERIZAÇÃO E RENDA

A Associação dos Municípios da Zona de Produção (AMZOP) está situada na região do Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, isto é, Médio Alto Uruguai Gaúcho. Em 2023, faziam parte 43 municípios, os quais têm características produtivas e ambientais semelhantes, sendo eles: Alpestre, Ametista do Sul, Barra Funda, Boa Vista das Missões, Caiçara, Cerro Grande, Chapada, Constantina, Cristal do Sul, Dois Irmãos das Missões, Engenho Velho, Erval Seco, Frederico Westphalen, Gramado dos Loureiros, Iraí, Jaboticaba, Lajeado do Bugre, Liberato Salzano, Nonoai, Nova Boa Vista, Novo Barreiro, Novo Tiradentes, Novo Xingu, Palmeira das Missões, Palmitinho, Pinhal, Pinheirinho do Vale, Planalto, Pontão, Rio dos Índios, Rodeio Bonito, Ronda Alta, Rondinha, Sagrada Família, São José das Missões, São Pedro das Missões, Sarandi, Seberi, Taquaruçu do Sul, Três Palmeiras, Trindade do Sul, Vicente Dutra e Vista Alegre (Famurs, 2023).

A região em apreço está inserida no bioma de Mata Atlântica, que é caracterizado, principalmente, como Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012). Ademais, pertence à Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, que está localizada na Região Hidrográfica da Bacia do Rio Uruguai, com área de 9.479 km² e uma população estimada de 305.619 habitantes, em 2020. Destaca-se que 183.453 habitantes pertencem a áreas urbanas, e 122.167, a áreas rurais (Brasil, 2022a).

Outra informação importante diz respeito ao clima da região, considerado subtropical do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, apresentando temperatura média anual de 18° Celsius, com máximas no verão de 41° Celsius e mínimas no inverno inferiores a 0° Celsius. A precipitação média anual é elevada, sendo bem distribuída ao longo do ano, atingindo-se, geralmente, uma média de 1.800 a 2.100 mm de chuva (Maluf, 2000).

Localizada no extremo norte do estado do Rio Grande do Sul, é a região do estado que tem a maior concentração de pequenas

propriedades. Apesar dessa estrutura geográfica, possui um microclima de aspecto agradável, possibilitando iniciativas diversas com resultados positivos. O relevo da região é acidentado, porém conta com recursos hídricos, o que permite implantar projetos de irrigação, estimulando a diversificação agropecuária, ainda que em pequena escala, mas dotada de qualidade (Girardi *et al.*, 2017).

A região foi ocupada tipicamente por imigrantes italianos, alemães e poloneses. Tecendo comparações com outras regiões do mesmo estado-membro, a colonização é recente: as colônias foram constituídas em 1925. A parte norte gaúcha desenvolveu, ao longo da história, sistemas produtivos com predomínio da forma social familiar de produção, trabalho e ocupação dos seus espaços rurais (Girardi *et al.*, 2017).

Ainda, a área em apreço foi colonizada por empreendedores que buscaram vencer os desafios em uma época em que havia espaço para gerar riqueza, ampliando a área de domínio. Este espaço foi desbravado e a prosperidade decorre da exploração da agricultura e pecuária, porém sob forte pressão dos recursos naturais. Este modelo, aos poucos, veio se esgotando e, simultaneamente, retirando a capacidade articuladora e agregadora de conhecimento sobre novas oportunidades. A região, paulatinamente, declinou, tornando-se economicamente uma das mais empobrecidas do Rio Grande do Sul (Girardi *et al.*, 2017).

Salienta-se que a região do Médio Alto Uruguai faz parte da região do Conselho de Desenvolvimento do Médio Alto Uruguai (Codemau), cuja atividade rural predominante está entre as principais responsáveis pelo seu crescimento econômico e social, seja por meio do plantio de culturas anuais, seja pela criação de animais (Girardi *et al.*, 2017).

A pesquisa apontou que na região da AMZOP o agronegócio e a produção de grãos são as atividades que mais se destacam. Em grande parte, tais dinâmicas são desenvolvidas por um número menor de produtores, os quais possuem áreas maiores de terras. Contudo, é uma área de pequenas propriedades rurais, em que a agricultura familiar e a produção diversificada de alimentos são bastante significativas para o uso na propriedade e no sustento das famílias, assim como para a produção

de alimentos visando à venda direta ao consumidor no “porta a porta”, em feiras, no comércio regional e para processamento em agroindústrias familiares.

Diante do exposto, percebe-se que os municípios em tela possuem uma concentração de empreendimentos rurais que promovem a diversificação da propriedade rural por meio de atividades como plantio de grãos e cereais, hortaliças, produção de leite, suinocultura no sistema integrado e fomicultura. O uso alternativo do solo e a produção de alimentos são significativos para a região, aspectos que enaltecem a sua importância e têm capacidade para serem ampliados.

Além disso, é necessário enfatizar que a agricultura familiar detém papel de destaque em toda região, promovendo novidades que contribuem com uma parcela significativa no que tange à geração de alimentos e renda no estado. Ressaltam-se também a agregação de valor e a agroecologia para o desenvolvimento rural.

O referido modo produtivo, na atualidade, denota a geração de empregos no meio rural, sendo a principal forma de atividade econômica de muitas famílias, uma vez que contribui com a segurança alimentar, assim como para a proteção ambiental e para a melhoria socioeconômica (Brasil, 2022b). Ademais, as bases econômicas da agricultura estiveram (e estão assentadas) na necessidade de constantes mudanças na matriz produtiva. Como frisado, a região da AMZOP, na qual estão inseridos os municípios envolvidos nesta pesquisa, possui uma diversificação de atividades de geração de renda. O território em apreço é constituído por pequenos produtores rurais, por povos e comunidades tradicionais, que estão assentados da reforma agrária, são silvicultores, aquicultores, extrativistas e pescadores. Além disso, é a principal responsável pela produção dos alimentos que são disponibilizados para o consumo da população brasileira. Para tanto, é na agricultura familiar que a gestão da propriedade é compartilhada pela família, e a atividade produtiva agropecuária é a principal fonte geradora de renda. A diversidade produtiva também é uma característica marcante desse setor, pois muitas vezes alia a produção de subsistência a uma produção destinada ao mercado (Brasil, 2022b).

3 TÉCNICOS E SETORES AMBIENTAIS MUNICIPAIS DA REGIÃO DA AMZOP

A pesquisa contou com a participação de técnicos ambientais que estão à frente dos setores ambientais municipais em contato direto com o público. Mencionados técnicos foram identificados como sendo ocupantes dos cargos de analista ambiental, licenciador ambiental, fiscal ambiental, coordenador municipal ambiental, biólogo, engenheiro agrônomo e de equipe de assessoria terceirizada.

Entre os formulários submetidos, obteve-se o retorno de quatorze deles, sendo 32,5% entre todos os participantes convidados que aderiram à pesquisa. Conseqüentemente, a partir desta coleta, foram gerados os dados estatísticos.

Quando se relacionam os dados pessoais, a exemplo do gênero, as informações obtidas mostram que 78,6% dos entrevistados são do sexo feminino e 21,4% são do sexo masculino. Em seguida, quando se refere à faixa etária, pode-se observar que este dado é substancialmente variável, haja vista que os entrevistados possuem idade entre 20 anos e até acima de 50 anos (21% entre 20 e 30 anos, 43% entre 30 e 40 anos, 29% entre 40 e 50 anos, 7% mais que 50 anos).

Ao se abordar a formalização da divisão de trabalho nas prefeituras dos municípios da região da AMZOP, percebeu-se que a distribuição por tipo de estrutura ambiental mostrou um predomínio de uma Secretaria Municipal em conjunto com outros temas (64,3%). Assim, a opção que mais se destacou foi o setor ambiental unido à Secretaria da Agricultura, seguido pela Secretaria Municipal exclusiva (21,4%), que predomina nos municípios de grande porte. Em último lugar, ficou departamento, assessoria, ou órgão similar ao poder público (14,3%). Foi citado ainda que, usualmente, o setor ambiental está localizado junto a alguma divisão ou secretaria não considerada afim.

Vindo ao encontro da Lei Complementar nº 140/2011, notou-se que, na região, houve uma adesão significativa das prefeituras à municipalização ambiental, de modo que 78,6% dos órgãos ambientais estão funcionando há mais de 10 anos. Em 21,4% dos municípios, a

análise e a emissão de documentos está ativa demoraram mais tempo, estando ativo há um período entre 5 e 10 anos.

Constatou-se, ainda, que a equipe técnica multidisciplinar que é responsável pelo setor público municipal para as atividades e demandas ambientais, como coordenação, gestão, licenciamento, fiscalização, emissão de pareceres, entre outras, varia conforme o tamanho e a demanda dos municípios. Conforme o relatado, a quantidade de técnicos que compõem os setores ambientais é a seguinte: apenas 1 pessoa (7,1%), 2 pessoas (28,6%), 3 pessoas (14,3%), 4 pessoas (21,4%), entre 5 e 10 pessoas (28,6%).

Evidencia-se que, para a demanda de análise e liberação dos documentos ambientais, o município necessita dispor de licenciador ambiental, isto é, o profissional responsável por analisar os projetos. Segundo dados da pesquisa, obtiveram-se os seguintes resultados: 15,4% dos profissionais são do quadro efetivo – concursado para licenciador; 53,8% são do quadro efetivo – com Portaria para licenciador, aprovado em concurso para outro cargo, como biólogo, analista ambiental, encarregado de meio ambiente, gestor ambiental, motorista, professor etc. Já 15,4% dos profissionais são terceirizados, e os outros 15,4%, profissionais de cargo em comissão (CC). Muitas vezes, é o próprio secretário quem assina a liberação dos documentos.

Em relação à escolaridade dos profissionais que atuam como licenciadores nos municípios pesquisados, 7,1% têm formação no Ensino Técnico ou Profissionalizante na área de Agropecuária. Outro dado importante é que 50% possuem Ensino Superior Completo, principalmente nas áreas de Biologia, Engenharia Ambiental e Sanitária, Engenharia Florestal e Engenharia Agrônômica. No entanto, apenas 28,6% possuem Pós-graduação *Lato Sensu* (Especialização), e 14,3% têm Pós-Graduação *Stricto Sensu* (Mestrado). O cargo dispõe, somente, na maioria dos municípios, de um profissional licenciador.

No cenário em apreço, os municípios dispõem de fiscal ambiental para fazer o trabalho de fiscalização das condicionantes instituídas nos documentos ambientais emitidos que regem os empreendimentos potencialmente poluidores em atividade. Ademais, verificam denúncias

de crimes ambientais. Este profissional foi apontado como sendo geralmente um único funcionário para tal função e, dentre eles, estão: 50% de servidores do quadro efetivo – concursados para fiscal; 42,9% do quadro efetivo com Portaria para fiscal – concurso para outro cargo; e sendo que 7,1% trabalham por meio de vínculos contratuais.

Especificamente quando se elenca a escolaridade dos fiscais ambientais que atuam nos municípios, constata-se que 7,1% possuem Ensino Médio completo; 21,4%, Ensino Técnico ou Profissionalizante na áreas agrícolas e agropecuárias; 42,9%, Ensino Superior completo com formação profissional, principalmente na área de Gestão Ambiental, Biologia, Engenharia Ambiental e Sanitária, Engenharia Florestal e Engenharia Agrônômica; 7,1% têm Pós-Graduação em nível de Especialização; 14,3%, Pós-Graduação na modalidade de Mestrado; e 7,1%, Pós-Graduação na modalidade de Doutorado.

Em circunstâncias em que o município não dispõe de efetivo suficiente para atender às demandas de apreciação dos protocolos de licenciamentos, vistorias a campo, análise de documentos dos processos, emissão de pareceres técnicos e fiscalização ambiental, estes podem requerer uma equipe contratada por meio de consórcio, ou empresa terceirizada. Essa situação é corriqueira em 78,6% dos setores ambientais. Para resolver a referida adversidade, o serviço pode ser ofertado como: temporário, conforme a necessidade; intercalando-se o serviço presencial e remoto, sem quantidade de dias fixos; ou de forma permanente, atendendo semanalmente ou quinzenalmente.

Sobre a organização dos setores ambientais municipais, são necessários mecanismos que tornem o licenciamento ambiental minimamente viável ao município. Para tanto, é mister o enfrentamento dos problemas ambientais, de forma adequada, contando-se com a seguinte estrutura ambiental: Secretaria de Meio Ambiente ou departamento, setor ou órgão similar; assessoria, recursos específicos para a área; e Conselho de Meio Ambiente ativo.

Em relação à estrutura adequada para atenuar obstáculos ambientais, o que se percebe é que, quanto maior for o município em termos de população, maior será a presença de estrutura ambiental

(IBGE, 2016). Quanto aos Conselhos de Meio Ambiente, esses são órgãos colegiados normativos que propõem normas e diretrizes relativas à gestão ambiental, e são paritários (igualdade de representação, de caráter consultivo); emitem opinião e parecer; indicam ações ou políticas; são deliberativos (têm poder de decisão sobre a implementação de políticas ou a administração de recursos) (Perez *et al.*, 2015).

A partir dos dados obtidos acerca das exigências legais necessárias para o adequado funcionamento dos setores ambientais supracitados, a exemplo da existência e efetivação do Conselho Municipal do Meio Ambiente, 78,6% dos municípios pesquisados afirmaram que as exigências são conhecidas e mantidas atualizadas; para 14,3%, são conhecidas mas não são mantidas atualizadas; para 7,1% dos municípios, são desconhecidas.

Considera-se que ter disponíveis recursos específicos para a área de meio ambiente é elemento fundamental para poder viabilizar qualquer ação municipal nessa esfera. No entanto, poucas prefeituras dispõem de tais recursos.

Sendo assim, assevera-se que o Fundo Municipal do Meio Ambiente tem por desígnio gerir os recursos financeiros que são arrecadados por meio das multas, infrações ambientais e parte das receitas da emissão dos documentos ambientais, auxiliando o funcionamento do setor ambiental e financiando ações e projetos na área de meio ambiente. Quando questionados acerca desse aspecto, constatou-se que, para 57,1% dos municípios, os requisitos legais são conhecidos e mantidos atualizados; para 21,4%, são conhecidos mas não são mantidos atualizados; para 7,1%, não são desconhecidos; e 14,3% dos municípios não souberam opinar a respeito.

4 O LICENCIAMENTO AMBIENTAL NO MEIO RURAL NA REGIÃO DA AMZOP E A SUA RELAÇÃO COM O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

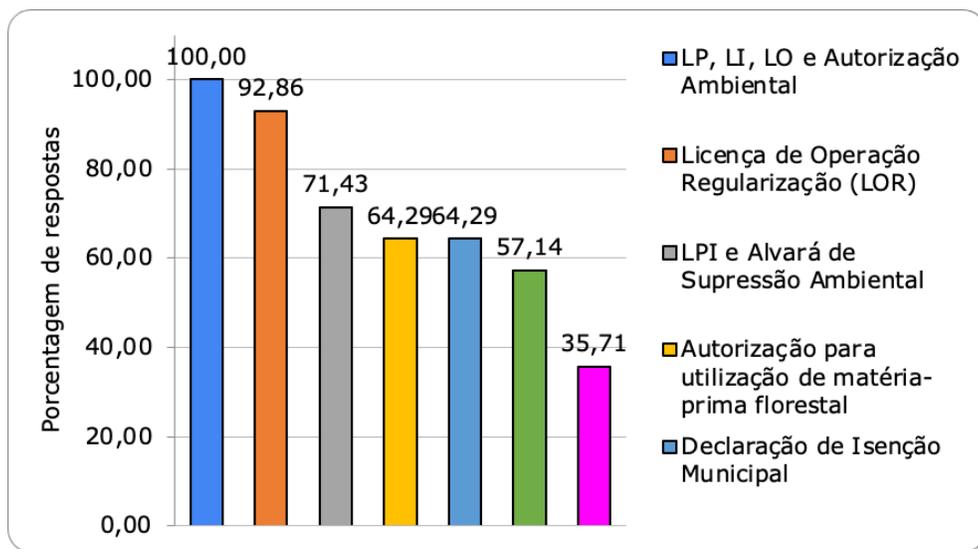
De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente no Brasil, diferentes tipos de empreendimentos estão sujeitos a Licença Ambiental:

as atividades que usam diretamente recursos naturais, como solo, água, árvores ou animais, mineração, agropecuária e pesca; as empresas que são consideradas poluidoras, não só por extraírem recursos naturais diretamente do meio ambiente, mas por produzirem resíduos sólidos, líquidos ou gasosos; e as atividades que provocam degradação do meio ambiente, como obras de infraestrutura (Brasil, 1981).

O processo de licenciamento ambiental é realizado em três fases. Em primeiro lugar, solicita-se a Licença Prévia (LP), a qual é concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou da atividade. Na sequência, aprovam-se a localização e a concepção do empreendimento, atestando-se a viabilidade ambiental e estabelecendo-se os requisitos básicos e condicionantes que devem ser atendidos nas outras fases de implementação. Posteriormente, requer-se a Licença de Instalação (LI), que autoriza a instalação do empreendimento ou da atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo-se as medidas de controle ambiental e demais condicionantes. Após a conclusão das obras, solicita-se a Licença de Operação (LO), que autoriza a operação da atividade ou do empreendimento. Este procedimento é realizado com a verificação do efetivo cumprimento do que consta nas licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e os condicionantes determinados para a operação. Seu prazo de validade varia de 4 a 10 anos, a critério do órgão ambiental competente.

Ao se tratar das modalidades de licenças emitidas pelas prefeituras, por meio do Licenciamento Ambiental Municipal e dos processos protocolados e analisados diariamente (apresentados no gráfico abaixo), constatou-se que todos os municípios emitem Licença Prévia (LP) de Instalação (LI), de Operação (LO), que são utilizadas para a liberação de empreendimentos e atividades com potencial poluidor. Os demais documentos são emitidos junto aos setores de meio ambiente.

Gráfico 1 – Modalidades de Licenças emitidas nos municípios da região da AMZOP



Fonte: dados da pesquisa (2022).

Dentro da AMZOP, o estudo apontou que os demais documentos emitidos junto aos setores de meio ambiente são os seguintes: Licença Prévia e de Instalação Unificadas (LPI), Licença de Operação e Regularização (LOR), Licença Ambiental Única (LAU), Autorização Ambiental, Alvará de Supressão Vegetal, Dispensa Ambiental, Declaração de Isenção Ambiental, Autorização para Utilização de Matéria-prima Florestal.

Segundo a pesquisa, constatou-se que, na região, dentre as atividades agrícolas, as que têm maior procura por Autorizações, Alvarás ou Dispensas Ambientais nos municípios são as que envolvem o descapoeiramento de áreas em estágio inicial de regeneração – em áreas de pousio, conversão de áreas de pastagem nativa –, potreiro em lavoura, manejo florestal de áreas de vegetação em estágio médio – capoeirão ou “áreas abandonadas”.

Outros serviços buscados pelas demandas agrícolas são o nivelamento de solo em áreas de lavouras íngremes e acidentadas para transformar em áreas mecanizadas, abertura de açudes e bebedouros, aproveitamento de toras e lenha para uso na propriedade. Em

determinados casos, a agência bancária solicita um documento ambiental para financiar as atividades em que envolvam uso de horas máquinas, plantio, adubação, ou correção de área agrícola.

No que tange ao licenciamento de atividades pecuárias, as que possuem maior destaque nos municípios estudados são as de criação confinada de animais de médio porte por meio da suinocultura, seguidas pela de criação de animais de grande porte com a bovinocultura leiteira por meio dos sistemas de manejo confinados ou semiconfinados e bovinocultura de corte.

Quando se citam as Dispensas ou Isenções Ambientais, que são documentos mais simplificados, a emissão destes documentos se dá, na maioria das vezes, para a compra de animais, custeios pecuários e financiamento de equipamentos e insumos usados para o manejo e a alimentação animal.

Os referidos dados enaltecem que a região está se desenvolvendo na área agrícola e pecuária, e que os empreendimentos precisam ser analisados antes de entrarem em operação, vindo ao encontro do que diz a Legislação.

Fato é que a concessão de Licença Ambiental para empreendimentos, atividades que causem possíveis impactos ambientais e aquelas que se utilizem dos recursos naturais (de forma considerada, ou parcialmente poluidora) depende da sua área de atuação, bem como necessita de uma avaliação prévia, assim como de fiscalização do empreendimento a ser liberado.

Por conseguinte, entende-se que o licenciamento de âmbito municipal é voltado, em geral, para atividades de pequeno porte e que possui impactos ambientais mais restritos. Atividades com tais características podem ser licenciadas por processos mais simplificados de licenciamento, dispensando a avaliação de impacto ambiental como subsídio para o processo decisório, o que, geralmente, não ocorre no modelo trifásico (Fonseca; Rodrigues, 2017).

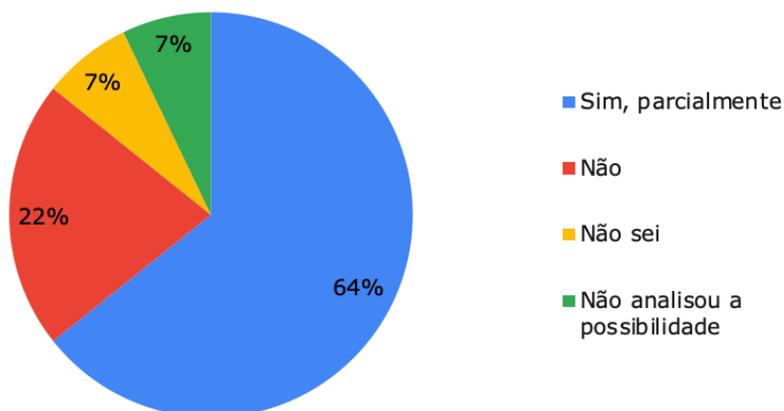
O processo de concessão de Licenças e Autorizações para o desenvolvimento de atividades econômicas revela que há uma disputa entre duas demandas básicas: a necessidade de se produzir e a de se preservar o meio ambiente. Essa última é atribuída também ao setor público, responsável pelas atividades de planejamento e controle ambiental. Por outro lado, a necessidade de produção está associada à atuação do setor privado, que gera impactos sobre recursos naturais em maior ou menor escala.

Considerando aspectos da sustentabilidade ambiental e do próprio desenvolvimento sustentável, a partir dos dados obtidos neste estudo, destacam-se os seguintes resultados: 71,4% conhecem, superficialmente, os temas, ou seja, relacionam com questões ligadas apenas ao meio ambiente; 21,4% acreditam que a temática tem a ver com a produção orgânica, agroecológica, natural etc., legislação ambiental, ou, ainda, a satisfação das pessoas no presente sem que seja reduzida a capacidade das gerações futuras de satisfazerem às suas necessidades; 7,1% entendem que é a capacidade de gerar lucros econômicos, ou nunca ouviram falar em sustentabilidade ambiental e desenvolvimento sustentável.

Quando se aborda sobre as atividades mais licenciadas na área da gestão pública, assegura-se que no meio rural, na região da AMZOP, diversas funções são licenciadas anualmente, promovendo um desenvolvimento econômico. Entretanto, sob o ponto de vista ambiental, podem não favorecer a sustentabilidade. Isso resulta de ações que não são realizadas de acordo com os estudos técnicos apresentados, ou de acordo com as condições e restrições estabelecidas nas Licenças Ambientais.

Com relação às principais atividades licenciadas, na opinião dos entrevistados, é possível afirmar que elas, de maneira geral, promovem parcialmente o desenvolvimento sustentável, conforme ilustra-se no gráfico 2.

Gráfico 2 – Atividades licenciadas e a promoção do desenvolvimento sustentável



Fonte: dados da pesquisa (2022).

Pode-se perceber, segundo os dados apresentados nesta pesquisa, que os processos administrativos licenciados pelos órgãos de meio ambiente municipal possuem a intenção de garantir o desenvolvimento sustentável. Sendo assim, por meio da produção de alimentos e geração de renda das atividades agropecuárias desenvolvidas no meio rural, causam-se menos impactos ambientais. Visa-se, assim, à preservação ambiental, sobretudo com a manutenção das áreas de reserva legal, assim como com a proteção das Áreas de Preservação Permanentes (APPs), além da continuidade das famílias no campo.

O desenvolvimento sustentável, portanto, advém como uma alternativa desejável – e possível – para fins de fortalecer a inclusão social, o bem-estar econômico e a preservação dos recursos naturais. O desenvolvimento que gera frutos e crescimento deve ser aquele que inclui marginalizados, fragilizados, garantindo os direitos. Ademais, é aquele que leva a sociedade a crescer respaldada na igualdade de condições e oportunidades (Sachs, 2004). Dessa maneira, o avanço sustentável está fundamentado em um tripé de políticas públicas sustentáveis, dentre elas as ambientais.

Boff (2016) elucida que, para se alcançar o desenvolvimento de forma sustentável, é fundamental reeducar o ser humano, repensar processos, utilizando-se técnicas não-agressivas para o meio ambiente. É fundamental que se produza apenas o necessário e, principalmente, que se reduza o consumo. Portanto, no contexto de produção sustentável, os agricultores familiares possuem importante papel para a transição a uma economia dessa natureza, pois, ao mesmo tempo que produzem alimentos mantendo a segurança alimentar, também são capazes de conservar a biodiversidade (Erickson, 2002).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa analisou a descrição dos processos de Licenciamento Ambiental executados no meio rural dos municípios da AMZOP no Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, verificando os seus impactos no meio ambiente. Desde já é pertinente frisar que foi extremamente importante a criação do termo de cooperação para o exercício da competência comum, a partir da Lei Complementar nº 140/2011, passando as atividades a serem licenciadas nos municípios por meio de uma gestão inovadora.

A mencionada atribuição de competência tem a capacidade de alavancar a região da AMZOP, pois essa colaboração surgiu para tornar o processo mais eficiente e mais acessível ao pequeno produtor rural e empreendedor. Na maioria das vezes, os municípios possuem uma agilidade maior na análise dos processos e, além disso, é possível ter um controle mais amplo das atividades nos fatores fiscalização e compensação ambiental.

Com o estudo foi possível perceber que os agricultores familiares, como importantes usuários dos processos de Licenciamento Ambiental, auxiliam o desenvolvimento sustentável no que diz respeito à sua promoção. De fato, os trabalhadores rurais possuem um importante papel na transição para a economia sustentável, pois, ao mesmo tempo que produzem alimentos mantendo a segurança alimentar, também utilizam

técnicas para conservar a biodiversidade. Destaca-se ainda que, aos poucos, os agricultores familiares estão perdendo espaço para o agronegócio.

Nos municípios envolvidos, infere-se que, dentre as atividades mais licenciadas no meio rural, o manejo florestal, por meio da retirada de vegetação, é a modalidade mais solicitada dentre as atividades para uso agrícola. Na área pecuária, a que possui maior destaque é a criação confinada de animais de médio porte, por meio da suinocultura.

Portanto, os resultados obtidos e as considerações destacadas apontam que as práticas do Licenciamento Ambiental nos municípios estudados apresentam algumas fragilidades nos seus processos. Elas são observadas a partir da carência de equipe técnica qualificada e/ou em quantidade suficiente para atender todas as demandas e as ações que regulam os processos administrativos das diversas modalidades de licenciamento no setor ambiental municipal.

Mediante o exposto, a atuação dos órgãos municipais é determinante e imprescindível para a identificação de problemas locais e para a redução de empreendimentos não licenciados que, conseqüentemente, operam em desacordo com a Legislação. Com efeito, os municípios e seus órgãos de gestão municipal atuam melhor na prevenção e redução de danos por meio do processo de Licenciamento Ambiental, visto que isso é elementar para o desenvolvimento sustentável da região.

É importante na atualidade que os municípios sejam vistos não apenas como órgãos inoperantes, mas como membros participativos na gestão de impacto local e na manutenção adequada e equilibrada do meio ambiente. A Legislação Ambiental reconhece os municípios como integrantes do Sistema Nacional do Meio Ambiente, daí a sua imprescindibilidade para o desenvolvimento sustentável de qualquer região.

REFERÊNCIAS

BOFF, L. **Sustentabilidade**: o que é: o que não é. 5. ed. Petrópolis (RJ): Vozes, 2016.

BRASIL. Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 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. **Diário Oficial da União**, 09/12/2011. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp140.htm Acesso em: 10 jun. 2021.**

BRASIL. Lei nº 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. Brasília: Casa Civil, Presidência República, 1981. **Diário Oficial da União**, 02.09.1981. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm Acesso em: 10 jun. 2021.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Agricultura Familiar**. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/agricultura-familiar/agricultura-familiar-1> Acesso em: 10 dez. 2022b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Relatório Anual de Avaliação**. Ano-Base 2016. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br> Acesso em: 10 ago. 2022a.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso futuro comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONSELHO REGIONAL DE DESENVOLVIMENTO DO MÉDIO ALTO URUGUAI – (CODEMAU). **História**. 2021. Disponível em: <http://www.codemau.org.br/site/historia> Acesso em: 20 set. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Trajatória da agricultura brasileira**. 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/visao/trajetoria-da-agricultura-brasileira> Acesso em: 15 set. 2022.

ERICKSON, K. E. Ciência para o desenvolvimento sustentável. *In*: Cavalcanti, C. (Org.). **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. São Paulo: Cortez, 2022.

ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Bacias Hidrográficas**. 2022. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/u100-bh-varzea#:~:text=A%20Bacia%20Hidrogr%C3%A1fica%20do%20Rio,122.167%20habitantes%20em%20%C3%A1reas%20rurais> Acesso em: ago. 2022.

ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Legislação Ambiental**. 2022. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/legislacao-ambiental> Acesso em: ago. 2022.

FEDERAÇÃO DAS ASSOCIAÇÕES DE MUNICÍPIOS DO RIO GRANDE DO SUL – FAMURS. 2021. Disponível em: <https://famurs.com.br/> Acesso em: 15 jun. 2021.

FEDERAÇÃO DAS ASSOCIAÇÕES DE MUNICÍPIOS DO RIO GRANDE DO SUL – FAMURS. 2023. Disponível em: <https://famurs.com.br/associacoes> Acesso em: 8 jan. 2023.

FONSECA, A; RODRIGUES, S. The attractive concept of simplicity in environmental impact assessment: perceptions of outcomes in southeastern Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v.

67, p. 101-108, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0195925517302032> Acesso em: 7 fev. 2023.

GIRARDI, E. *et al.* **Plano estratégico de desenvolvimento da região do Médio Uruguai: 2015-2030**: CODEMAU. Frederico Westphalen: Grafimax, 2017.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. Porto Alegre: UFRGS, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa de Informações Básicas Municipais**: Perfil dos Municípios Brasileiros 2015. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia Santa Maria**, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.

ORGANIZAÇÃO NAÇÕES UNIDAS BRASIL (ONU). **Objetivos do desenvolvimento sustentável no Brasil**. 2021. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs> Acesso em: 13 set. 2021.

PEREZ, I. C.; BOURGUIGNON, M. A. B.; CORRÊA, R. G. **Conselhos municipais de meio ambiente**: orientações para implementação. Rio de Janeiro: INEA, 2015.

PEREZ, I. *et al.* **Descentralização do licenciamento ambiental no estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2013. Cartilha Série Gestão Ambiental.

SACHS, I. **Desenvolvimento includente, sustentável e sustentado**. Rio de Janeiro: Garamond, 2004.

STAKE, L. **Lutando por nosso futuro em comum**. Rio de Janeiro: FGV, 1991.

VALLE, C. E. do. **Como se preparar para as Normas ISO 14000: Qualidade Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pioneira, 1995.

WANDERLEY, M. N. B. **O mundo rural como espaço de vida: reflexões sobre a propriedade da terra, agricultura familiar e ruralidade**. Porto Alegre: UFRGS, 2009.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.

ANÁLISE EMERGÉTICA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE GRÃOS PARA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

*Elisson Stéphânio Savi Pauletti
Cesar Tiago Forte
Altemir José Mossi
Leandro Galon*

1 INTRODUÇÃO

Sustentabilidade nos sistemas agrícolas é a busca do equilíbrio entre a produção de produtos, bens e serviços da economia humana e a preservação dos recursos naturais e sociais, que são a base da própria economia e da sustentação da vida no planeta (Alcock *et al.*, 2022; Chopra *et al.*, 2022; McGarr-O'Brien *et al.*, 2023). A produção de alimentos demanda grande quantidade de insumos e mão de obra, exigindo um fluxo constante de recursos naturais não renováveis, como a energia fóssil (Chopra *et al.*, 2022). Estes recursos, mesmo com a intensiva extração, não serão capazes de atender a demanda crescente do atual modelo agrícola que se baseia no modelo agroquímico. A produção de alimentos dependerá da eficiente utilização dos recursos naturais, da sua reciclagem, da substituição por insumos que casem menos impacto e da mão de obra local, entre outros fatores (Altieri, 2002; Chopra *et al.*, 2022; Gliessman, 2005; Odum, 1996).

Do ponto de vista energético, a agricultura pode ser definida como uma atividade que consiste em converter energia solar, pela fotossíntese, em alimentos. Entretanto, dentro de uma escala comercial, ela necessita do aporte de muitas outras fontes de energia, que podem ser renováveis ou não. A proporção de energia renovável usada em relação à energia total

consumida constitui o índice de renovabilidade ou de sustentabilidade energética do sistema (Alcock *et al.*, 2022; Chopra *et al.*, 2022; Ortega; Polidoro, 1998).

Quando se considera uma abordagem energética, a sustentabilidade de um sistema pode ser calculada a partir de seu índice de emergia (Xiao *et al.*, 2023). Entretanto, a economia clássica não consegue estimar/mensurar os recursos energéticos da biosfera. Portanto, é necessário adotar abordagens ecológicas e sistêmicas capazes de contabilizar os fluxos de energia e matéria utilizados para que se compreendam de maneira real a economia das atividades humanas e os recursos biosféricos (Odum, 1996; Xiao *et al.*, 2022). *Emergia* é a energia que consumimos da biosfera para produzir os bens e serviços da sociedade (Asamoah *et al.*, 2017), sendo capaz de expressar o valor biosférico dos recursos da terra (Ortega; Bacic, 2008).

2 ABORDAGEM EMERGÉTICA DOS SISTEMAS PRODUTIVOS

O termo emergia vem do inglês *emergy* (*embodied + energy*), e sua tradução mais apropriada para o português é “energia incorporada”. Ela corresponde a toda energia usada para produzir um produto ou um serviço, incluindo a energia gasta na matéria-prima ou insumos necessários ao longo de todo o processo produtivo (Odum, 1996; Ortega, 2002a; Xiao *et al.*, 2022).

Para realizar uma análise emergética é necessário conhecer o sistema de produção, seus principais componentes, suas relações internas, calcular os fluxos de energia e matéria que entram e saem do sistema (Agostinho *et al.*, 2010). O cálculo dos fluxos de energia e matéria que entram e saem do sistema deve considerar as contribuições gratuitas da natureza (água, radiação solar, estoque de nutrientes do solo) e as adquiridas (capital, serviços e insumos). Entretanto, os fluxos destes recursos são informados em outras unidades (J ano^{-1} , kg ano^{-1} ou $\text{\$ ano}^{-1}$), não sendo possível utilizar uma contabilidade unificada (Agostinho *et al.*, 2010; Campbell; Garmestani, 2012).

Para solucionar este problema, a análise emergética, ou contabilidade emergética, transforma todos os fluxos da natureza e da economia em uma unidade ou moeda comum, os joules de energia solar, ou em joules (seJ). Para esta conversão, o valor numérico do fluxo expresso na sua unidade comum é multiplicado pelo respectivo valor de transformidade (seJ J^{-1} , seJ kg^{-1} ou seJ $\$^{-1}$); desta forma, todos os fluxos de entrada no sistema de produção podem ser contabilizados (Agostinho *et al.*, 2010; Ortega *et al.*, 2010).

A transformidade é um coeficiente de transformação que expressa a relação entre o total de energia utilizada e a energia final do produto obtido. Multiplicando-se a energia pela transformidade, pode-se converter um fluxo de energia em um fluxo correspondente de trabalho necessário para produzi-lo (Agostinho *et al.*, 2010; Campbell; Garmestani, 2012; Cavalett; Ortega, 2007; Ortega, 2003).

Para obter o valor da energia solar equivalente (seJ J^{-1}) de um recurso, é necessário conhecer os fluxos completos do processo de transformação que ocorre nas sucessivas etapas do sistema de produção. Depois disto, obtêm-se os valores em massa ou energia dos fluxos de entrada de cada processo que são multiplicados pelas suas respectivas transformidades. A soma das energias de entrada fornece o valor da energia necessária para produzir certa quantidade de um recurso, permitindo calcular a relação *energia por unidade* (EPU). Este método tem sido utilizado por diversos pesquisadores ao redor do mundo para uma grande variedade de recursos e serviços, tanto para os ciclos biogeoquímicos da Terra como para produtos comerciais (Brown; Ulgiati, 2004; Campbell; Garmestani, 2012; Odum, 1996; Ortega, 2002a; Ortega *et al.*, 2002b, 2002c; Panzzieri *et al.*, 2000).

Por conveniência, para não ter que calcular novamente a energia de um insumo a partir de seu fluxograma completo, são utilizadas as transformidades que já foram calculadas previamente por outros pesquisadores (Campbell; Garmestani, 2012; Cavalett; Ortega, 2007; Odum, 1996; Ortega *et al.*, 2002b, 2002c).

Os principais indicadores emergéticos são: energia total do sistema (Y), transformidade do sistema (TR), taxa de rendimento emergético

(EYR), renovabilidade (R%), taxa de investimento emergético (EIR), carga ambiental (ELR) e índice de sustentabilidade emergética (ESI) (Agostinho *et al.*, 2010; Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996; Ortega *et al.*, 2002a).

Os pesquisadores deste tema entendem que se trata de uma ferramenta sistêmica e complexa, adequada para análise, planejamento e remodelamento dos sistemas estudados visando à melhoria dos indicadores de desempenho e, conseqüentemente, do seu índice de sustentabilidade (Agostinho, 2009; Asamoah *et al.*, 2017; Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996; Ortega; Bacic, 2008; Ortega *et al.*, 2010).

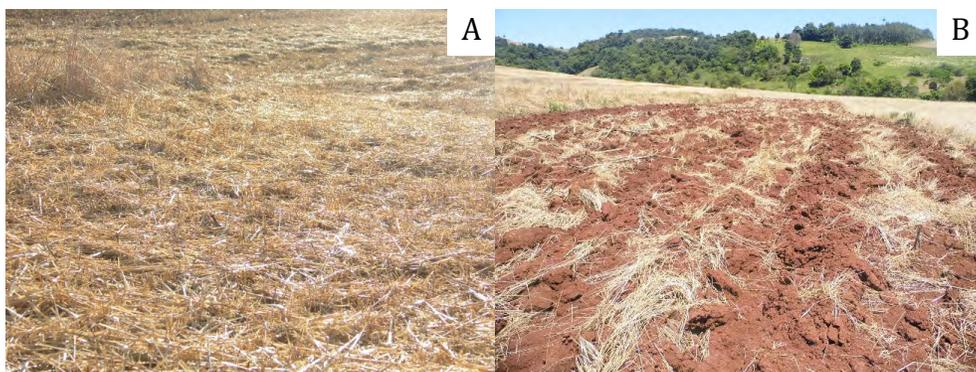
Portanto, os resultados de sua aplicação podem ser úteis para o planejamento de políticas públicas nas mais diversas áreas do conhecimento que impliquem benefícios para sociedade. Pode-se efetivamente avançar na busca da sustentabilidade, que é meta de diversos tratados e acordos internacionais relacionados às questões ambientais. A agricultura e a produção de alimentos estão no cerne dessas questões, em função de sua importância estratégica (alimentação) e em função da grande demanda energética (uso de recursos renováveis e não renováveis) (Alocock *et al.*, 2022).

3 COMPARATIVO DE ANÁLISE EMERGÉTICA EM SISTEMAS PRODUTIVOS ENVOLVENDO CULTURAS AGRÍCOLAS

No Brasil, os estudos realizados com base na metodologia emergética em sistemas agrícolas de produção de grãos normalmente tratam do tema numa escala regional macro (Cavalett; Ortega, 2007; Franzese *et al.*, 2013; Ortega *et al.*, 2005; Vendrametto; Bonilla, 2009) ou, então, comparam sistemas convencionais de produção com sistemas orgânicos (Frimaio *et al.*, 2013; Ortega *et al.*, 2010; Teixeira *et al.*, 2007). Além disso, esses estudos são feitos a partir do levantamento de informações e dados obtidos junto aos produtores e órgãos oficiais. Na literatura consultada, até o momento, não foram identificados estudos conduzidos de forma experimental com a aplicação da metodologia, com medições dos fluxos de energia atuantes, coleta e sistematização de dados, com métodos claramente descritos, para a obtenção de resultados mais consistentes.

Assim sendo o presente capítulo de livro descreve resultados sobre a eficiência da metodologia emergética como ferramenta para análise da sustentabilidade em diferentes sistemas de produção de grãos (Figura 1), a partir da análise e sistematização de dados coletados em experimentos de campo, durante três safras agrícolas: 2013/14, 2014/15 e 2015/16. Este trabalho, e conseqüentemente o capítulo, explora a linha de pesquisa Sustentabilidade dos Agroecossistemas do PPGCTA da UFFS, que tem por objetivo discutir a dinâmica produtiva nos agroecossistemas. Os estudos visam ao desenvolvimento de processos tecnológicos para o aproveitamento de matéria-prima dos agroecossistemas, que resultem em produtos com alto valor agregado e processos que propiciem a redução de impactos ambientais.

Figura 1 – Preparo do solo em sistema de plantio direto na palha (A) e sistema convencional (B) para semeadura de culturas de verão



Fonte: Leandro Galon (2023)

A metodologia emergética utilizada para gerar os dados aqui apresentados estão de acordo com o método proposto por Odum (1996), sendo os experimentos conduzido a campo, no município de Quatro Irmãos/RS, nas coordenadas geográficas 27º 44' S e 52º 26' W, altitude de 680 m e clima Cfa (temperado úmido com verão quente) de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007). O solo da área onde foram instalados os experimentos é classificado como Cambissolo Háplico Ta eutrófico (Santos *et al.*, 2018).

As espécies usadas nos sistemas de cultivo foram diferentes arranjos de plantas de cobertura de inverno e culturas de verão (soja, milho e feijão) em sistema plantio direto (PD) e em plantio convencional (PC), conforme a Tabela 1. No mês de maio de 2013, de 2014 e de 2015, de acordo com os tratamentos propostos na Tabela 1, foram semeadas as plantas de cobertura de inverno, isoladas ou em consórcio.

Tabela 1 – Tratamentos e rotação de culturas utilizados no experimento – Quatro Irmãos/RS

Tratamentos	Manejo	Rotação de culturas		
		2013/2014	2014/2015	2015/2016
1	PD	Aveia + nabo/feijão	Aveia/milho	Aveia + ervilhaca/milho
2	PD	Aveia + ervilhaca/soja	Ervilhaca/milho	Aveia + nabo/soja
3	PC	Pousio/feijão	Pousio/milho	Pousio/soja

PD: plantio direto; PC: plantio convencional.

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Os dados de radiação solar utilizados neste estudo foram obtidos da base de dados da Estação Meteorológica do INMET em Erechim, para os três anos do experimento. Já os dados de precipitação pluvial foram coletados na área do experimento, com leituras diárias em pluviômetro manual.

A análise emergética realizada neste trabalho seguiu as três etapas metodológicas propostas por Odum (1996): 1) elaboração do diagrama sistêmico a partir da observação e compreensão da dinâmica dos fluxos de energia e matéria de cada sistema; 2) elaboração das planilhas para o cálculo dos indicadores emergéticos e da emergia total dos sistemas; 3) interpretação e discussão dos valores obtidos nos indicadores e índices emergéticos (Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996; Ortega, 2002a).

O desempenho emergético dos sistemas de produção são avaliados levando-se em conta os indicadores emergéticos clássicos (Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996) – descritos a seguir.

- a) Transformidade do sistema ($seJ J^{-1}$): é a emergia total ($Y = I + F$) em seJ , dividida pela energia produzida (E) em J (Odum, 1996). Indica a eficiência do sistema ($Tr = Y / E$). Corresponde

à medida da quantidade de energia incorporada por unidade de recurso produzido: quanto menor o valor, maior a eficiência da transformação da energia (Odum, 1996). A transformidade do sistema mostra o valor real do produto, pois possibilita contabilizar, de fato, todo o investimento energético demandado para sua produção (Ortega *et al.*, 2010).

- b) Taxa de rendimento (EYR): indica a habilidade do sistema em aproveitar os recursos locais e transformá-los em produtos, em resposta aos investimentos externos. Se o valor de EYR for igual a um (EYR=1), a energia dos recursos locais (Y) é igual à energia dos recursos externos, provenientes da economia (F). Isto indica que o sistema não contribui para o crescimento econômico. Para Brown e Ulgiati (2004), a energia líquida de contribuição é pequena quando $1 < \text{EYR} < 2$; moderada quando $2 < \text{EYR} < 5$; e alta quando $\text{EYR} > 5$. Portanto, sistemas com $\text{EYR} > 5$ têm potencial significativo de contribuição para o crescimento socioeconômico. Equação: $\text{EYR} = Y / F$ (Odum, 1996).
- c) Taxa de investimento (EIR): avalia o uso eficiente da energia dos investimentos em recursos da economia (Ortega *et al.*, 2010). Valores menores de EIR indicam menos gastos com energia não renovável, diminuindo, portanto, o custo de produção e proporcionando melhor desempenho e competitividade no mercado. Para Ortega *et al.* (2010), pode ser interpretado como um índice de competitividade: EIR menor, competitividade maior (EIR ↓ = competitividade ↑). Equação: $\text{EIR} = F / I$ (Odum, 1996).
- d) Carga ambiental (ELR): indica a pressão do sistema sobre o meio ambiente. Segundo Ortega *et al.* (2010), teoricamente $\text{ELR} = 0$ indica ecossistemas naturais maduros. Quanto maior a ELR, devido ao uso de recursos não renováveis, maior é a distância entre os sistemas de produção e os ecossistemas locais e maior é o impacto sobre o ambiente. Segundo Brown e Ulgiati (2004), o estresse ambiental é baixo quando $\text{ELR} < 2$; é moderadamente baixo quando $2 < \text{ELR} < 10$; e é alto quando $\text{ELR} > 10$. Equação: $\text{ELR} = (N + F) / R$ (Brown; Ulgiati, 2004).

- e) Renovabilidade (R%): é a porcentagem de energia renovável. Sistemas com alta renovabilidade se sustentam em longo prazo. Equação: $R = (R / Y) \times 100$ (Odum, 1996).
- f) Índice de sustentabilidade (ESI): avalia a contribuição do sistema para a economia por unidade de carga ambiental (Ortega *et al.*, 2010). O $ESI < 1$ indica sistema insustentável e $ESI > 1$ indica sistemas que contribuem para a economia sem grave perturbação ambiental. Valores intermediários $1 < ESI < 5$ caracterizam sustentabilidade em médio prazo, e $ESI > 5$ indica sustentabilidade em longo prazo. Equação: $ESI = EYR / ELR$ (Brown; Ulgiati, 2004).

As transformidades para conversão dos fluxos de energia das unidades comuns de entrada (J, kg, L, R\$) em energia (seJ J⁻¹) são obtidas de estudos já publicados por pesquisadores (Aita *et al.*, 1994; Aita *et al.*, 2001; Alves *et al.*, 2011; Brown; Ulgiati, 2004; Cavalett, 2008; Calegari *et al.*, 1993; Derpsch; Calegari, 1992; Hungria *et al.*, 2001; Odum, 1996; Ortega; Agostinho, 2001; Ortega *et al.*, 2002a; Ortega *et al.*, 2002b; Ortega *et al.*, 2002c; Ortega *et al.*, 2010). Para elaboração das planilhas emergéticas, utilizam-se os coeficientes de transformidade de vários desses estudos diretamente da fonte e também em consultas ao Manual de Cálculo Emergético e da Tabela Geral de Transformidades disponível no *site* do Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada (LEIA) da Unicamp.

Na Tabela 2, observa-se que a energia total (Y) dos sistemas de produção é 8,79E+15 para T1; 9,58E+15 para T2; e 5,29E+15 para T3 (Tabela 2), sendo diretamente proporcional à produtividade obtida, comparando-se as mesmas culturas (tabelas 3, 4 e 5) dentro de cada sistema (Figura 2).

Em média, todos os sistemas se encontram na faixa de valores intermediários ($1 < ESI < 5$), o que significa que são sustentáveis em médio prazo, que contribuem para o sistema econômico sem grave perturbação ambiental nesse período. Entretanto não no longo prazo; para serem sustentáveis em longo prazo, os sistemas de produção agrícola precisam ter $ESI > 5$ (Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996; Ortega *et al.*, 2010; Saad *et al.*, 2016).

Tabela 2 – Indicadores emergéticos por tratamento – Quatro Irmãos/RS

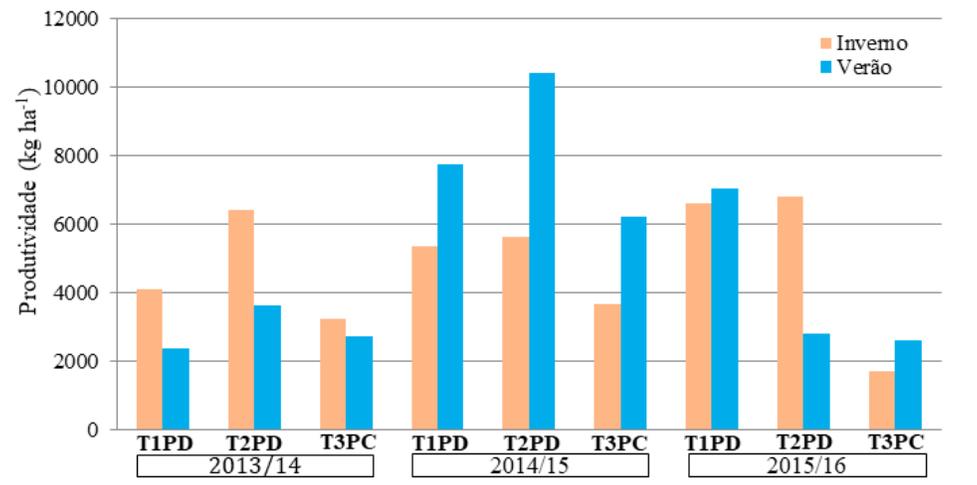
Tratamento*	Indicador**	Unidade	Resultados por ano/safra			Média
			2013/14	2014/15	2015/16	
1	Y	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,18E+15	8,33E+15	9,86E+15	8,79E+15
2	Y	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹	10,40E+15	8,56E+15	9,74E+15	9,58E+15
3	Y	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,35E+15	5,67E+15	5,86E+15	5,29E+15
1	TR	sej J ⁻¹	3,77	2,31	2,99	3,02
2	TR	sej J ⁻¹	1,37	1,76	1,64	1,59
3	TR	sej J ⁻¹	1,75	1,96	1,03	1,58
1	EYR	Adimensional	2,34	1,76	2,16	2,09
2	EYR	Adimensional	2,44	1,90	2,51	2,28
3	EYR	Adimensional	1,76	1,60	2,41	1,93
1	EIR	Adimensional	0,75	1,32	0,86	0,98
2	EIR	Adimensional	0,69	1,11	0,66	0,82
3	EIR	Adimensional	1,31	1,66	0,71	1,23
1	ELR	Adimensional	0,77	1,36	0,89	1,01
2	ELR	Adimensional	0,71	1,15	0,68	0,85
3	ELR	Adimensional	2,47	2,76	1,09	2,11
1	R	%	56,54	42,29	53,02	50,62
2	R	%	58,43	46,50	59,56	54,83
3	R	%	28,82	26,58	47,90	34,43
1	ESI	Adimensional	3,05	1,29	2,44	2,26
2	ESI	Adimensional	3,43	1,65	3,70	2,93
3	ESI	Adimensional	0,71	0,58	2,22	1,17

*Tratamento 1, 2 e 3 conforme Tabela 1. ** Emergia total do sistema (Y), transformidade do sistema (TR), taxa de rendimento emergético (EYR), renovabilidade (R%), taxa de investimento emergético (EIR), carga ambiental (ELR) e índice de sustentabilidade emergética (ESI).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Isso significa que os sistemas avaliados produziram energia, na forma de produto colhido por unidade de área, na mesma proporção da energia requerida ao longo do processo de produção. Quanto maior a energia do sistema, mais recursos na forma de energia incorporada são requeridos ao longo do ciclo de produção. Mais processos de transformação ocorrem visando converter energia de baixa qualidade em energia mais concentrada, de alta qualidade, de acordo com a hierarquia universal da energia (Agostinho, 2009; Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996; Ortega, 2002a; Saad *et al.*, 2016).

Figura 2 – Produtividade dos sistemas no ciclo completo de rotação de culturas nas safras agrícolas de 2013/14, 2014/15 e 2015/16



Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Os indicadores emergéticos não podem ser interpretados isoladamente (Odum, 1996), ou apenas comparados com indicadores obtidos em outros estudos (Brown; Ulgiati, 1997), uma vez que estão intimamente relacionados entre si e atrelados às características do sistema de produção em estudo (Ortega, 2002a), que podem ser diferentes se comparados a outros sistemas. Por isso é fundamental conhecer o sistema em estudo e compreender as relações de energia estabelecidas nos seus fluxos.

A análise de viabilidade da aplicação da metodologia emergética para avaliação da sustentabilidade exige o confronto dos indicadores e dos índices emergéticos obtidos nos estudos com os parâmetros agrônômicos mais relevantes. Desta forma, a produtividade final e os principais componentes de rendimento, para cada cultura e para cada etapa dos sistemas estudados, são apresentados nas tabelas 3, 4 e 5.

Tabela 3 – Produtividade final e componentes de rendimento para a cultura da soja – Quatro Irmãos/RS

Ano-Safra	T ^(a)	M ^(b)	N. leg. pl. ^(c)	N. gr. leg. ^(d)	N. gr. pl. ^(e)	PMG (g) ^(f)	P ^(g)
2013/14	2	PD	33,30	2,53	83,25	177,67	3607
2015/16	2	PD	34,80	2,28	76,87	145,74	2815
2015/16	3	PC	30,23	2,23	65,03	118,40	2585

^(a) Tratamento; ^(b) manejo; ^(c) n^o legumes por planta; ^(d) n^o grãos por legume; ^(e) n^o grãos por planta; ^(f) peso de mil grãos; ^(g) produtividade corrigida a 13% em kg ha⁻¹.

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

O ponto de partida para a interpretação de uma análise emergética deve ser a observação do ESI, pois é o índice que avalia a sustentabilidade com base na emergia de cada sistema (Alcock *et al.*, 2022; Odum, 1996; Ortega *et al.*, 2010; Saad *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014). Segundo Odum (1996), ESI < 1 indica sistema insustentável e ESI > 1 indica sistemas que contribuem para a economia sem grave perturbação ambiental. Também, valores intermediários 1 < ESI < 5 caracterizam sustentabilidade em médio prazo, e ESI > 5 indica sustentabilidade em longo prazo.

Tabela 4 – Produtividade final e componentes de rendimento para a cultura do feijão – Quatro Irmãos/RS

Ano-Safra	T ^(a)	M ^(b)	N. leg. pl. ^(c)	N. gr. leg. ^(d)	N. gr. pl. ^(e)	PMG (g) ^(f)	P ^(g)
2013/14	1	PD	13,80	4,25	58,56	248,65	2358
2013/14	3	PC	13,75	4,16	57,33	254,12	2700

^(a) Tratamento; ^(b) manejo; ^(c) n^o legumes por planta; ^(d) n^o grãos por legume; ^(e) n^o grãos por planta; ^(f) peso de mil grãos; ^(g) produtividade corrigida a 13% em kg ha⁻¹.

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

As diferenças tanto para ESI quanto para os demais indicadores dentro de cada sistema observados anteriormente na Tabela 2 decorrem das características distintas para cada etapa avaliada (anexos 1 ao 9), em termos de contribuições ao sistema como um todo (fluxos de energia), na forma de aporte de recursos renováveis (N de fixação biológica, maior incidência de radiação ou mais chuva) ou uso mais intensivo de recursos não renováveis (combustível, agrotóxicos, mobilização de solo) e, também, conforme a relação energia investida x produtividade obtida (emergia do sistema).

Tabela 5 –Produtividade final e componentes de rendimento para a cultura do milho – Quatro Irmãos/RS

Ano-Safra	T ^(a)	M ^(b)	N. e. p. ^(c)	N. f.e. ^(d)	N. gr. e. ^(e)	N. gr. p. ^(f)	PMG (g) ^(g)	P ^(h)
2014/15	1	PD	1,02	14,70	435,84	445,84	351,95	7739
2014/15	2	PD	1,12	15,60	484,58	541,12	309,51	10414
2014/15	3	PC	1,06	15,40	499,62	526,93	301,22	6190
2015/16	1	PD	1,00	14,80	514,96	514,96	320,05	7050

^(a) Tratamento; ^(b) manejo; ^(c) n^o espigas por planta; ^(d) n^o fileiras por espiga; ^(e) n^o grãos por espiga; ^(f) n^o de grãos por planta; ^(g) peso de mil grãos; ^(h) produtividade corrigida a 13% em kg ha⁻¹.

Fonte: elaborad pelos autores (2023).

Na safra 2013/14 (anexos 1, 4 e 7), verificou-se que o feijão semeado sobre a palhada de aveia preta + nabo forrageiro (T1) apresentou maior ESI quando comparado aos resultados obtidos nas etapas subsequentes de rotação de culturas, nas safras seguintes, para o mesmo tratamento (Tabela 2), sendo desse modo mais eficiente no uso dos recursos (energia). Também foi menos impactante ao ambiente, tendo apresentado maior percentual de renovabilidade (56,54%) e menor EIR (0,75), indicando menos gasto com emergia não renovável, além de menor ELR (0,77), mostrando que este arranjo depende menos de recursos externos que os demais arranjos do mesmo sistema; portanto, mais sustentável do que as demais combinações do mesmo sistema.

Brown e Ulgiati (1997) demonstraram que sistemas desenvolvidos apresentam valores de ESI > 1 e > 10. Em contrapartida, verificaram que valores acima de 10 são indicativos de sistemas subdesenvolvidos, devido, basicamente, à insuficiência de recursos locais, e que sistemas com ESI < 1 exigiam uma grande entrada de energia externa para subsistirem, com predominância de recursos não renováveis, portanto insustentáveis em longo prazo.

Ao se comparar os indicadores obtidos neste estudo com os parâmetros elaborados por Brown e Ulgiati (1997), em relação aos valores de ESI, verifica-se que apenas T3, nas safras de 2013/14 (anexo 7) e 2014/15 (anexo 8), apresentou valores menores do que um, demonstrando que se trata de um sistema insustentável em longo prazo. Esse resultado se confirma ao serem observados os demais indicadores

obtidos para T3, que também apresentou menor R% (34,43% contra 50,62% para T1 e 54,83% para T2), mostrando que o sistema possui baixo percentual de renovabilidade em comparação com os demais sistemas avaliados. Esses resultados também corroboraram para o valor mais baixo de EYR (Tabela 2) em relação aos outros sistemas, o que significa menor habilidade do sistema em transformar recursos locais em produtos, em resposta aos investimentos externos. Segundo Ortega *et al.* (2010), valores de EYR oscilam entre 1 e 4 na maioria dos sistemas agrícolas, sendo considerado baixo quando inferior a 2.

Analisando-se os indicadores EIR e ELR, percebe-se que os maiores valores também foram apresentados para T3: 1,23 e 2,11 – respectivamente (Tabela 2). Ambos estão diretamente relacionados, uma vez que EIR avalia o uso eficiente da energia em recursos da economia que impactam positivamente o sistema. Quanto maior o valor, maior o gasto com energia não renovável (Odum, 1996), colaborando para o aumento do custo de produção e diminuição da competitividade no mercado (Brown; Ulgiati, 2004). Por sua vez, ELR indica a pressão do sistema sobre o ambiente, sendo que $ELR = 0$ indica ecossistemas naturais maduros (Odum, 1996). Quanto maior o ELR, mais estresse o sistema causa ao ambiente. Mesmo considerado moderadamente baixo ($2 < ELR < 3$), foram valores significativamente maiores que os encontrados para T1 e T2, mostrando que o plantio convencional foi muito mais impactante que o sistema de plantio direto para geração dos dados.

Como se trata de um sistema de baixo aproveitamento energético dos recursos (solo, água, radiação e disponibilidade de área), uma vez que passa a maior parte do tempo em desuso (pousio de inverno), com manejo agressivo (prática de subsolagem e gradagem), que gera maiores perdas de energia (erosão, dissipação de calor, evaporação da umidade, rápida degradação de matéria orgânica), bem como a necessidade de maior aporte de recursos não renováveis, especialmente de origem fóssil (combustível, agrotóxicos e fertilizantes), os indicadores emergéticos apresentam-se coerentes na análise de sustentabilidade dos sistemas estudados.

As diferenças tornam-se mais evidentes ao se considerar os valores obtidos para cada ano/safra, em cada etapa do sistema (anexos 1 ao 9).

Nesses casos, os indicadores obtidos para T3 na safra 2013/14 (pousio/feijão) e 2014/15 (pousio/milho) evidenciam que se trata de um sistema de baixa sustentabilidade, sem capacidade de subsistir em longo prazo. Nota-se, porém, que na safra 2015/16 (pousio/soja) os indicadores foram melhores do que os obtidos nas safras anteriores (Tabela 2). Apesar de se tratar do mesmo sistema (T3), houve uma contribuição significativamente maior na entrada de recursos renováveis: o nitrogênio de origem atmosférica (anexo 9). É um fluxo de energia que amplia a fração renovável do sistema, pois apresenta um alto coeficiente de transformação: $4,60E+12$ (Brown; Ulgiati, 2004; Ortega, 2002a), elevando os valores de todos os indicadores e do ESI em relação aos obtidos para os demais arranjos do mesmo sistema, pousio/feijão (Tabela 12) e pousio/milho (Anexo 8). O nitrogênio sintético é um fertilizante de origem fóssil, que apresenta alta transformidade (Odum, 1996). Segundo Ferreira e Mendes (2014), são necessários cerca de seis barris de petróleo para produzir uma tonelada de fertilizante nitrogenado (ureia) no processo de produção.

Agostinho (2009) estudou a sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários da bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo através da análise emergética e da análise de ciclo de vida, e obteve para os sistemas de produção de cana, cana + amendoim, cana + soja, cana + amendoim + soja, fruticultura, pastagem, eucalipto + pinus e seringueira, respectivamente, os seguintes ESI: 0,79; 0,79; 0,82; 0,80; 0,62; 0,32; 0,97 e 1,38 – caracterizando-os como sistemas de baixa sustentabilidade. Assim, são sistemas que demandam elevado aporte de energia externa, predominantemente de recursos não renováveis (Brown; Ulgiati, 2004; Odum, 1996).

Ainda, esse mesmo trabalho (Agostinho, 2009) apresentou R% entre 20 e 30%, ficando na média dos percentuais encontrados na literatura para estudos de energia em sistemas agrícolas convencionais no Brasil: 25% (Ortega *et al.*, 2005), 30% (Cavalett *et al.*, 2006) e 25% (Agostinho *et al.*, 2008). Comparando-se os resultados de ESI e R% encontrados por Agostinho (2009), Agostinho *et al.* (2008), Cavalett *et al.* (2006) e Ortega *et al.* (2005), observa-se muita semelhança com os obtidos neste estudo,

para T3 (Tabela 2), especialmente nos arranjos de pousio/feijão (ESI = 0,71 e R% = 28,82) e pousio/milho (ESI = 0,58 e R% = 26,58).

Cavalett e Ortega (2007) analisaram a produção de soja no estado do Mato Grosso, com base na metodologia emergética, avaliando a eficiência produtiva e a sustentabilidade emergética da cadeia produtiva da soja para grandes propriedades com foco na monocultura e para pequenas propriedades, em que a soja não era a única alternativa de renda. Concluíram que o modelo de produção nas propriedades menores foi mais eficiente, apresentando menor TR (81.000 seJ J⁻¹ para 107.000 seJ J⁻¹); maior R% (30,4% para 27,5%), demonstrando menor dependência de recursos não renováveis; maior EYR (1,86 para 1,72), indicando maior rendimento líquido; e menor EIR (1,16 para 1,40), mostrando que necessitam de menor investimento.

É interessante ressaltar que tanto o trabalho de Agostinho (2009) como o de Cavalett e Ortega (2007) ocorreram em sistemas de produção com características distintas das pesquisadas no presente estudo. Nesse sentido, observou-se que não existem estudos de aplicação desta metodologia na Região Sul do Brasil, no tocante à produção de grãos no sistema de plantio direto e convencional. Destaca-se, ainda, que nenhum dos estudos encontrados na literatura, envolvendo as culturas de soja, milho e feijão, foi realizado a partir de dados coletados em experimentos de campo e replicados por três safras agrícolas consecutivas. A maioria dos trabalhos é realizada com base em levantamento expedito de dados e informações, o que configura diferença substancial na metodologia deste trabalho em relação aos demais estudos encontrados na literatura.

Comparando-se os resultados dos valores encontrados por Agostinho (2009) e por Cavalett e Ortega (2007), observou-se, novamente, grande similaridade com os obtidos para T3, tanto para R% como para EYR e EIR. Porém os resultados apresentados para T1 e T2 novamente foram bastante superiores. É preciso ressaltar que os valores obtidos em T1 e T2 neste trabalho são de sistemas com alto potencial de rendimento para a região onde foi realizada a pesquisa, com culturas de alta produtividade (especialmente soja e milho) e diferentes coberturas de inverno, que ocasionam, assim, maior diversidade, ciclagem de nutrientes, proteção

do solo contra erosão, manutenção da umidade no solo; ou mesmo pelo fato do solo ser fértil (típico do sistema plantio direto bem manejado), aliado às condições favoráveis de clima (chuva e radiação solar) obtidas nos três anos de condução dos trabalhos.

Wang *et al.* (2014) aplicaram a metodologia emergética em fazendas de produção tradicional e de larga-escala na Planície do Norte da China (região onde predomina o cultivo de grãos). As fazendas tradicionais obtiveram, na média, ESI de 0,11 para trigo e de ESI de 5,02 para milho (média ponderada de 2,56 entre as duas culturas), EYR de 1,19 e 2,35 e ELR de 10,59 e 0,47 para trigo e milho, respectivamente. As fazendas de larga-escala obtiveram, em média, ESI de 0,18, EYR de 1,23 e ELR de 6,72 para o sistema de duplo-corte trigo/milho (Wang *et al.*, 2014). Nesse estudo, os pesquisadores relatam que o trigo cultivado nos sistemas tradicionais chineses exige grande entrada de insumos externos (indicado pelo ELR elevado), com predomínio de recursos não renováveis e baixa produtividade, mas que o impacto desse cultivo é amenizado pelo cultivo mais sustentável e eficiente de milho (baixo ELR), enquanto nas fazendas modernas o cultivo de milho também é altamente dependente de recursos energéticos não renováveis, tornando o sistema de duplo-corte insustentável em longo prazo, apesar de aparentemente lucrativo em curto prazo.

O valor médio do ESI obtido nas fazendas tradicionais chinesas (ESI = 2,56) estudadas por Wang *et al.* (2014) foi muito semelhante aos valores obtidos neste trabalho, para T2 (ESI = 2,93) e T1 (ESI = 2,26), mostrando coerência da metodologia ao avaliar sistemas de produção com características semelhantes através da obtenção de indicadores com resultados aproximados. Wang *et al.* (2014) concluíram que a agricultura tradicional chinesa apresenta sistemas mais diversificados e menos dependentes de recursos não renováveis, de maneira muito similar aos sistemas de produção para os tratamentos T1 e T2 do presente estudo.

Ao se comparar o estudo dos pesquisadores chineses com este trabalho, verifica-se que, da mesma forma com que o milho impactou positivamente o sistema naquele caso (cultivo mais eficiente e sustentável dessa cultura), possibilitando a melhoria dos indicadores e do ESI do sistema, que na cultura do trigo eram muito baixos, nos sistemas aqui

estudados, igualmente, em relação aos arranjos de culturas de verão com as coberturas de inverno, houve interações positivas e/ou negativas dentro de um mesmo sistema ou ao compararem-se os sistemas entre si, para as mesmas culturas e safras.

Um exemplo clássico dessas interações (conhecido e amplamente estudado na agronomia) que os indicadores emergéticos expressaram com clareza neste estudo foi a resposta positiva da semeadura de milho sob cobertura de ervilhaca (T2) comparativamente à semeadura de milho sobre aveia preta (T1), para a mesma safra (2014/15), em igualdade de condições (mesma cultivar, adubações, tratamentos fitossanitários, datas de semeadura e demais ações de manejo ao longo do ciclo).

Na Tabela 2 observa-se que o ESI foi de 1,65 ao se cultivar ervilhaca no inverno e milho no verão (T2) e de 1,29 para aveia (inverno) x milho (verão) (T1). A interação positiva com ervilhaca aumentou em 20% a sustentabilidade do sistema, além de aumento na fração renovável (R%) e diminuição nos valores de EIR e ELR, indicando maior eficiência produtiva e aproveitamento de recursos renováveis. A eficiência produtiva fica evidente ao analisar as avaliações emergéticas (anexos 2 e 5). Sobre condições idênticas de manejo, radiação e pluviosidade, a interação com ervilhaca rendeu 10.414 kg ha⁻¹ contra 7.739 kg ha⁻¹, dando uma diferença em torno de 25%. Os resultados demonstram um incremento na fração renovável de energia para T2 (anexo 5) em relação a T1 (anexo 2), correspondente à fixação de nitrogênio atmosférico pela ervilhaca.

Comparando-se os anexos 2 (T1), 10 (T2) e 8 (T3), o milho, para a mesma safra (2014/15), nas mesmas condições climáticas e experimentais (mesma cultivar, adubação e tratos culturais), apresentou respostas totalmente diferentes, caracterizando o impacto do sistema de produção (manejo e rotação de culturas) nas diferenças encontradas. Ao confrontarem-se os indicadores obtidos para o milho na safra 2014/15 (Tabela 2) com os dados de produtividade e componentes de rendimento da cultura (número de espigas por planta, número de fileiras por espigas, número de grãos por espiga, número de grãos por planta peso de mil grãos e produtividade de grãos) (Tabela 5), observa-se que as respostas de ambas as tabelas se alinham, mostrando que os melhores indicadores

emergéticos vão ao encontro das melhores respostas produtivas para a cultura, conforme já descrito anteriormente.

A mesma lógica pode ser observada para as culturas de soja e feijão. Ao se comparar as respostas dos principais componentes de rendimento e a produtividade final obtida para essas culturas para os diferentes tratamentos e safras (tabelas 3 e 4), observa-se que essas respostas são diretamente proporcionais ao desempenho dos indicadores para essas culturas (anexos 1, 4, 6, 7 e 9).

Da mesma forma, ao se analisar a Tabela 2, na safra 2015/16, ocorre um valor de ESI superior para T2 (aveia preta+nabo forrageiro/soja) em relação a T1 (aveia preta+ervilhaca/milho). Esse arranjo, inclusive, foi o que apresentou o melhor desempenho entre todos os demais estudados ao longo de três safras: maior ESI, maior R% e maior EYR, demonstrando ser a combinação mais sustentável, com maior aproveitamento dos recursos locais disponíveis e maior taxa de renovabilidade, com menor impacto sobre o ambiente (menor ELR) e melhor taxa de rendimento (menor EIR). Por outro lado, os indicadores obtidos para T1 (aveia preta+ervilhaca/milho) também confirmaram um sistema de bom desempenho e eficiente.

Analisando o detalhamento dos fluxos emergéticos dos arranjos das anexos 3 e 6, percebe-se que ambos possuem incrementos na fração renovável na forma de nitrogênio atmosférico capturado para o sistema, porém a eficiência de absorção para a soja em T2 é maior que para ervilhaca em T1. Além disso, o gasto com energia não renovável foi maior no milho (uso de fertilizantes) expresso no ELR (Tabela 2). Outro fato importante é que a energia final obtida no processo produtivo da soja é significativamente maior do que a obtida com milho (anexos 3 e 6), sendo $5,94E+15$ contra $3,30E+15$. A metodologia avalia o poder calorífero dos alimentos, que corresponde à energia final obtida. Obtém-se a transformidade do sistema dividindo-se a energia (energia investida) pelo produto (energia final obtida). O milho apresentou uma transformidade significativamente menor ($8,79E+15$) do que a soja ($9,58E+15$), uma vez que a razão da energia pela energia (produto) foi sensível à quantidade de energia calorífica da soja, revertendo em favor

da oleaginosa a maior eficiência produtiva emergética obtida para todos os arranjos avaliados neste estudo.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da metodologia emergética para a avaliação da sustentabilidade em agroecossistemas de produção de grãos mostra-se adequado com base nos resultados obtidos neste trabalho.

As avaliações emergéticas apontam que sistemas de produção de grãos com soja, milho e feijão manejados em plantio direto, com rotação de culturas no verão e com uso de coberturas de inverno, solteiras ou consorciadas, apresentam melhores indicadores ambientais e econômicos, melhor resposta agrônômica (produtividade) e melhor resposta energética (razão entre energia gasta e energia produzida), além de maior fração renovável, sendo, portanto, sustentáveis em médio e longo prazos.

Sistemas de produção de grãos em plantio convencional com pousio de inverno apresentaram baixo desempenho emergético em função do não aproveitamento dos recursos locais (solo, água, radiação e disponibilidade de área), do uso intenso de recursos não renováveis, especialmente de origem fóssil (combustível, agrotóxicos e fertilizantes), com práticas agressivas ao ambiente (subsolagem e gradagem), o que resultou em perda de energia no sistema (erosão, dissipação de calor, evaporação da umidade e rápida degradação de matéria orgânica) e menor resposta agrônômica (produtividade). Os indicadores mostraram que esse sistema se sustenta apenas em curto prazo.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001; e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Processos números 482144/2012-2, 310835/2013-5 e 312652/2023-2.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, F. **Estudo da sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários da bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçú e Pardo através da análise Emergética**. 2009. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2009.

AGOSTINHO, F. *et al.* The use of emergy assessment and the geographical information system to diagnostic small family farms in Brazil. **Ecological Modeling**, v. 210, n. 1, p. 37-57, 2008.

AGOSTINHO, F.; LUÍS ALBERTO AMBRÓSIO, L.A.; ORTEGA, E. Assessment of a large watershed in Brazil using Emergy Evaluation and Geographical Information System. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 8, p. 1209-1220, 2010.

ALCOCK, T.D. *et al.* More sustainable vegetable oil: Balancing productivity with carbon storage opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 829, p. 1-14, 2022.

AITA, C. *et al.* Espécies de inverno como fonte de nitrogênio para o milho no sistema de cultivo mínimo e feijão em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 101-108, 1994.

AITA, C. *et al.* Plantas de cobertura de solo como fontes de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 157-1165, 2001.

ALTIERI, M. **Agroecologia. Bases Científicas para uma Agricultura Sustentável**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 400 p.

ALVES, F. P. *et al.* **Composição centesimal de grãos de soja de oito diferentes cultivares**. Londrina: Embrapa Soja, 2011. Documentos, 328.

ASAMOAHA, E. F. *et al.* Emergy Perspectives on the environmental performance and sustainability of small-scale gold production systems in Ghana. **Sustainability**, v. 9, n. 11, p. 1-17, 2017.

BROWN, M.; ULGIATI, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. **Ecological Engineering**, v. 9, n. 1-2, p. 51-69. 1997.

BROWN, M.; ULGIATI, S. Emergy analysis and environmental accounting. *In*: CLEVELAND, C.J. **Encyclopedia of Energy**: Elsevier, p. 329-354, 2004. v. 2.

CALEGARI, A. *et al.* **Adução verde no Sul do Brasil**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1993. p. 346.

CAMPBELL, D.E.; GARMESTANI, A.S. An energy systems view of sustainability: Emergy evaluation of the San Luis Basin, Colorado. **Journal of Environmental Management**, v. 95, n. 1, p. 72-97, 2012.

CAVALETTI, O. **Análise do ciclo de vida da soja**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2008.

CAVALETTI, O.; ORTEGA, E. Análise emergética da produção de soja no Mato Grosso. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 866-869, 2007.

CAVALETTI, O.; QUEIROZ, J.F.; ORTEGA, E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. **Ecological Modelling**, v. 193, n. 3-4, p. 205-224, 2006.

CHOPRA, R. *et al.* The role of renewable energy and natural resources for sustainable agriculture in ASEAN countries: Do carbon emissions and deforestation affect agriculture productivity? **Resources Policy**, v. 76, p. 1-14, 2022.

DERPSCH, R.; CALEGARI, A. **Plantas para adubação verde de inverno**. Londrina: IAPAR, 1992. p. 80.

FERREIRA, E; MENDES, I. de C. **Fixação biológica de nitrogênio no feijão comum**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/dia-de-campo-na-tv/busca-de-noticias/-/noticia/2196511/dia-de-campo-na-tv---fixacao-biologica-de-nitrogenio-em-feijao-comum> Acesso em: 20 maio 2016.

FRANZESE, P. P. *et al.* **Integrated Environmental Assessment of Agricultural and Farming Production Systems in the Toledo River Basin, Brazil**. UNESCO. Paris, France, 2013.

FRIMAIO, A. *et al.* **Environmental Accounting of Strawberry Conventional Production**. 4nd International Workshop: Advances in Cleaner Production. São Paulo, Brazil, 2013.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: Processos Ecológicos em Agricultura Sustentável**. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 637 p.

HUNGRIA, M.; CAMPO, R. J; MENDES, I. C. **Fixação biológica do nitrogênio na cultura da soja**. Londrina: Embrapa Soja, 2001. Circular Técnica n. 35.

MCGARR-O'BRIEN, K. *et al.* Characterising sustainability certification standards in dairy production. **Animal**, v. 17, n. 7, p. 1-12, 2023.

ODUM, H. T. **Environmental accounting, emergy and decision making**. New York: J. Wiley, 1996. 370 p.

ORTEGA, E. **Caderno da disciplina de engenharia de alimentos e meio ambiente**. UNICAMP, 2002a. Disponível em <http://www.unicamp.br/fea/ortega/plan-disc/TA530-1a.htm> Acesso em: 9 jan. 2015.

ORTEGA, E. **Ecologia de Sistemas**. LEAIA/FEA/Unicamp, 2003. Disponível em: <http://www.unicamp.br/fea/ortega/ecologia/desafio-11.htm> Acesso em: 4 fev. 2015.

ORTEGA, E.; BACIC, M.J. **Uso da metodologia emergética em sistemas de produção e consumo**. Campinas, São Paulo: UNICAMP, 2008. Disponível em: <http://www.unicamp.br/fea/ortega/extensao/modulo5.pdf> Acesso em: 10 jan. 2014.

ORTEGA, E.; POLIDORO, H. Factors to consider in Emergy Analysis of Agroecological projects. **Reunion for XXV Anniversary of Center for Wetlands, University of Florida**, Gainesville, Florida, EUA, November 6-8, 1998.

ORTEGA, E. *et al.* Análise emergética de sistemas de produção de olerícolas sob manejo orgânico. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 3, n. 3, p. 165-182, 2010.

ORTEGA, E. *et al.* Brazilian Soybean Production: emergy analysis with an expanded scope. **Bulletin of Science, Technology & Society**, v. 25, n. 4, p. 323-334, 2005.

ORTEGA, E. *et al.* **Manual de Cálculo de Emergia. Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada (LEIA)**. Campinas/SP: UNICAMP, 2002 b. Disponível em <http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/manual.htm> Acesso em: 15 jul. 2016.

ORTEGA, E. *et al.* **Tabela de Transformidades (LEIA)**. Campinas/SP: UNICAMP, 2002 c. Disponível em <http://www.unicamp.br/fea/ortega/curso/transformid.htm> Acesso em: 15 jul. 2016.

PANZZIERI, M; MARCHETTINI, N; HALLAM, T. G. Importance of the *Bradhyrizobium japonicum* symbiosis for the sustainability of a soybean cultivation. **Ecological Modelling**, v. 135, n. 2-3, p. 301-310, 2000.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

SAAD, A.A. *et al.* Energy auditing of a maize–wheat–greengram cropping system under conventional and conservation agriculture in irrigated north-western Indo-Gangetic Plains. **Energy**, v. 116, p. 293-305, 2016.

SANTOS, H.G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa. 2018. 356 p.

TEIXEIRA, G. G. *et al.* Análise econômica e emergética num sistema integrado de produção de arroz irrigado em transição para o cultivo orgânico. **Revista Brasileira de Agrocência**, v. 13, n. 3, p. 319-324, 2007.

VENDRAMETTO, L. P; BONILLA, S. H. Contribuições da Contabilidade Ambiental em Emergia para a Compreensão do sistema de Produção de Soja na Perspectiva da Agricultura Sustentável. **2nd Intenational Workshop: Advances in Cleaner Production**. São Paulo, Brazil, p. 1-10, 2009.

XIAO, X. *et al.* Assessing the sustainability of ecosystems over fourteen years of cultivation in Longnan city of China based on emergy analysis method. **Journal of Environmental Management**, v. 307, p. 1-14, 2022.

WANG, X. *et al.* Emergy analysis of grain production systems on large-scale farms in the North China Plain based on LCA. **Agricultural Systems**, v. 128, p. 66-78, 2014.

ANEXOS

Anexo 1. Análise emergética para T1, ano-safra: 2013/14 (aveia+nabo/feijão) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Energia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	seJ ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	6,52E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,52E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	seJ J ⁻¹	6,52E+13
2	Precipitação	2.794	mm m ² ano ⁻¹	1,40E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	seJ J ⁻¹	4,28E+15
3	N atmosférico	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	seJ kg ⁻¹	2,76E+14
R (a)								4,63E+15
4	Erosão	1.500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+08	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	seJ J ⁻¹	6,26E+13
N (b)								6,26E+13
I = R+N (c)								4,69E+15
5	Sementes (A+N)	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	seJ kg ⁻¹	1,00E+14
6	Sementes (Feijão)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	seJ kg ⁻¹	6,00E+13
7	Fertilizante (N)	121	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	121	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ kg ⁻¹	4,60E+14
8	Fertilizante (P)	120	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	120	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	seJ kg ⁻¹	2,14E+15
9	Fertilizante (K)	54	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	54	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	seJ kg ⁻¹	9,40E+13
10	Herbicidas	12,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,75	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	1,30E+14
11	Fungicidas	1,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	1,55E+13
12	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	1,04E+13
13	Combustível	26	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,24E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	seJ J ⁻¹	2,31E+14
14	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	seJ kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								3,35E+15
15	Mão-de-obra	83,82	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	36,60	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ US\$ ⁻¹	1,39E+14
S (e)								1,39E+14
F = M+S (f)								3,49E+15
Y (g)								8,18E+15
16	Produto (Feijão)	2.357,53	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,19E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,80E+04	seJ J ⁻¹	2,17E+15
P (h)								2,17E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Energia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 2. Análise emergética para T1, ano-safra: 2014/15 (aveia/milho) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Emergia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	seJ ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	6,44E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,44E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	seJ J ⁻¹	6,44E+13
2	Precipitação	2255	mm m ² ano ⁻¹	1,13E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	seJ J ⁻¹	3,46E+15
R (a)								3,52E+15
3	Erosão	1500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+08	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	seJ J ⁻¹	6,26E+13
N (b)								6,26E+13
I = R+N (c)								3,58E+15
4	Sementes (Aveia)	80	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	80	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	seJ kg ⁻¹	8,00E+13
5	Sementes (Milho)	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	seJ kg ⁻¹	2,00E+14
6	Fertilizante (N)	207	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	207	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ kg ⁻¹	7,87E+14
7	Fertilizante (P)	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	seJ kg ⁻¹	2,78E+15
8	Fertilizante (K)	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	seJ kg ⁻¹	1,88E+14
9	Herbicidas	20,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	14,35	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	2,12E+14
10	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	1,04E+13
11	Combustível	26	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,24E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	seJ J ⁻¹	2,31E+14
12	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	seJ kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								4,60E+15
13	Mão-de-obra	83,82	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	37,08	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ US\$ ⁻¹	1,41E+14
S (e)								1,41E+14
F = M+S (f)								4,74E+15
Y (g)								8,33E+15
14	Produto (Milho)	7739,42	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,46E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,10E+04	seJ J ⁻¹	3,61E+15
P (h)								3,61E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 3. Análise emergética para T1, ano-safra: 2015/16 (aveia+ervilhaca/milho) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Emergia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	5,66E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	5,66E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	5,66E+13
2	Precipitação	3072	mm m ² ano ⁻¹	1,54E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	4,71E+15
3	N atmosférico	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	sej kg ⁻¹	4,60E+14
R (a)								5,23E+15
4	Erosão	1500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	7,75E+13
N (b)								7,75E+13
I = R+N (c)								5,31E+15
5	Sementes (A+E)	130	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	130	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	sej kg ⁻¹	1,30E+14
6	Sementes (Milho)	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	sej kg ⁻¹	2,00E+14
7	Fertilizante (N)	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	5,78E+14
8	Fertilizante (P)	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	2,78E+15
9	Fertilizante (K)	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	1,88E+14
10	Herbicidas	17,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	12,25	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,81E+14
11	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,04E+13
12	Combustível	26	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,24E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	2,31E+14
13	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								4,41E+15
14	Mão-de-obra	129,27	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	37,58	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	1,43E+14
S (e)								1,43E+14
F = M+S (f)								4,56E+15
Y (g)								9,86E+15
15	Produto (Milho)	7049,14	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,07E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,10E+04	sej J ⁻¹	3,30E+15
P (h)								3,30E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 4. Análise emergética para T2, ano-safra: 2013/14 (aveia+ervilhaca/soja) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema			Conversão Unidades		Transformidade		Emergia	
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	6,52E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,52E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	6,52E+13
2	Precipitação	2794	mm m ² ano ⁻¹	1,40E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	4,28E+15
3	N atmosférico	380	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	380	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	sej kg ⁻¹	1,75E+15
R (a)								6,10E+15
4	Erosão	1500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+08	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	6,26E+13
N (b)								6,26E+13
I = R+N (c)								6,16E+15
5	Sementes (A+E)	130	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	130	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	sej kg ⁻¹	1,30E+14
6	Sementes (Soja)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	sej kg ⁻¹	6,00E+14
7	Fertilizante (N)	67	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	67	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	2,55E+14
8	Fertilizante (P)	138	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	138	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	2,46E+15
9	Fertilizante (K)	69	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	69	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	1,20E+14
10	Herbicidas	17,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	12,25	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,81E+14
11	Fungicidas	2	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,4	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	2,07E+13
12	Inseticidas	1,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,55E+13
13	Combustível	27	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,29E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	2,40E+14
14	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								4,14E+15
15	Mão-de-obra	83,82	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	36,60	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	1,39E+14
S (e)								1,39E+14
F = M+S (f)								4,28E+15
Y (g)								1,04E+16
16	Produto (Soja)	3606,54	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,53E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,01E+05	sej J ⁻¹	7,61E+15
P (h)								7,61E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 5. Análise emergética para T2, ano-safra: 2014/15 (ervilhaca/milho) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema			Conversão Unidades		Transformidade		Emergia	
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	seJ ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	6,44E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,44E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	seJ J ⁻¹	6,44E+13
2	Precipitação	2255	mm m ² ano ⁻¹	1,13E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	seJ J ⁻¹	3,46E+15
3	N atmosférico	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	seJ kg ⁻¹	4,60E+14
R (a)								3,98E+15
4	Erosão	1500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	seJ J ⁻¹	7,75E+13
N (b)								7,75E+13
I = R+N (c)								4,06E+15
5	Sementes (E)	50	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	50	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	seJ kg ⁻¹	5,00E+13
6	Sementes (Milho)	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	seJ kg ⁻¹	2,00E+14
7	Fertilizante (N)	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ kg ⁻¹	5,78E+14
8	Fertilizante (P)	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	156	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	seJ kg ⁻¹	2,78E+15
9	Fertilizante (K)	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	seJ kg ⁻¹	1,88E+14
10	Herbicidas	20,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	14,35	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	2,12E+14
11	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	seJ kg ⁻¹	1,04E+13
12	Combustível	26	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,24E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	seJ J ⁻¹	2,31E+14
13	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	seJ kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								4,36E+15
14	Mão-de-obra	83,82	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	37,08	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	seJ US\$ ⁻¹	1,41E+14
S (e)								1,41E+14
F = M+S (f)								4,50E+15
Y (g)								8,56E+15
15	Produto (Milho)	10414,44	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,01E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,10E+04	seJ J ⁻¹	4,87E+15
P (h)								4,87E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 6. Análise emergética para T2, período 2015/16 (aveia+nabo/soja) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Emergia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	5,66E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	5,66E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	5,66E+13
2	Precipitação	3072	mm m ² ano ⁻¹	1,54E+11	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	4,71E+15
3	N atmosférico	224	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	224	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	sej kg ⁻¹	1,03E+15
R (a)								5,80E+15
4	Erosão	1500	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+08	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	6,26E+13
N (b)								6,26E+13
I = R+N (c)								5,86E+15
5	Sementes (A+N)	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	100	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	sej kg ⁻¹	1,00E+14
6	Sementes (Soja)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	sej kg ⁻¹	6,00E+14
7	Fertilizante (N)	116	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	116	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	4,41E+14
8	Fertilizante (P)	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	108	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	1,92E+15
9	Fertilizante (K)	54	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	54	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	9,40E+13
10	Herbicidas	17,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	12,25	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,81E+14
11	Fungicidas	2	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,4	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	2,07E+13
12	Inseticidas	1,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,55E+13
13	Combustível	27	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,29E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	2,40E+14
14	Depreciação	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	17,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,18E+14
M (d)								3,73E+15
15	Mão-de-obra	129,27	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	37,57	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	1,43E+14
S (e)								1,43E+14
F = M+S (f)								3,88E+15
Y (g)								9,74E+15
16	Produto (Soja)	2815,49	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	5,88E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,01E+05	sej J ⁻¹	5,94E+15
P (h)								5,94E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 7. Análise emergética para T3, ano-safra: 2013/14 (pousio/feijão) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Emergia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	2,08E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	2,08E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	2,08E+13
2	Precipitação	790	mm m ² ano ⁻¹	3,95E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	1,21E+15
3	N atmosférico	5	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	5	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	sej kg ⁻¹	2,30E+13
R (a)								1,25E+15
4	Erosão	15000	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	6,26E+14
N (a)								6,26E+14
I = R+N (c)								1,88E+15
5	Sementes (Feijão)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+12	sej kg ⁻¹	6,00E+13
6	Fertilizante (N)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	2,28E+14
7	Fertilizante (P)	72	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	72	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	1,28E+15
8	Fertilizante (K)	30	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	30	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	5,22E+13
9	Herbicidas	9,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	9,84E+13
10	Fungicidas	1,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,55E+13
11	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,04E+13
12	Combustível	50	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	2,39E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	4,44E+14
13	Depreciação	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,85E+14
M (d)								2,38E+15
14	Mão-de-obra	55,88	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	24,40	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	9,27E+13
S (e)								9,27E+13
F = M+S (f)								2,47E+15
Y (g)								4,35E+15
15	Produto (Feijão)	2700,43	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,66E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,80E+04	sej J ⁻¹	2,49E+15
P (h)								2,49E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 8. emergética para T3, ano-safra: 2014/15 (pousio/milho) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema				Conversão Unidades		Transformidade		Energia
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	3,23E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,23E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	3,23E+13
2	Precipitação	964	mm m ² ano ⁻¹	4,82E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	1,47E+15
R (a)								1,51E+15
3	Erosão	15000	kg/ha.ano	8,48E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	6,26E+14
N (b)								6,26E+14
I = R+N (c)								2,13E+15
4	Sementes (Milho)	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	20	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	sej kg ⁻¹	2,00E+14
5	Fertilizante (N)	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	152	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	5,78E+14
6	Fertilizante (P)	96	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	96	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	1,71E+15
7	Fertilizante (K)	78	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	78	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	1,36E+14
8	Herbicidas	17,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	12,25	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,81E+14
9	Inseticidas	1	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,7	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,04E+13
10	Combustível	50	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	2,39E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	4,44E+14
11	Depreciação	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,85E+14
M (d)								3,44E+15
12	Mão-de-obra	55,88	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	24,72	US\$/ha/ano	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	9,39E+13
S (e)								9,39E+13
F = M+S (f)								3,54E+15
Y (g)								5,67E+15
13	Produto (Milho)	6189,55	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,57E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,10E+04	sej J ⁻¹	2,89E+15
P (h)								2,89E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N). ^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Energia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Anexo 9. Análise emergética para T3, ano-safra: 2015/16 (pousio/soja) – Quatro Irmãos/RS

Fluxos Matéria e Energia no Sistema			Conversão Unidades		Transformidade		Energia	
N	Descrição	Quant.	Un.	Quant.	Un.	Valor	Un.	sej ha ⁻¹ ano ⁻¹
1	Radiação solar	2,41E+07	MJ ha ⁻¹ ano ⁻¹	2,41E+13	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1	sej J ⁻¹	2,41E+13
2	Precipitação	1378	mm m ² ano ⁻¹	6,89E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,06E+04	sej J ⁻¹	2,11E+15
3	N atmosférico	147	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	147	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	4,60E+12	sej kg ⁻¹	6,76E+14
R (a)								2,81E+15
4	Erosão	15000	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	8,48E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	7,38E+04	sej J ⁻¹	6,26E+14
N (b)								6,26E+14
I = R+N (c)								3,43E+15
5	Sementes (Soja)	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	60	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,00E+13	sej kg ⁻¹	6,00E+14
6	Fertilizante (N)	6	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej kg ⁻¹	2,28E+13
7	Fertilizante (P)	48	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	48	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,78E+13	sej kg ⁻¹	8,54E+14
8	Fertilizante (K)	24	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	24	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,74E+12	sej kg ⁻¹	4,18E+13
9	Herbicidas	14,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	10,15	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,50E+14
10	Fungicidas	2	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,4	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	2,07E+13
11	Inseticidas	1,5	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,05	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,48E+13	sej kg ⁻¹	1,55E+13
12	Combustível	50	L ha ⁻¹ ano ⁻¹	2,39E+09	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,86E+05	sej J ⁻¹	4,44E+14
13	Depreciação	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	27,65	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	6,70E+12	sej kg ⁻¹	1,85E+14
M (d)								2,33E+15
14	Mão-de-obra	86,18	R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	25,05	US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹	3,80E+12	sej US\$ ⁻¹	9,52E+13
S (e)								9,52E+13
F = M+S (f)								2,43E+15
Y (g)								5,86E+15
15	Produto (Soja)	2584,77	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	5,63E+10	J ha ⁻¹ ano ⁻¹	1,01E+05	sej J ⁻¹	5,69E+15
P (h)								5,69E+15

^(a) R: Recursos renováveis da natureza. ^(b) N: Recursos não renováveis da natureza. ^(c) I: Recursos naturais (R+N).

^(d) M: Materiais da economia. ^(e) S: Serviços da economia. ^(f) F: Recursos da economia (M+S). ^(g) Y: Emergia total do sistema. ^(h) P: Produto (energia disponível no alimento produzido).

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

PARTE 2
Conservação dos
recursos naturais

DOIS PARQUES, DUAS FAUNAS: A IMPORTÂNCIA DE DUAS ÁREAS PROTEGIDAS NA CONSERVAÇÃO DE AVES NO NORTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

*Nadie Maria Mikolaiczik
Camila Fabrícia Mendes Ferreira Betiol
Maurício Schemes Barreto
Marilia Hartmann
Paulo Afonso Hartmann*

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios para conservação da biodiversidade, em função do alto grau de perturbações antrópicas nos ambientes naturais, é identificar quais estratégias são mais efetivas, considerando sua escala local, regional ou global (Lemes; Loyola, 2014). Para tal, é essencial compreender como as espécies, e por consequência comunidades biológicas, respondem aos diferentes de graus de alterações dos ambientes naturais.

As alterações geradas pelas ações antrópicas que afetam as paisagens naturais estão principalmente associadas à intensificação e expansão da agropecuária (Chelala; Chelada, 2023; Gimenes; Anjos, 2003; Solórzano *et al.*, 2021; Wright, 2010). A redução de área natural e a fragmentação da paisagem acarretam a redução na biodiversidade de uma dada região (Ibañez *et al.*, 2014) e na diversidade de características funcionais dos ecossistemas (Bregman *et al.*, 2016; Luz *et al.*, 2019). Em situações extremas, a degradação pode levar à extinção, local ou regional, de determinados grupos de espécies (Metzger, 2012; Zhang *et al.*, 2018),

como, por exemplo, aquelas restritas e dependentes de habitats florestais (Devictor *et al.*, 2008).

A Mata Atlântica distribuía-se originalmente, por mais de 1,3 milhões de km² em 17 estados do território brasileiro, estendendo-se por grande parte da costa do país. Porém, devido à ocupação e atividades humanas na região, restam somente 24% da cobertura florestal deste bioma, somando-se todos os fragmentos acima de meio hectare, independentemente do seu estado de conservação. Destes, são estimados somente 12,4% da cobertura florestal original, composta por fragmentos maduros acima de três hectares (Fundação SOS Mata Atlântica, 2023).

A redução da cobertura florestal original da Mata Atlântica decorreu do intenso processo de degradação e fragmentação da paisagem ao qual foi submetida (Dean, 1996; Solórzano *et al.*, 2021; Viana; Tabanaz, 1996). A cobertura florestal atual está distribuída principalmente em fragmentos de pequeno porte e isolados, compostos por florestas de diversas idades e em diferentes estágios de regeneração (Lira *et al.*, 2021), incorporados a uma matriz de áreas degradadas por influência da expansão agrícola e urbana (Fernandes; Fernandes, 2017; Joly *et al.*, 2014).

Entre os grupos de animais mais sensíveis à degradação e fragmentação da Mata Atlântica estão as aves (Galli *et al.*, 1976; Gimenes; Anjos, 2003); por tal característica, são consideradas bons indicadores biológicos de qualidade do ambiente. As aves mostram importantes funções ecológicas em ecossistemas florestais (Bierregard; Stoufer, 1997; Carvalho, 2011; Rodrigues; Michelin, 2012), como a recuperação e/ou manutenção da estrutura dos fragmentos florestais durante os processos de sucessão, à medida que contribuem para o fluxo de espécies vegetais de um local ao outro através da dispersão de sementes, auxiliando na regeneração de florestas secundárias (Blake; Loiselle, 2001; Ferreira *et al.*, 2017).

Na Mata Atlântica do Sul do Brasil, os fragmentos florestais mais importantes, se considerarmos tamanho e grau de conservação, estão dentro de áreas protegidas, notadamente em Unidades de Conservação (UCS) como Parques Nacionais, Estaduais e Municipais. Estas áreas são regradadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

(SNUC; MMA-SNUC, 2000). O SNUC estabelece os objetivos específicos das unidades de conservação, formas de gestão, manejo e usos permitidos. Unidades da categoria Parque têm por objetivo principal a “preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico”. Ou seja, são locais adequados para pesquisas sobre ecologia e conservação da biodiversidade. Integrados ao SNUC estão o Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS) e o Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS), ambos situados no norte do estado do Rio Grande do Sul e inseridos no domínio morfoclimático da Mata Atlântica. Estas duas UCs contribuem para a conservação de grande número de espécies animais e vegetais pertencentes ao bioma (Plano de Manejo do Parque, 2012; Slaviero, 2014) e possuem como objetivo primordial a conservação da biodiversidade regional (MMA-SNUC, 2000).

Entender como as espécies respondem aos ambientes fragmentados e em diferentes estágios de sucessão possibilita planejar ações de conservação e reduzir impactos de eventuais intervenções nos sistemas naturais (Mikolaiczik, 2019), principalmente na Mata Atlântica, com seu elevado endemismo e alta pressão antropogênica (Barbosa *et al.*, 2017). Neste capítulo, com base em dados oriundos de estudos de ecologia de aves nestes dois Parques, discutimos como a estrutura da floresta pode influenciar a composição de espécies de aves numa dada região. Nossas principais perguntas foram: 1) como varia a composição de espécies de aves entre os diferentes estágios de regeneração e entre duas UCs na região norte do estado do Rio Grande do Sul?; 2) os padrões encontrados estão associados aos atributos ecológicos das espécies e à sensibilidade às perturbações ambientais?

2 OS PARQUES E SEU ENTORNO

Os dois Parques estudados integram o domínio morfoclimático da Mata Atlântica e a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, no norte do estado

do Rio Grande do Sul. O Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS) possui área de 423,361 ha e está situado no município de Marcelino Ramos, próximo à foz do rio Teixeira Soares, afluente do rio Uruguai (Plano de Manejo do Parque, 2012). A área do PTS era coberta originalmente pela Floresta Estacional Decidual, que cobria a maior parte do vale do rio Uruguai (Ducatti Neto, 1981). Esta floresta acompanha as margens do rio Uruguai, com larguras variando originalmente de 30 a 50 km. Sua ramificação se prolonga por vales dos afluentes do rio Uruguai, onde entram em contato com a Floresta Ombrófila Mista, entre 500 e 600 metros de altitude (Leite; Klein, 1990). Esta formação florestal encontra-se fragmentada, sendo uma das mais ameaçadas do Domínio da Mata Atlântica (Cordeiro; Hasenack, 2009).

O Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS) é constituído de dois fragmentos florestais que totalizam 590,80 ha (Slaviero, 2014) e está localizado no município de Sertão. O PNMS é caracterizado pelo predomínio da Floresta Ombrófila Mista, com diversas espécies compondo um dossel denso, de onde emergem as grandes araucárias (Oliveira-Filho *et al.*, 2015; Rio Grande do Sul, 2010). A área onde hoje está situado o Parque, no decorrer da década de 1960, sofreu devido à exploração madeireira e devido ao preparo do solo para o cultivo agrícola em seu entorno tornou-se um remanescente florestal isolado, que sofre pelas pressões antrópicas nas áreas de bordas da UC (Slaviero, 2014).

Os dois Parques abrigam uma expressiva diversidade em meio a uma paisagem complexa, inserida em uma matriz agrícola. O entorno dos dois Parques é caracterizado pelo predomínio de propriedades rurais de economia agrícola. Devido às formas de uso pretérito, a paisagem no entorno dos dois Parques apresenta-se como um mosaico de diferentes estágios de regeneração, que abrangem remanescentes de floresta primária e floresta secundária, que podem ou não ter conexão entre si e com os Parques (Plano de Manejo do Parque, 2012; Slaviero *et al.*, 2014). Em função destas características, os dois parques são locais adequados para estudos relativos à fragmentação florestal, efeito de borda, sucessão ecológica e seus efeitos na conservação (Plano de Manejo do Parque, 2012, 2015).

3 O REGISTRO DAS AVES NOS PARQUES

Para a coleta dos dados sobre riqueza de espécies e abundância dos indivíduos de aves, foram selecionadas três áreas amostrais dentro dos Parques, com ambientes florestais estruturalmente diferentes e representativas dos estágios de regeneração da floresta secundária. Estas áreas diferem estruturalmente, principalmente quanto a altura, volume e diâmetro médio das árvores, além da riqueza de espécies de plantas e do estágio de regeneração (Plano de Manejo do Parque, 2012; Slaviero *et al.*, 2014). Em cada Parque foram amostradas áreas com as seguintes características: Área 1, ambientes no entorno dos fragmentos florestais dos Parques e com predomínio floresta secundária em estágio inicial de regeneração; Área 2, ambientes de borda de floresta e com predomínio de floresta secundária em estágio intermediário de regeneração; Área 3, ambientes no interior dos fragmentos e com predomínio de floresta secundária em estágio avançado de regeneração (Betiol *et al.*, 2022; Mikolaiczik *et al.*, 2019).

Em cada área foram estabelecidos três transectos amostrais. No PTS foram estabelecidos oito pontos amostrais em cada área, distantes 100 metros entre si e dispostos em dois transectos com quatro pontos (Bibby *et al.*, 2000; Hutto *et al.*, 1986; Wunderle Jr., 1994). Cada área foi amostrada seis vezes (Mikolaiczik *et al.*, 2019). No PNMS foram estabelecidos 12 pontos amostrais em cada área, distantes 100 metros de distância entre si e dispostos em três transectos com quatro pontos. Cada transecto foi amostrado 10 vezes (Betiol *et al.*, 2022).

Para os dois Parques foi resguardada uma distância mínima de 500 metros entre as áreas amostrais. As amostragens durante o período reprodutivo da maioria das espécies de aves da região (Sacco *et al.*, 2013) entre outubro e dezembro de 2016 no PTS e entre novembro de 2020 e fevereiro de 2021 no PNMS. As observações ocorreram entre 5h30min e 11h00min (Sick, 2001).

Para o registro de aves ocorrentes em cada área, de cada Parque, foi utilizado o método por ponto de contagem (Blondel *et al.*, 1970; Vielliard *et al.*, 1990). Em cada ponto, o observador permaneceu durante 15 minutos,

registrando as aves avistadas e/ou ouvidas. Foram registradas aves num raio de até 30 metros do ponto de contagem. Aves registradas durante os deslocamentos fora dos transectos amostrais foram consideradas Encontros Ocasiais (EO). As espécies foram identificadas com o auxílio de guias de campo e literatura ornitológica especializada (Jacobs; Fenalti, 2020; Meller, 2017; Sick, 2001; Sigrist, 2014). A nomenclatura e a ordem taxonômica adotadas seguiram a proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco *et al.*, 2021).

As espécies de aves registradas foram categorizadas de acordo com os hábitos alimentares, uso do hábitat e sensibilidade às perturbações ambientais. Para determinar os atributos ecológicos de hábitos alimentares e uso do hábitat das aves foram seguidas as descrições da literatura (Franchin; Marçal-Júnior, 2004; Matarazzo-Neuberger, 1995; Sick, 2001; Telino-Júnior *et al.*, 2005; Willis, 1979). As seguintes categorias de hábitos alimentares foram registradas para as aves: carnívoros (CAR, captura e consome outros animais, principalmente vertebrados), detritívoros (DET, consome carcaças de animais mortos), frugívoros (FRU, consome essencialmente frutas), granívoros (GRA, consome principalmente grãos e sementes), insetívoros (INS, especializado no consumo de insetos), nectarívoros (NEC, consome principalmente néctar) e onívoros (ONI, dieta ampla e variada, podendo consumir diferentes itens alimentares). As seguintes categorias de uso do hábitat foram registradas: amplo (AM, pode ocupar diferentes hábitats, inclusive áreas antrópicas), área aberta (AA, ocupa principalmente área abertas, como campos e savanas), área úmida (AU, ocorre principalmente em áreas alagadas, como charcos e rios), borda de floresta (BF, ocupa áreas de transição entre floresta e áreas abertas) e floresta (FL, ocupa o interior de áreas florestadas). Para categorização das aves em função da sensibilidade às perturbações ambientais (sensibilidade alta, média ou baixa), foram utilizados prioritariamente Anjos (2006) e Stotz *et al.* (1996).

4 DOIS PARQUE, DUAS FAUNAS

No total foram registradas 181 espécies de aves nos Parques, sendo 145 espécie no PTS e 131 espécies no PNMS, incluindo dados

das amostragens regulares e encontros ocasionais. Foram registradas 20 espécies por encontro ocasional no PTS e 25 no PNMS (apêndice). Além do maior número de registros total, o PTS mostrou maior número de registros por área amostral que o PNMS (Tabela 1). Nos dois Parques a área 3, mais preservada, teve número menor de espécies registradas.

Tabela 1 - Número e porcentagem de espécie registradas por área amostral em cada Parque estudado:

Área amostral	PTS	PNMS
A1	89 (71,2%)	74 (69,8%)
A2	95 (76,0%)	73 (68,8%)
A3	83 (66,4%)	59 (55,6%)

- A1, estágio inicial de regeneração; A2, estágio intermediário de regeneração e; A3, estágio avançado.
- PTS = Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares; PNMS = Parque Natural Municipal de Sertão – Norte do estado do Rio Grande do Sul

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

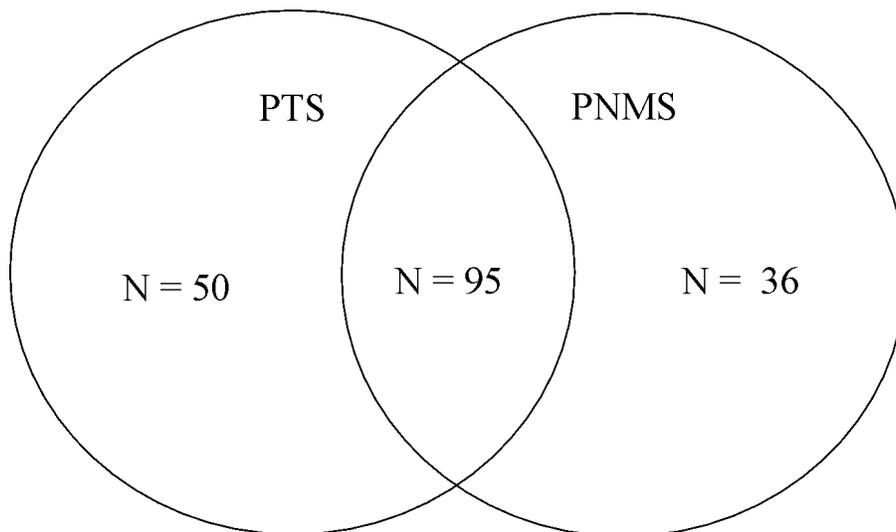
A alta riqueza encontrada nos dois Parques mostra que florestas remanescentes, mesmo que compostas por diferentes estágios sucessionais, são importantes para a manutenção da diversidade na Mata Atlântica (Vianna *et al.*, 1997), pois representam os últimos refúgios para as espécies que necessitam de ambientes florestais.

O PNMS, além de menor riqueza total, apresentou menor número de espécies por área, o que pode estar relacionado à influência da expansão da matriz agrícola próximo à borda e ao isolamento de outras áreas florestais (Slaviero, 2014), gerando o aumento das pressões antrópicas nas áreas de bordas. O PNMS está localizado numa região de relevo mais plano, em comparação com o PTS, o que facilitou a expansão das áreas de produção agrícola.

O menor número de espécies registrados nas áreas 3 dos dois Parques, que são as áreas mais preservadas, podem ser reflexo do tamanho menor e do isolamento destas de outras áreas preservadas no entorno. Outro fato importante é que as áreas mais preservadas tendem a ser menos heterogêneas, mantendo principalmente as espécies típicas dos ambientes mais íntegros.

Os Parques compartilharam a ocorrência de 95 espécies e mostram uma similaridade de $S_j=0,52$ (índice de similaridade de Jaccard). O número de espécies exclusivas (que só ocorrem em um dos Parques) foi maior no PTS que no PNMS (Figura 1). A similaridade foi maior entre as áreas em estágio inicial e intermediário de regeneração (Áreas 1 e 2, PTS $S_{jij} = 0.64$; PNMS $S_{jij} = 0.67$), seguidas das áreas em estágio intermediário e avançado de regeneração (Áreas 2 e 3, PTS $S_{jij} = 0.63$; PNMS $S = 0.65$), e havendo menor similaridade entre as áreas em estágio inicial e avançado de regeneração (Áreas 1 e 3, PTS $S_{jij} = 0.46$; PNMS $S = 0.59$). O maior número de espécies exclusivas (que só ocorrem em uma das áreas) foi no estágio inicial de regeneração para os dois Parques (PTS = 15 espécies; PNMS = 18 espécies).

Figura 1 - Número de espécies exclusivas e compartilhadas de cada Parque estudado: PTS = Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares; PNMS = Parque Natural Municipal de Sertão - Norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil



Fonte: elaborada pelos autores (2023).

O maior número de espécies exclusivas do PTS corrobora a hipótese de que o PNMS sofre os impactos de seu isolamento de outras

áreas florestais e da matriz agrícola no seu entorno. O fato de que houve maior número de espécies exclusivas nas áreas 1 de ambos os Parques é explicado pois essas espécies são, na sua grande maioria, típicas de área aberta, sendo essa a única área com esse tipo ambiente nos Parques. Outros estudos também já verificaram esse padrão (Kaminski *et al.*, 2016) e, diante do impacto do aumento de áreas para agricultura, áreas com estágio inicial de regeneração são essenciais para algumas espécies (Reif *et al.*, 2013).

Houve predomínio de espécies onívoras (38,7%) e insetívoras (19,1%) nos dois Parques (Tabela 2). Da mesma forma, houve predomínio de espécies florestais (40,3%) e de borda de floresta (19,3%; Tabela 2). Destaca-se a maior proporção de granívoras e de uso do hábitat amplo no PNMS e de frugívoras e uso de hábitat florestal no PTS.

O predomínio de onívoros e insetívoros também foi observado em outros estudos, como de Jacobosk *et al.* (2014), que estudaram um fragmento de Floresta Estacional Decidual em Chiapetta (RS); e de Mohr (2012), que verificou o predomínio de insetívoros em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Soledade (RS). As alterações ambientais podem levar a uma tendência de aumento de aves onívoras e possivelmente de insetívoras menos especializadas e decréscimo de frugívoras e insetívoras mais especializadas (Willis, 1979). A onivoria é uma categoria trófica comum e oportunista em áreas abertas e sob influência antrópica, uma vez que representa um efeito tampão contra flutuações no suprimento de alimentos (Sick, 2001; Willis, 1979).

Tabela 2 – Número e porcentagem de espécie registradas por Parque e total para cada atributo ecológico:

Atributo	PTS		PNMS		PTS e PNMS	
Hábito alimentar						
Onívoras	60	(41,4%)	54	(41,2%)	70	(38,7%)
Insetívoras	52	(35,9%)	48	(36,6%)	63	(34,8%)
Granívoras	08	(5,5%)	12	(9,2%)	14	(7,7%)
Carnívoras	07	(4,8%)	06	(4,6%)	13	(7,2%)
Frugívoras	12	(8,3%)	05	(3,8%)	13	(7,2%)
Nectarívoras	04	(2,8%)	04	(3,1%)	06	(3,3%)
Detritívoras	02	(1,4%)	02	(1,5%)	02	(1,1%)
Uso do hábitat						
Floresta	65	(44,8%)	50	(38,2%)	73	(40,3%)
Borda de floresta	25	(17,2%)	24	(18,3%)	35	(19,3%)
Área aberta	22	(15,2%)	23	(17,6%)	31	(17,1%)
Amplio	23	(15,9%)	26	(19,8%)	29	(16,0%)
Área úmida	10	(6,9%)	08	(6,1%)	13	(7,2%)

PTS, Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares; PNMS, Parque Natural Municipal de Sertão – Norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

O efeito de borda sofrido pelo PNMS contribui para o aumento das espécies granívoras e de hábitat amplo. A maior incidência de luz nestes ambientes proporciona maior produção de frutos e de plantas produtoras de sementes, como gramíneas e arbustivas, que são a base alimentar destas espécies (Dário; Almeida, 2002).

A maior quantidade de espécies frugívoras de uso de hábitat florestal no PTS indica que há mais de locais de nidificação em relação ao PNMS, principalmente no caso dos psitacídeos, que nidificam em ocos de árvores (Sick, 2001), recurso escasso em áreas de floresta, especialmente em florestas secundárias, onde o porte das árvores é menor (Develey; Martensen, 2006).

Houve predomínio de espécies de baixa sensibilidade às perturbações ambientais entre as aves registradas nos dois Parques (N = 110, 60,8%), seguida de média sensibilidade (N = 65, 35,9%). Apenas seis espécies (3,3%) são consideradas de alta sensibilidade. Este padrão se repete

nas três áreas, nos dois Parques (Tabela 3). O número de espécies de baixa sensibilidade é maior nas áreas em estágio inicial de regeneração e diminui nos estágios intermediário e avançado de regeneração. Por outro lado, o número de espécies com média e alta sensibilidade às perturbações ambientais tende a aumentar em número nos estágios intermediário e avançado de regeneração, principalmente no PTS.

No PNMS ocorreram proporcionalmente menos espécies de baixa sensibilidade (58,7%) que no PTS (68,7%). Espécies de média e alta sensibilidades foram proporcionalmente mais comuns no PTS (37,9% e 3,4%) que no PNMS (29,0% e 2,3% respectivamente).

Tabela 3 – Número de espécies por sensibilidade às perturbações ambientais registradas por área amostral em cada Parque estudado: PTS = Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares; PNMS = Parque Natural Municipal de Sertão – Norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil

Área	PTS			PNMS			
	Sensibilidade	Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta
A1		57	30	1	51	19	3
A2		56	35	3	46	24	2
A3		40	37	5	35	22	2

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Nas florestas primárias e/ou secundárias em estágio avançado de regeneração, normalmente localizadas no interior de fragmentos florestais, espera-se encontrar espécies mais sensíveis à modificação do hábitat, com requisitos ecológicos mais peculiares, como local de nidificação e alimentos mais específicos (Boçon, 2010; Manhães; Loures-Ribeiro, 2011). Justamente nestas áreas (áreas 3 de cada Parque) foram registradas as espécies de aves mais exigentes em relação ao uso do hábitat (sensibilidades média e alta), ou seja, que precisam de habitats mais íntegros para persistência. A maior ocorrência de espécies mais sensíveis às modificações ambientais na área 3 do PTS, como *Tinamus solitarius* (macuco), *Sclerurus scansor* (vira-folha) e *Habia rubica* (tiê-de-bando), sinaliza para a importância de áreas mais conservadas para a continuidade dessas espécies (Oliveira, 2015).

Se a integridade destas áreas não for mantida, as aves mais sensíveis que ali habitam tendem a desaparecer ao longo do tempo (Donatelli *et al.*, 2004; Leck, 1979; Whitmore, 1997). Além disso, quanto maior e mais próxima de outras áreas preservadas, maiores as possibilidades de manutenção das populações de aves típicas destes ambientes. Estes resultados mostram a importância da manutenção de áreas preservadas para conservação dessas espécies e manutenção da biodiversidade de aves na Mata Atlântica do Sul do Brasil (Anjos, 2006, 2007; Anjos *et al.*, 2009, 2011).

No entanto, os dados corroboram a proposta de que não somente as áreas mais íntegras são importantes para as aves: o padrão de floresta contínua e heterogênea, formada por mosaicos de estágios sucessionais, contribui para a manutenção de populações de aves na Mata Atlântica (Casas *et al.*, 2016). A heterogeneidade de ambientes resultantes dos processos de reestruturação florestal é apontada como um dos fatores que atuam na composição e riqueza das aves em florestas secundárias (Aleixo, 1999; Lehman; Tilman, 2000). Neste sentido, a heterogeneidade de ambientes florestais encontrada nos dois Parques pode explicar a ocorrência do grande número de espécies de aves nas áreas como um todo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A riqueza total e as diferenças na estrutura das duas comunidades de aves ressaltam a importância destas duas Unidades de Conservação. Mesmo relativamente próximos, os Parques mostram diferenças na riqueza, composição das espécies e distribuição de espécies nas áreas. O PTS e o PNMS, apesar de serem relativamente pequenos, possuem relevante importância para a conservação de aves, pois representam os últimos redutos de maior porte da Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Mista na região. Estas florestas cobriam a maior parte do norte gaúcho e atualmente encontram-se reduzidas em área, além de altamente fragmentadas. Sem estes Parques ou, ainda, sem as devidas ações que resguardem a integridade destas Unidades de Conservação, muitas espécies de aves, e possivelmente de outros animais, podem deixar de ocorrer na região.

Ressaltamos que, paralelamente à criação e manutenção de Unidades de Conservação, ações de recuperação e restauração das florestas secundárias promoveriam a manutenção da biodiversidade e reduziriam as possibilidades de extinção local de espécies. Porém, e da mesma forma muito importante, a restauração de áreas da Mata Atlântica pode trazer inúmeros benefícios à sociedade, por meio do fornecimento de serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, o abastecimento de água, regulação climática, polinização e produção de alimentos.

6 AGRADECIMENTOS

As autoras e os autores agradecem à Universidade Federal da Fronteira Sul por suporte logístico. João Vitor Perin Andriola e Renato Betiol prestaram valiosa ajuda nos trabalhos durante a coleta de dados. Agradecemos às equipes de gestoras do Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS) e do Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS), pelo apoio durante as atividades de campo. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor**, v. 101, p. 537-548, 1999.

ANJOS, L. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229-234, 2006.

ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 239-243, 2007.

ANJOS, L.; COLLINS, C. D; HOLT, R. D; VOLPATO, G. H; MENDONÇA, L. B; LOPES E. V; BOÇON, R; BISHEIMER, M.V; SERAFINI, P. P; CARVALHO, J.

Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2213-2222, 2011.

ANJOS, L; VOLPATO, G. H; LOPES, E. V; MENDONÇA, L. B; BÓÇON, R; BISHEIMER, M. V; SERAFINI, P. P. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 26, n. 1, p. 74-78, 2009.

BARBOSA, K. V. C.; KNOGGE, C.; DEVELEY, P. F.; JENKINS, C. N.; UEZU, A. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 42-46, 2017.

BETIOL, C. F. M. F; HARTMANN, M. T; HARTMANN, P. A. Conservação de aves no Parque Natural Municipal de Sertão. *In*: OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B; CALVÃO, L.B. (org.). **Zoologia: Panorama atual e desafios futuros**, cap. 3, p. 27-45, 2022.

BIBBY, C. J; BURGUES, N. D; HILL, D. A; MUSTOE, S. **Bird Census techniques**, 2. ed. London: Elsevier. 302 p. 2000.

BIERREGAARD JR., R. O.; STOUFFER, P. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. *In*: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (ed.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, IL, p. 138-155, 1997.

BLAKE, J. G; LOISELLE, B. A. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. **The Auk**, v. 118, n. 2, p. 304-326, 2001.

BLONDEL, J; FERRY, C; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «stations d'écoute». **Alauda**, v. 38, p. 55-71, 1970.

BOÇON, R. **Riqueza e abundância de aves em três estágios sucessionais da floresta ombrófila densa submontana, Antonina, Paraná**, 2010. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **SNUC** – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.

BREGMAN, T. P.; LEES, A. C.; MACGREGOR, H. E.; DARSKI, B., DE MOURA, N. G., ALEIXO, A.; ALEIXO, A.; BARLOW, J.; TOBIAS, J. A. Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1844, 2016.

CARVALHO, F. F. Comportamento Alimentar das Aves Piscívoras Aquáticas do Parque Natural Chico Mendes. **Revista Eletrônica de Biologia**, v. 3, n. 2, p. 11–19, 2011.

CASAS, G; DARSKI, B; FERREIRA, P. M; KINDEL, A; MÜLLER, S. C. Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 1, p. 503-524, 2016.

CHELALA, C; CHELALA, C. Agronegócio e mudanças climáticas: reflexões sobre os conflitos socioambientais brasileiros. **Geosul**, v. 38, n. 87, p. 189-214, 2023.

CORDEIRO, J. L. P; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P. (org.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, cap. 23, p. 285-299, 2009.

DÁRIO ROSSANO, F; ALMEIDA, Á. F. D. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, p. 989-996, 2002.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DEVELEY, P. F; MARTENSEN, A. C. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia, SP). **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507-514, 2008.

DONATELLI, R. J; COSTA, T. V. V; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata da Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.

DUCATTI NETO, A. **O grande Erechim e sua história**. Porto Alegre: Escola Superior de Teologia, 1981.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá - RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERREIRA, A.C; DOS SANTOS, A. F; VOGEL, H. F. Investigação bibliográfica e análise do potencial de dispersão de sementes por aves frugívoras no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 18, n. 2, 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2021-2022**. São Paulo, 2023.

FRANCHIN, A. G.; MARÇAL-JÚNIOR, O. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). **Biotemas**, v. 17, n. 1, p. 179-202, 2004.

GALLI, A. E; LECK, C. F; FORMAN, R. T. T. Avian distribution patterns within sized forest island in central New Jersey. **The Auk**, v. 93, p. 356-365, 1976.

GIMENES, M. R; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, n. 25, v. 2, p. 391-402, 2003.

HUTTO, R. L; PLETSCHE, M; HENDRICKS, P. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. **The Auk**, v. 103, p. 593-602, 1986.

IBÁÑEZ, I.; KATZ, D. S.; PELTIER, D.; WOLF, S. M.; BARRIE, B. T. C. Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess–multiresponse dynamics. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 4, p. 882-895, 2014.

JACOBOSKI, L. I; DE OLIVEIRA, T. A; BIANCHI, V; HARTZ, S. M. Comparação da riqueza e composição de aves no interior e na borda em um fragmento de Floresta Estacional Decidual. **Revista Biociências**, v. 20, n. 2, 2014.

JACOBS, F.; FENALTI, P. **Guia de identificação: Aves do Rio Grande do Sul**. Pelotas: Aratinga, 2020. p. 454.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

LECK, C. F. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. **The Auk**, v. 96, p. 343–352, 1979.

LEHMAN, C. L; TILMAN, D. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. **The American Naturalist**, v. 156, p. 534-552, 2000.

LEITE, P; KLEIN, R. M. Vegetação. *In*: IBGE. **Geografia do Brasil: região Sul**. v. 2. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1990. p. 113-150.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Mudanças climáticas e prioridades para a conservação da biodiversidade. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 47-57, 2014.

LIRA, P. K.; PORTELA, R. C. Q.; TAMBOSI, L. R. Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot? *In*: Marques M.C.M., Grelle C.E.V. (org.). **The Atlantic Forest**, Springer, cap. 11, p. 233-252, 2021.

LUZ, C. C. S.; RAMOS, A. W. P.; SILVA, G. J. O. Natural and environmental vulnerability of the Jauru-Mato Grosso river hydrographic basin, Brazil. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 46, n. 3, p. 176-187, 2019.

MANHÃES, M. A; LOURES-RIBEIRO, A. Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 275-286, 2011.

MATARAZZO-NEUBERGER, W. M. Comunidade de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 3, p. 13-19, 1995.

MELLER, D. A. Guia de identificação: **Aves da região noroeste do Rio Grande do Sul**. Santo Ângelo: Tenondé, 2017. 212 p.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade em paisagens fragmentadas. *In*: KAGEYAMA, P. Y; MENDES, F. B. G. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2012. p. 49-76.

MIKOLAICZIK, N. M.; BARRETO, M. S.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Bird fauna in secondary forest stages: a study in a southern brazilian protected area. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 2, 2019.

MOHR, L. R. DA SILVA. **Distribuição da avifauna em ambientes fragmentados de Floresta Ombrófila Mista na Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS, Brasil.** 2012. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) – UNIVATES, Lajeado, 2012.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of plant ecology**, v. 8, p. 3, p. 242-260, 2015.

OLIVEIRA, R. C. **Padrões de organização das assembleias de aves florestais em uma paisagem fragmentada de Floresta Atlântica.** 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

PACHECO, J. F.; SILVEIRA, L. F.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; COHN-HAFT, M.; MAURÍCIO, G. N.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; LEES, A. C.; FIGUEIREDO, L. F. A.; CARRANO, E.; GUEDES, R. C.; CESARI, E.; FRANZ, I.; SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. Q. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. **Ornithology Research**, v. 29, n. 2, 2021.

PLANO DE MANEJO DO PARQUE NATURAL MUNICIPAL DE SERTÃO RIO GRANDE DO SUL – RS. Prefeitura Municipal de Sertão (Secretaria Municipal de Agricultura e Desenvolvimento Econômico), 2015. Disponível em: <https://www.sertao.rs.gov.br/pagina/561/parque-natural-municipal-de-sertao> Acesso em: 31 ago. 2023.

PLANO DE MANEJO DO PARQUE NATURAL MUNICIPAL MATA DO RIO URUGUAI TEIXEIRA SOARES. 213f. Consórcio Itá, Tractebel Energia. Florianópolis, 2012. Disponível em: <http://www.marcelinoramos.rs.gov.br> Acesso em: 31 ago. 2023.

REIF, J; MARHOUL, P; KOPTÍK, J. Bird communities in habitats along a successional gradient: Divergent patterns of species richness, specialization and threat. **Basic and Applied Ecology**, v. 14, p. 423-431, 2013.

RIO GRANDE DO SUL. **Zoneamento ambiental da silvicultura: diretrizes da silvicultura por unidade de paisagem e bacia hidrográfica**. Porto Alegre: Secretaria Estadual do Meio Ambiente, p. 300, 2010.

RODRIGUES, M.; MICHELIN, V. B. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma

SILVA, J. V. C; CONCEIÇÃO, B. S. DA; ANCIÃES, M. Uso de florestas secundárias por aves de sub-bosque em uma paisagem fragmentada na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 42, p. 73-80, 2012.

SACCO, A. G; BERGMANN, F. B; RUI, A. M. Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 153-162, 2013.

SLAVIERO, L. B.; BUDKE, J. C.; CANSIAN, R. L. As florestas do Parque Natural Municipal de Sertão. *In*: TEDESCO, C. D.; ZANELLA, N. (org.). **Parque Natural Municipal de Sertão**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, p. 41-68, 2014.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 1 ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 912 p. 2001.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis - Avifauna brasileira**. 4 ed. São Paulo: Avis Brasilis. 608 p. 2014.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. A.; OLIVEIRA, R. R. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. *In*: MARQUES, M.C.M., GRELE, C.E.V. (org.). **The Atlantic Forest**. Springer, cap. 2, p. 25-44, 2021.

STOTZ, D. F.; FITZPATICK, J. F.; PARKER, T. A.; MOSKOVITS, D. K. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. 1 ed. Chicago: University of Chicago Press. 478 p, 1996.

TELINO-JÚNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M. D.; LYRANEVES, R. M. D.; LARRAZÁBAL, M. E. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, zona da mata sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 962-973, 2005.

KAMINSKI, N; ANGELO, A. C; NICOLA, P. A. The influence of the succession gradient and *Merostachys aff. multiramea* fruiting in a community of birds in the Araucaria Forest. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 106, 2016.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. *In*: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, D.C.: Island, p. 151-167, 1996.

VIANA, V. M; TABANEZ, A. J. J; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Rain Forest. *In*: LAURENCE, W. F; BIERREGAARD, JR. R. O. (org.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, p. 351-365, 1997.

VIELLIARD, J. M. E; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *In*: ENCONTRO NACIONAL DOS ANILHADORES DE AVES, 4º. **Anais...** Recife, p. 117-151, 1990.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. *In*: LAURANCE, W. F; BIERREGAARD, JR, R.O. (org.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Illinois, p. 3-12, 1997.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

WRIGHT, S. J. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1195, n. 1, p. 1-27, 2010.

WUNDERLE JR, J. M. **Census methods for Caribbean land birds. General Technical Report SJ-98**. Southern Forest Experiment Station, Forest Service, U.S. Departmente of Agriculture, New Orleans, Louisiana, USA, 1994.

ZHANG, Q; LIN, G. H; ZHANG, Y. M; XU, G; WANG, J. J. Wildland forest fire smoke detection based on faster R CNN using synthetic smoke images. **Procedia engineering**, v. 211, p. 441 446, 2018.

Apêndice A – Atributos ecológicos, sensibilidade às perturbações ambientais, área amostral para as espécies de aves registradas no Parque Natural Municipal Mata do Rio Uruguai Teixeira Soares (PTS) e Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS), norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A1, estágio inicial de regeneração; A2, estágio intermediário de regeneração; A3 estágio avançado de regeneração. EO, encontros ocasionais. Hábito alimentar (HA). ONI (onívoro), CAR (carnívoro), INS (insetívoro), FRU (frugívoro), DET (detritívoro), GRA (granívoro) e NEC (nectarívoro). Uso do Habitat (UH). Borda de floresta (BF), Floresta (FL), Área úmida (AU), Área aberta (AA) e Amplo (AM). Sen (Sensibilidade): B (baixa), M (média) e A (alta).

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
TINAMIFORMES											
Tinamidae											
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)		X	X			X	X		GRA	FL	B
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)			X						ONI	FL	M
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)						X			ONI	AA	B
ANSERIFORMES											
Anatidae											
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)								X	ONI	AU	B
GALLIFORMES											
Cracidae											
<i>Penelope obscura</i> (Temminck, 1815)				X	X				ONI	FL	M
COLUMBIFORMES											
Columbidae											
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)					X	X	X		GRA	FL	M
<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	X	X	X		X	X	X		GRA	FL	B
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	X	X	X		X	X			ONI	FL	B
<i>Zenaidura macroura</i> (Des Murs, 1847)	X	X			X	X	X		ONI	AM	B

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	X	X	X					X	GRA	AA	B
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)								X	GRA	AA	B
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	X	X	X		X	X	X		GRA	AM	M
CUCULIFORMES											
Cuculidae											
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	X							X	INS	AA	B
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X	X			X	X	X		INS	BF	B
<i>Coccyzus melacoryphus</i> (Vieillot, 1817)					X				ONI	BF	B
<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)				X					INS	AA	B
<i>Crotophaga major</i> (Gmelin, 1788)				X					INS	FL	M
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	X								INS	AA	B
CAPRIMULGIFORMES											
Caprimulgidae											
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)				X					INS	BF	B
APODIFORMES											
Trochilidae											
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)							X		NEC	BF	B
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	X	X			X	X	X		NEC	AM	B
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	X	X			X	X	X		NEC	AM	B
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)					X				NEC	BF	M
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)			X						NEC	BF	B
<i>Stephanoxis loddigesii</i> (Gould, 1831)	X	X	X						NEC	BF	M
GRUIFORMES											
Rallidae											
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	X	X	X			X			ONI	AU	B

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)								X	ONI	AU	B
CHARADRIIFORMES											
Charadriidae											
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	X	X						X	ONI	AA	B
PELECANIFORMES											
Ardeidae											
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)				X				X	INS	AU	B
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	X							X	ONI	AA	M
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)				X					ONI	AU	M
Threskiornithidae											
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	X	X	X					X	INS	AA	B
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	X	X	X					X	CAR	AU	B
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)				X					CAR	AU	B
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)				X					CAR	AU	M
CATHARTIFORMES											
Cathartidae											
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	X							X	DET	AM	B
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	X							X	DET	AM	B
ACCIPITRIFORMES											
Accipitridae											
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X					X	CAR	AM	B
<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1816)							X		CAR	AM	M
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)						X	X	X	CAR	AA	B
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	X		X						ONI	BF	M
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)				X					CAR	AM	M
STRIGIFORMES											

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
Strigidae											
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)						X			CAR	BF	B
<i>Athene cucularia</i> (Molina, 1782)								X	INS	AM	M
TROGONIFORMES											
Trogonidae											
<i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X			X	X		ONI	FL	M
CORACIIFORMES											
Alcedinidae											
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)						X			INS	BF	M
PICIFORMES											
Picidae											
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X					X	ONI	AA	B
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	X	X						X	INS	AA	M
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)					X	X	X		INS	FL	M
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	X				X				ONI	AM	B
<i>Picus aurulentus</i> (Temminck, 1821)		X	X					X	INS	FL	B
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	X	X	X			X			INS	FI	B
<i>Picumnus temminckii</i> (Lafresnaye) 1845		X							INS	FL	M
Ramphastidae											
<i>Ramphastos dicolorus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X			X			ONI	AM	M
CARIAMIFORMES											
Cariamidae											
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)				X					ONI	AA	M
FALCONIFORMES											
Falconidae											
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)								X	ONI	AA	B
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)								X	CAR	AA	B

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)		X			X				ONI	AM	B
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)				X					CAR	FL	M
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)			X						CAR	FL	M
PSITTACIFORMES											
Psittacidae											
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)					X		X		FRU	BF	B
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X		X		X		FRU	FL	M
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)		X	X						FRU	FL	M
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	X	X	X						FRU	FL	M
PASSERIFORMES											
Cardinalidae											
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	X	X							ONI	BF	M
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)			X						ONI	FL	A
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)		X							ONI	FL	B
Thamnophilidae											
<i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816)	X	X	X			X	X		INS	FL	B
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> (Vieillot, 1816)		X				X			ONI	AA	B
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)		X	X		X		X		INS	FL	B
Formicariidae											
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)		X	X		X	X	X		INS	FL	A
Dendrocolaptidae											
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	X	X	X		X	X			INS	FL	A
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825)		X	X			X	X		INS	FL	B
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	X	X			X	X	X		INS	FL	M
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)		X	X						INS	FL	A
Furnariidae											

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Synallaxis spixi</i> (Sclater, 1856)	X	X			X				INS	AA	B
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)					X				INS	BF	B
<i>Heliobletus contaminatus</i> (Pelzeln, 1859)					X		X		INS	FL	A
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)					X	X	X		INS	FL	M
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	X	X	X		X				INS	AU	M
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)		X	X			X	X		INS	FL	M
<i>Dendroma rufa/ Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)		X	X				X		INS	FL	M
<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)		X	X						INS	FL	M
Rhynchocyclidae											
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	X	X	X		X		X		INS	FL	B
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	X	X	X			X	X		INS	FL	M
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	X	X	X			X			INS	FL	M
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	X	X	X		X	X	X		INS	FL	B
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)			X						INS	FL	M
<i>Mionectes rufiventris</i> (Cabanis, 1846)			X						ONI	FL	M
Tityridae											
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X		X	X	X		ONI	FL	M
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)			X		X	X	X		ONI	FL	M
<i>Pachyrampus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)					X	X			INS	FL	B
<i>Pachyrampus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X				X		ONI	BF	B
<i>Pachyrampus validus</i> (Lichtenstein, 1823)			X						FRU	BF	M
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)				X					FRU	BF	M
Platyrinchidae											

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Platyrinchus mystaceus</i> (Vieillot, 1818)			X		X	X	X		INS	FL	M
Tyrannidae											
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	X	X			X	X			INS	AM	B
<i>Elaenia parvirostris</i> (Pelzeln, 1868)	X	X				X	X		ONI	FL	B
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X		X				INS	BF	B
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	X	X	X		X	X	X		ONI	BF	B
<i>Lathrotriccus eulerei</i> (Cabanis, 1868)					X	X	X		INS	FL	B
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	X	X	X		X	X			ONI	FL	B
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X		X	X	X		ONI	BF	B
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)					X	X			INS	FL	B
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)					X	X	X		ONI	BF	B
<i>Myiarchus swainsoni</i> (Cabanis & Heine, 1859)	X	X	X		X	X			ONI	BF	B
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X				X		INS	FL	M
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)		X			X	X			INS	BF	B
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X		X	X			ONI	AM	B
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	X	X			X	X			INS	BF	B
<i>Tyrannus savana</i> (Daudin, 1802)				X	X				INS	AA	B
<i>Tyranniscus burmeisteri</i> (Cabanis & Heine, 1859)						X	X		INS	FL	M
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)		X							ONI	BF	B
<i>Elaenia spectabilis</i> (Pelzeln, 1868)				X					ONI	BF	B
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X						ONI	BF	B
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	X	X							INS	FL	M

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)		X							ONI	FL	M
Vireonidae											
<i>Hylophilus poicilotis</i> (Temminck, 1822)		X	X						ONI	FL	M
Corvidae											
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X			X			ONI	FL	M
Hirundinidae											
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)								X	INS	AM	B
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)								X	INS	AA	B
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)				X					INS	AM	B
Troglodytidae											
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	X				X	X	X		INS	AM	B
Turdidae											
<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X			X	X		ONI	FL	B
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	X	X	X			X			ONI	AM	B
<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X		X		X		ONI	AM	B
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	X	X	X		X	X	X		ONI	FL	M
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X		X	X	X		ONI	AM	B
Passeridae											
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)					X				ONI	AM	B
Fringillidae											
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)			X				X		ONI	FL	M
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	X	X	X						FRU	FL	M
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)			X						FRU	FL	B
<i>Spinus magellanicus</i> (Vieillot, 1805)	X	X	X						GRA	AA	M
Passerellidae											

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	X	X			X	X	X		ONI	AM	B
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)					X	X			GRA	AA	B
Icteridae											
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)				X	X				FRU	AA	B
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	X				X				ONI	AM	B
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)			X		X	X			ONI	FL	M
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	X	X	X		X	X	X		ONI	FL	M
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X		X				ONI	FL	M
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)								X	GRA	AU	B
<i>Leistes supercilialis</i> (Bonaparte, 1850)								X	INS	AA	B
Parulidae											
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	X	X	X		X	X	X		INS	FL	B
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X		X	X	X		INS	FL	M
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	X				X	X			INS	AA	B
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X		X	X	X		INS	FL	M
Thraupidae											
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)					X				ONI	AM	B
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	X	X				X			ONI	BF	B
<i>Donacospiza albifrons</i> (Vieillot, 1817)					X	X	X		GRA	AA	B
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)				X	X	X			ONI	AA	B
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)		X	X		X	X	X		FRU	BF	B

ORDEM/Família/ Espécie	PTS				PNMS				HA	UH	Sen
	A1	A2	A3	EO	A1	A2	A3	EO			
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	X	X	X			X			ONI	FL	M
<i>Paroaria coronata</i> (Miller, 1776)								X	GRA	BF	B
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	X				X				GRA	AM	B
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	X							X	GRA	AA	B
<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	X	X	X		X	X	X		ONI	FL	B
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)	X	X			X	X			FRU	BF	B
<i>Saltator maxillosus</i> (Cabanis, 1851)						X			ONI	BF	M
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X				X		ONI	AM	B
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)				X	X				ONI	BF	B
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	X	X	X		X	X	X		ONI	FL	B
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)		X	X		X	X	X		ONI	FL	B
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)		X	X						INS	FL	B
<i>Haplospiza unicolor</i> (Cabanis, 1851)	X	X	X						ONI	FL	M
<i>Rauenia bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	X								FRU	AM	B
<i>Stilpnia preciosa</i> (Cabanis, 1850)	X	X	X						FRU	FL	B
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	X								GRA	AA	B
Scleruridae											
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)			X						INS	FL	A
Pipridae											
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)		X	X						ONI	FL	B
Mimidae											
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)				X					ONI	AA	B

Fonte: elaborada pelos autores (2024) .

ATROPELAMENTO DE MAMÍFEROS NO NORTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

*Otávio Santi Ribeiro
Daniel Galiano
Marília Hartmann
Paulo Afonso Hartmann*

1 INTRODUÇÃO

As rodovias são estruturas importantes para desenvolvimento social e econômico de uma região, pois possibilitam o deslocamento de pessoas e produtos (Bager *et al.*, 2016). As infraestruturas viárias exercem uma grande influência no mundo todo, pois em muitos países são as principais responsáveis pelo transporte, fortalecendo o desenvolvimento humano, possibilitando acesso a saúde, educação, empregos e facilitando a ocupação da terra por pessoas (Perz *et al.*, 2008).

Apesar da inegável contribuição social, as estradas representam uma ameaça para a conservação da vida selvagem tanto local quanto globalmente (Hartmann *et al.*, 2011, 2012; Van Der Ree *et al.*, 2015). A implantação e a operação das rodovias podem acarretar perda e fragmentação de hábitat, isolamento populacional (Forman; Alexander, 1998; González-Suárez *et al.*, 2018; Jaeger *et al.*, 2005), mortalidade da fauna por colisão com veículos, alteração do comportamento animal e de seus padrões de movimentação, além de introdução de espécies exóticas e disseminação de doenças (Grilo *et al.*, 2021).

Para além da morte de indivíduos da fauna, a colisão entre veículos e animais pode gerar outros impactos, como riscos à saúde dos usuários e prejuízos financeiros (Abra *et al.*, 2019; Ascensão *et al.*, 2021). Colisões com animais de grande porte, como tamanduás, capivaras, veados e

antas (Ascensão *et al.*, 2022; Teixeira; Kindel, 2012), podem resultar em acidentes graves. Estes acidentes podem acarretar ferimentos e mortes de seres humanos, além de prejuízos financeiros aos motoristas, às concessionárias de rodovias e aos governos (Ascensão *et al.*, 2021). Além disso, a presença de carcaças de animais na rodovia pode ter um impacto negativo sobre o turismo, ao diminuir a beleza cênica do local e influenciar a opinião dos turistas (Hobday; Minstrell, 2008).

Um dos principais impactos das rodovias sobre a fauna é o “efeito barreira”. As rodovias são um obstáculo para a movimentação da fauna silvestre, promovendo quebra na conectividade entre os habitats (Saunders *et al.*, 1991). A conectividade diminuída pode levar ao endocruzamento de espécies e à perda de diversidade genética (Forman *et al.*, 2003). O efeito barreira pode ser ampliado pelo comportamento de evitação da rodovia, causado principalmente pela perturbação gerada pelo tráfego – ruído, luzes, emissões químicas (Forman; Alexander, 1998). O comportamento de evitar a rodovia pode diminuir a mortalidade de animais, mas também reduz a acessibilidade e conectividade dos habitats.

Animais que não evitam a rodovia podem ter suas populações reduzidas em função dos atropelamentos. Os atropelamentos de fauna são um dos principais fatores de perda de biodiversidade animal no mundo, junto de caça, tráfico de animais silvestres, degradação e fragmentação da paisagem (Barrientos *et al.*, 2021). Os números de atropelamento podem ser elevados, levando ao declínio das populações (González-Suárez *et al.*, 2018; Grilo *et al.*, 2020; Huijser; Bergers, 2000). Principalmente para espécies que apresentarem taxas de reprodução baixas e que naturalmente têm menores densidades, a mortalidade por atropelamento é altamente impactante (Gibbs; Shriver, 2002).

Indivíduos de espécies altamente móveis, ou seja, espécies que se movem frequentemente ou por grandes distâncias, são mais propensos a interagir com as rodovias, aumentando a sua chance de atropelamento (Carr; Fahrig, 2001; Cunha *et al.*, 2015). Devido às suas taxas de reprodução e densidades naturais mais baixas, as populações de animais de médio e grande porte, principalmente os mamíferos, tendem a ser menos capazes de se recuperar das perdas pelos atropelamentos (Gibbs; Shriver, 2002).

Os mamíferos estão entre os grupos mais impactados pelas rodovias (Bueno; Almeida, 2010; Cunha *et al.*, 2015; Grilo *et al.*, 2018; Hegel *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2006; Scoss, 2002; Vieira, 1996). Para algumas espécies de mamíferos carnívoros há evidências de vulnerabilidade às expansões da rede rodoviária devido a estes animais serem altamente móveis e percorrerem grandes distâncias (Ascensão *et al.*, 2021; Cain *et al.*, 2003; Kramer-Schadt, *et al.*, 2004). A ampliação e modernização da malha viária promovem o aumentando o tráfego de veículos, o que pode levar ao aumento nas taxas de mortalidade de fauna, se não forem acompanhadas de medidas mitigadoras de impactos ambientais (Orlowsky; Nowak, 2006). Para tal é importante entender quais espécies ocorrem na região e quais são mais suscetíveis aos atropelamentos.

Entender as relações entre quais são as espécies atropeladas e as ocorrentes no entorno das rodovias possibilita a elaboração de medidas mitigadoras mais efetivas, direcionadas para espécies ou grupos de espécies com atributos ecológicos semelhantes. O objetivo deste estudo foi estimar as espécies de mamíferos de médio e grande porte ocorrentes em fragmentos florestais no entorno da rodovia BR 153, no norte do estado do Rio Grande do Sul, e quantas destas estão sujeitas a morte por atropelamento por veículos.

2 A RODOVIA ESTUDADA E SEU ENTONO

O estudo foi realizado na região norte do Estado do Rio Grande do Sul, no limite sul do domínio morfoclimático da Mata Atlântica. Essa região foi marcada historicamente por desmatamento intenso e consequente fragmentação ambiental (Martinazzo, 2011). A vegetação apresenta características de dois tipos de formações florestais: Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual. O terreno é ondulado, e os vales são bem-marcados ao longo dos rios principais e seus afluentes (Rio Grande do Sul, 2010). A região está situada nas proximidades do interflúvio de duas bacias hidrográficas pertencentes à região Hidrográfica do Rio Uruguai, Bacia do Passo Fundo, Várzea e Bacia do Apuaê-Inhandava (Martinazzo, 2011). O estado do Rio Grande do Sul apresenta clima subtropical,

sendo que Erechim faz parte da Zona Subtropical, possuindo um clima Mesotérmico brando superúmido sem seca, apresentando chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Sartori, 1993). A região integra parte da área da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e inclui, dentro de seus limites, unidades de conservação, áreas indígenas, sítios arqueológicos e comunidades quilombolas.

A amostragem foi realizada na rodovia BR 153, no trecho que liga o município de Erechim, no norte do estado do Rio Grande do Sul, à divisa com o estado de Santa Catarina, compreendendo um trajeto de 36 km, totalizando 72 km percorridos de ida e volta. O trecho foi percorrido de carro a uma velocidade média de 50 km/h, com dois observadores. Para cada mamífero de médio e grande porte encontrado atropelado, foram registradas a espécie e a coordenada, e fez-se o registro fotográfico. As amostragens ocorreram em 10 dias por mês, em dois blocos de cinco dias, com intervalo de 10 dias entre eles. A coleta de dados ocorreu de novembro de 2017 até abril de 2018, perfazendo seis meses. No total foram 60 dias de amostragem e 4.320 km percorridos, sendo registrados somente mamíferos de médio e grande portes silvestres. O trecho da rodovia amostrado apresenta pista simples, com acostamento de cerca de 1,5 metros e limite de velocidade que varia de 60 a 100 km/h. O volume de tráfego é alto: > 3.000 veículos/dia.

Para estimar a fauna de mamíferos de médio e grande portes ocorrente no entorno da rodovia BR 153, foram selecionados sete fragmentos florestais, com pelo menos quatro hectares de área e com no máximo 1,5 km de distância da rodovia. Para a detecção dos mamíferos de médio e grande portes foram utilizadas nove armadilhas fotográficas (Bushnell Agressor Low Glow 20mp - 119874C), sendo instaladas três armadilhas por fragmento florestal (interior, borda e córrego) com pelo menos 50 metros entre elas. Foram amostrados três fragmentos por mês e as armadilhas ficaram armadas 14 dias por mês, sendo dois blocos de sete dias seguidos, com intervalo de sete dias. Cada fragmento florestal foi amostrado pelo menos três vezes durante o período amostral. No total foram 756 dias de armadilhas instaladas.

Para a estimativa de riqueza e determinação de suficiência amostral foi utilizado o estimador de riqueza Chao1, calculada no programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2023), tendo cada bloco como unidade amostral. A diversidade entre rodovia e entorno foi comparada por meio do Índice de Shannon H'. Para testar se os valores de H' obtidos em cada área diferem entre si, utilizou-se o Teste t para diversidade específica ao nível de $p < 0,05$, com auxílio do *software* Past 4. A taxa de atropelamentos foi calculada dividindo o número total de indivíduos encontrados atropelados pelo comprimento do trecho amostral (36 Km) e pelo número de dias do período amostral (ind./km/dia) (Hartmann *et al.*, 2011).

3 OS MAMÍFEROS ATROPELADOS E OCORRENTES NO ENTONO DA RODOVIA

No total foram registrados 402 indivíduos de mamíferos de médio e grande portes, distribuídos em 18 espécies (Tabela 1). O estimador de riqueza Chao-1 indicou que 91% da riqueza de espécies foram registradas no entorno (Chao1=18,5 sp.) e 85,5% da riqueza para a rodovia (Chao1=10,5 sp.). Foram registrados 344 indivíduos nos fragmentos florestais no entorno. Uma espécie foi encontrada somente por atropelamento (*Myocastor coypus*) e foi contabilizada como ocorrente no entorno. Na rodovia foram registrados 58 indivíduos atropelados, de nove espécies (Tabela 1).

Seis espécies constam na lista da fauna ameaçada de extinção do estado do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014) como Vulnerável (VU): *Dasyprocta azarae*, *Eira barbara*, *Leopardus guttulus*, *Leopardus wiedii*, *Nasua nasua* e *Tamandua tetradactyla*; e uma, *Mazama nana*, consta como Em Perigo (EN). Na Lista Vermelha da União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN, 2023), *Leopardus guttulus* e *Mazama nana* se encontram na categoria Vulnerável (VU) e *Leopardus wiedii* consta como Quase Ameaçada (LC). Destas, somente *N. nasua* foi registrada atropelada.

Tabela 1 – Espécies e número de indivíduos registrados nos fragmentos florestais e encontrados atropelados na BR 153, na região norte do estado do Rio Grande do Sul, de novembro de 2017 a abril de 2018

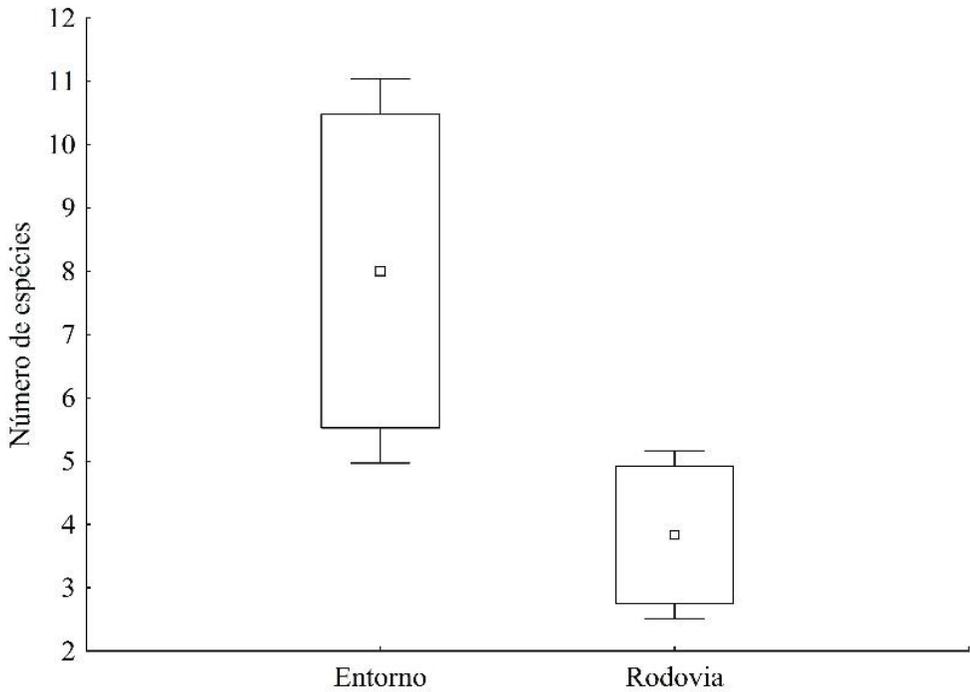
Espécie	Nome comum	Atrop.	Frag.	Total	Taxa
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá	23	53	76	0,010
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	19	99	118	0,008
<i>Galictis cuja</i>	Furão	05	02	07	0,002
<i>Nasua nasua</i>	Quati	03	110	113	0,001
<i>Coendou spinosus</i>	Ouriço-cacheiro	03	01	04	0,001
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	02	10	12	0,0009
<i>Cavia aperea</i>	Preá	01	01	02	0,0004
<i>Cerdocyon thous</i>	Graxaim-do-mato	01	12	13	0,0004
<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado	01	0	01	0,0004
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Graxaim-do-campo	0	02	02	-
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	0	01	01	-
<i>Eira barbara</i>	Irara	0	11	11	-
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	Serelepe	0	05	05	-
<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	0	17	17	-
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	0	02	02	-
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-virá	0	11	11	-
<i>Mazama nana</i>	Veado-bororó	0	06	06	-
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	0	01	01	-
Total		58	344	402	0,026

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Registros por atropelados na BR 153 (Atrop.); registros nos fragmentos no entorno da rodovia BR 153 (Frag.). Número total de mamíferos registrados (Total). Taxa (taxa de atropelamento)

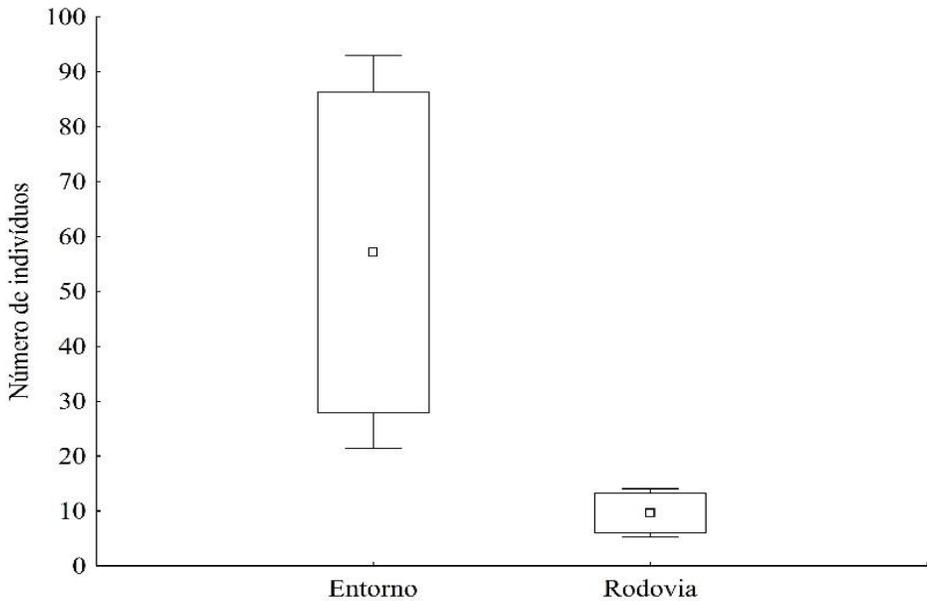
O número de espécies registradas no entorno foi significativamente maior que das espécies encontradas atropeladas na rodovia ($F_{1,10}=9,49$; $p=0,01$; Figura 1). O número de indivíduos registrados também foi significativamente maior no entorno que na rodovia ($F_{1,10}=10,42$; $p<0,01$; Figura 3). A diversidade foi maior no entorno ($H=1,88$) que na rodovia ($H=1,57$; $p=0,03$).

Figura 1 – Número de espécies registradas no entorno e atropeladas na Rodovia BR 153, região norte do estado do Rio Grande do Sul, de novembro de 2017 a abril de 2018. Ponto central (média), caixas (média \pm erro padrão) e barras verticais (média \pm desvio padrão)



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Figura 2 – Número de indivíduos registrados no entorno e atropelados na Rodovia BR 153, região norte do estado do Rio Grande do Sul, de novembro de 2017 a abril de 2018. Ponto central (média), caixas (média \pm erro padrão) e barras verticais (média \pm desvio padrão)



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Menores riqueza, abundância e número de espécies atropeladas, que correspondem a metade das espécies registradas nos fragmentos, reforçam a ideia de que o atropelamento atinge apenas uma parcela do conjunto de espécies que ocorrem no entorno (Coelho *et al.*, 2008; Forman *et al.*, 2003; Grilo *et al.*, 2009). A concentração dos atropelamentos em parcela da riqueza de uma região parece ser padrão encontrado em estudos que avaliam a diversidade de espécies ocorrentes numa dada região e frequência de atropelamentos (Forman *et al.*, 2003; Hartmann *et al.*, 2011, 2012). Parte das espécies de mamíferos de grande e médio portes registradas nos fragmentos florestais no entorno aparentemente não estão sujeitas ao atropelamento.

As espécies com maior número de registros nos fragmentos florestais no entorno da rodovia foram *Nasua nasua* (N = 110), *Dasyurus*

novemcinctus (N = 99) e *Didelphis albiventris* (N = 53). *Nasua nasua* possui uma ampla distribuição geográfica na América do Sul, indo da Colômbia e Venezuela ao Uruguai e norte da Argentina, ocorrendo em ambas as vertentes dos Andes (Gompper; Decker, 1998). Pode utilizar uma ampla variedade de habitats com cobertura florestal, incluindo florestas decíduas, semidecíduas e ombrófilas, florestas nebulares e de galeria, chaco xérico, cerrado e florestas secas (Gompper; Decker, 1998). A organização social, o uso do espaço e a dieta sofrem influência da sazonalidade: machos a partir de dois anos são solitários e juntam-se em grupos na época do acasalamento (Gompper; Decker, 1998), que na Mata Atlântica ocorre em julho-agosto (Beisiegel, 2001; Beisiegel; Mantovani, 2006). A alta incidência de *Nasua nasua* no entorno pode ser explicada pelo período amostrado (novembro a abril), época do ano em que grandes grupos de indivíduos são formados.

Apesar de ser uma espécie abundante nos fragmentos de entorno da rodovia, *N. nasua* mostrou poucos registros de atropelamentos na região. Esta espécie possui atributos ecológicos que poderiam favorecer seu atropelamento, como sua ampla distribuição, grande área de vida, hábitos onívoros generalistas e oportunistas, além de atividades crepusculares (Beisiegel, 2001). Em outros estudos, *N. nasua* foi registrado entre as espécies mais atropeladas (Pinto *et al.*, 2022). O baixo número de atropelamentos desta espécie neste estudo pode ser em função do isolamento dos fragmentos amostrados da rodovia, o hábito de evitar as rodovias ou a capacidade de atravessar sem serem atropelados (Cáceres, 2010). Estas possibilidades precisam ser exploradas em estudos futuros.

As outras duas espécies que estão entre as mais registradas no entorno também são as espécies com maior registro de atropelamentos: *Didelphis albiventris* (N = 23) e *Dasypus novemcinctus* (N = 19; Tabela 1), com taxas de atropelamento com 0,010 ind./km/dia e 0,008 ind./km/dia respectivamente. Assim como em outros estudos realizados no estado do Rio Grande do Sul, *D. albiventris* foi a espécie com maior número de registro de atropelamentos. Hengemuhle e Cademartori (2008) encontraram maior número de atropelamentos de *D. albiventris* (N = 14; 33%) na RS 389; Rosa e Mauhs (2004), na RS040 (N = 23; 49%) e na

RST 453 (N = 55; 41%); Santana (2010), em quatro rodovias da região central do estado (N = 136; 31,5%). O grande número de atropelamentos de *D. albiventris* pode ser atribuído ao seu comportamento tolerante a locais sob influência antrópica, seu hábito oportunista e sua ampla distribuição (Hengemuhle; Pinto *et al.*, 2022; Prada, 2004; Rosa; Mauhs, 2004). *Didelphis albiventris* é comumente registrado em ambientes periurbanos e próximos a rodovias, o que o torna suscetível ao óbito por atropelamento. Assim como ocorre na região sul do Brasil, o gênero *Didelphis* compreende as espécies de mamíferos atropelados mais abundantes em estudos realizados na região norte do país (Pinheiro; Turci, 2013; Turci; Bernarde, 2009), centro-oeste (Bagatini, 2006), nordeste (Silva *et al.*, 2022; Sousa; Miranda, 2010) e sudeste (Bueno; Almeida, 2010; Martinelli; Volpi, 2011; Pessanha *et al.*, 2023; Secco *et al.*, 2023; Souza *et al.*, 2010).

A segunda espécie mais atropelada, *Dasybus novemcinctus*, foi amplamente registrada em estudos sobre atropelamento de fauna de mamíferos (Caceres, 2011; Cherem *et al.*, 2007; Coelho *et al.*, 2008; Pinto *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2013). A ampla distribuição, desde o sul dos Estados Unidos até o Uruguai, e a ocorrência em praticamente todos os biomas brasileiros, além do longo tempo de vida (mais de 20 anos) e da rápida reprodução (Medri *et al.*, 2006), são fatores que podem explicar a grande quantidade de estudos relatando o atropelamento desta espécie. O grande número de registros de *Dasybus novemcinctus* atropelados, neste e em outros estudos, pode estar associado a capacidade de percorrer grandes áreas, pouca agilidade, visão relativamente pouco desenvolvida e audição apenas medianamente acurada (Santana, 2012).

Espécies que foram abundantes no entorno mas que não foram registradas atropeladas provavelmente evitam as rodovias, característica comum em grupos de animais que são dependentes dos fragmentos florestais (Andrews, 1990; Develey; Stouffer, 2001; Reijnen; Foppen, 1991). A abertura causada pela rodovia também pode criar condições hostis para a fauna local (Cáceres, 2010) e neste caso a rodovia pode ser encarada como uma barreira difícil de ser atravessada pelos indivíduos (Cáceres *et al.*, 2012). A evitação da rodovia diminui o número de

atropelamentos de fauna, no entanto pode gerar isolamento populacional e, por consequência, reduzir o fluxo gênico (Forman *et al.*, 2003).

Outra característica que pode reduzir a propensão a atropelamentos é a habilidade de atravessar com segurança da rodovia. Espécies que provavelmente têm sucesso ao atravessar as rodovias são aquelas que têm alta habilidade locomotora, como felídeos e cervídeos. Estas espécies possuem um modo rápido de locomoção (Lovegrove, 2001; Lovegrove; Haines, 2004). Espécies como *Mazama nana*, *Mazama guazoubira*, *Leopardus guttulus* e *Leopardus wiedii* são ocorrentes na região de estudo, mas não foram registrados atropelados neste estudo. Registros informais indicam eventuais atropelamentos destas espécies na região, mas de forma isolada e em número reduzido.

Deve-se levar em consideração que o número de animais atropelados, nos diferentes estudos, pode estar subestimado, pois há a remoção de carcaças por animais carniceiros, que pode contribuir para a variação nos registros, e animais feridos que podem se afastar para outros locais, influenciando na taxa de mortalidade (Teixeira *et al.*, 2013; Vieira, 1996). Desta forma, as taxas de atropelamento podem estar relacionadas às características específicas de cada região, clima, faixa de deslocamento das espécies, o fluxo de veículos, bem como aos diferentes métodos e tempos de amostragem (Teixeira *et al.*, 2013).

Aparentemente o número de atropelamentos está relacionado com a abundância de indivíduos encontrados nos fragmentos do entorno, embora não seja uma relação obrigatória. As duas espécies mais atropeladas foram amplamente registradas nos fragmentos florestais no entorno, notadamente *Didelphis albiventris* e *Dasybus novemcinctus*. A região do estudo apresenta uma paisagem altamente fragmentada e, além disso, os fragmentos florestais tendem a serem menores e menos íntegros quanto mais perto da rodovia (Wendland *et al.*, 2021). Esta condição pode obrigar que as espécies se desloquem entre as manchas habitat, aumentando a possibilidade de encontro com a rodovia e por consequência, as chances de atropelamento (Freitas *et al.*, 2015). O trecho da rodovia amostrado não apresenta estruturas específicas para proporcionar conectividade entre os fragmentos florestais e mitigar

os impactos gerados pelos atropelamentos. O alto volume de tráfego da rodovia pode impactar a fauna de mamíferos de médio e grande porte na região em função dos atropelamentos de indivíduos e redução populacional, ou também pelo efeito barreira, isolando populações.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nosso estudo indica que, das 18 espécies de mamíferos de médio e grande portes registradas nos fragmentos florestais no entorno da rodovia estudada, pelo menos metade está sujeita ao atropelamento (nove espécies). É provável que mais espécies estejam sujeitas ao atropelamento na região do estudo, mesmo que de forma eventual. No entanto, mesmo o atropelamento de poucos indivíduos pode ser preocupante, principalmente para espécies que possuem populações pequenas ou que estão ameaçadas de extinção. Sete espécies registradas estão categorizadas como ameaçadas de extinção. Para estas, mesmo um pequeno número de atropelamentos de indivíduos pode influenciar no tamanho das populações e sua persistência na região.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal da Fronteira Sul por suporte logístico. Letícia Regina da Costa prestou valiosa ajuda nos trabalhos durante a coleta de dados. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

ABRA, F. D.; GRANZIERA, B. M.; HUIJSER, M. P.; FERRAZ, K. M. P. M. D. B.; HADDAD, C. M.; PAOLINO, R. M. Pay or prevent? Human safety, costs to society and legal perspectives on animal-vehicle collisions in São Paulo state, Brazil. **Plos One**, v. 14, n. 4, e0215152, 2019.

ANDREWS, A. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. **Australian Zoologist**, v. 26, n. 130-141, 1990.

ASCENSAO, F.; YOGUI, D. R.; ALVES, M. H.; ALVES, A. C.; ABRA, F.; DESBIEZ, A. L. Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. **Biological Conservation**, v. 253, p. 108902, 2021.

BAGATINI, T. **Evolução dos índices de atropelamentos de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica Águas Emendadas, DF, Brasil, e eficácia de medidas mitigadoras**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

BAGER, A.; LUCAS; P. S.; BOURSCHEIT, A.; KUCZACH, A.; MAIA, B. Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2016.

BARRIENTOS, R.; ASCENSÃO, F.; D'AMICO, M.; GRILLO, C.; PEREIRA, H. M. The lost road: do transportation networks imperil wildlife population persistence? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 4, p. 411-416, 2021.

BEISIEGEL, B. M. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic Forest area. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 689-692, 2001.

BEISIEGEL, B. M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77-87, 2006.

BUENO, C.; ALMEIDA, P. J. A. L. Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). **Revista Brasileira de Zociências**, v. 12, n. 3, p. 219-226, 2010.

CÁCERES, N. C.; HANNIBAL, W.; FREITAS, D. R.; SILVA, E. L.; ROMAN, C.; CASELLA, J. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in southwestern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 27, p. 709-717, 2010.

CÁCERES, N. C. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest-Cerrado interface in south-western Brazil. **Italian Journal of Zoology**, v. 78, n. 3, p. 379-389, 2011.

CÁCERES, N. C.; CASELLA, J.; GOULART, C. S. Variação espacial e sazonal em atropelamentos de mamíferos no bioma cerrado, rodovia BR 262, Sudoeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 19, n. 1, 1-12, 2012.

CAIN, A. T.; TUOVILA, V. R.; HEWITT, D. G.; TEWES, M. E. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. **Biological Conservation**, v. 114, p. 189-197, 2003.

CARR, L. W.; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1071-1078, 2001.

CHEREM, J. J.; KAMMERS, M.; GHIZONI-JR, I. R.; MARTINS, A. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, v. 20, n. 2, 81-96, 2007.

COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, p. 689-699, 2008.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's guide and application. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. 2023.

CUNHA, G. G.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Atropelamentos de vertebrados em uma área de Pampa no sul do Brasil. **Ambiência**, v. 11, n. 2, p. 307-320, 2015.

DEFFACI, A. C.; DA SILVA, V. P.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Diversidade de aves, mamíferos e répteis atropelados em região de floresta subtropical no sul do Brasil. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1205-1216, 2016.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1416-1422, 2001.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, J. A.; BISSONETTE, A. P.; CLEVINGER, C. D.; CUTSHALL, V. H. DALE; L. FAHRIG, R. FRANCE; C. R. GOLDMAN, K. HEANUE; J. A. JONES, F. J. SWANSON, T. TURRENTINE, WINTER, T. C. **Road ecology: science and solutions**. Island Press, Washington, 2003.

FORMAN, R. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FREITAS, S. R.; OLIVEIRA, A. N.; CIOCHETI, G., VIEIRA, M. V.; MATOS, D. M. S. How landscape features influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian Savanna? **Oecologia Australis**, v. 2014, n. 18, p. 35-45, 2015.

GIBBS J. P; SHRIVER, G. Estimating the Effects of Road Mortality on Turtle Populations. **Conservation biology**, v. 16, n. 6, p. 11647-1652, 2002.

GLISTA, D. J.; DEVAULT, T. L.; DEWOODY, J. A. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n. 1, p. 1-7, 2009.

GOMPPER, M. E.; DECKER, D. M. *Nasua nasua*. **Mammalian Species**, v. 580, p. 1-9, 1998.

GONZÁLEZ-SUÁREZ, M.; ZANCHETTA FERREIRA, F.; GRILO, C. Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 9, p. 1093-1105, 2018.

GRILO, C.; BORDA-DE-ÁGUA, L.; BEJA, P.; GOOLSBY, E.; SOANES, K.; LE ROUX, A.; KOROLEVA E.; FERREIRA F. Z.; GAGNÉ, S. A.; WANG, Y; GONZÁLEZ-SUÁREZ, M. Conservation threats from roadkill in the global road network. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 11, p. 2200-2210, 2021.

GRILO, C. *et al.* BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. **Ecology**, 2018.

GRILO, C.; KOROLEVA, E.; ANDRÁŠIK, R.; BÍL, M.; GONZÁLEZ-SUÁREZ, M. Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 18, n. 6, p. 323-328, 2020.

GRILO, C.; BISSONETTE, A. J.; REIS, M. S. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore Road casualties: Consequences for mitigation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 301-313, 2009.

HARTMANN, P.A.; HARTMANN, M. T.; MARTINS M. R. Snake road mortality in a protected area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, n. 35-42, 2011.

HARTMANN, P. A.; MAINARDI, L.; REBELATO, M. M.; DELABARY, B. F. Ecologia de estradas no Pampa brasileiro: A perda de répteis por atropelamentos. *In*: BAGER, A. (org.). **Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas**. Lavras: UFLA, 2012.

HEGEL, C. G. Z.; CONSALTER, G. C., ZANELLA; N. Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS- 135, norte do Estado do Rio Grande do Sul. **Biotemas**, v. 25, n. 2, p. 165-170, 2012.

HENGEMÜHLE, A.; CADEMARTORI, C. V. Levantamento de mortes de vertebrados silvestres devido a atropelamento em um trecho da estrada do mar (RS-389). **Biodiversidade Pampeana**, v. 6, n. 2, p. 4-10, 2008.

HOBDAY, A. J.; MINSTRELL, M. L. Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. **Wildlife Research**, v. 35, n. 7, p. 712-726, 2008.

HUIJSER, M. P.; BERGERS, P. J. M. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. **Biological Conservation**, 95, p. 111-116, 2000.

IUCN 2023. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2022-2.

JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, v. 185, n. 4, p. 329-348, 2005.

KRAMER-SCHADT, S.; REVILLA, E.; WIEGAND, T.; BREITENMOSER, U. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, p. 711-723, 2004.

LOVEGROVE, B. G.; HAINES, L. The evolution of placental mammal body sizes: Evolutionary history, form, and function. **Oecologia**, v. 138, p. 13-27, 2004.

LOVEGROVE, L. G. The evolution of body armor in mammals: Plantigrade constraints of large body size. **Evolution**, v. 55, p. 1464-1473, 2001.

MARTINAZZO, L. N. **História ambiental do Alto Uruguai: colonização, desenvolvimento e transformações na paisagem**. 2011. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) – UNIVATES, Lajeado, 2011.

MARTINELLI, M. M.; VOLPI, T. A. Mamíferos atropelados na Rodovia Armando Martinelli (ES-080), Espírito Santo, Brasil. **Natureza online**, v. 9, n. 3, p. 113-116, 2011.

MEDRI, I. M.; MOURÃO, G. M.; RODRIGUES, F. H. G. Ordem Xenarthra. In: REIS, N. R., PERACHI, A. L.; PEDRO, W. A; LIMA, I. P. (ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2006.

ORLOWSKY, G.; NOWAK, L. Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-western Poland. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, p. 283-294, 2006.

PEREIRA, A. P. F. G.; ANDRADE, F. A. G.; FERNANDES, M. E. B. Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA458, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 1, n. 3, p. 77-83, 2006.

PERZ, S. G.; WARREN, J. W.; DAVID P.; KENNEDY, D. P. Contributions of racial-ethnic reclassification and demographic processes to indigenous population resurgence: the case of Brazil. **Latin American Research Review**, v. 42, n. 3, p. 7-33, 2008.

PESSANHA, L. A.; FERREIRA, M. S.; BUENO, C.; LEANDRO, F. D. S.; GOMES, D. F. Danger under wheels: mammal roadkills in the threaten lowland Atlantic Forest in southeast Brazil. **Iheringia**, v. 113, e2023007, 2023.

PINHEIRO, B. F.; TURCI, L. C. B. Vertebrados atropelados na estrada da Variante (BR-307), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil. **Natureza online**, v. 11, n. 2, p. 68-78, 2013.

PINTO, F. A. S.; CIRINO, D. W.; CERQUEIRA, R. C.; ROSA, C.; FREITAS, S. R. How many mammals are killed on brazilian roads? Assessing impacts and conservation implications. **Diversity**, v. 14, n. 10, p. 835, 2022.

PRADA, C. S. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, 2004.

REIJNEN, R.; FOPPEN, R. Effect of road traffic on the breeding site-tenacity of male Willow Warblers (*Phylloscopus trochilus*). **Journal of Ornithology**, v. 132, p. 291-295, 1991.

RIO GRANDE DO SUL. Assembleia Legislativa. **Decreto n.º 51.797/2014**. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul. 2014. [Acesso em: 15 set. 2022]. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/lerepository/repLegis/arquivos/DEC%2051.797.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2024.

RIO GRANDE DO SUL. **Zoneamento ambiental da silvicultura: diretrizes da silvicultura por unidade de paisagem e bacia hidrográfica**. Porto Alegre: SEMA, 2010.

ROSA, A. O.; MAUHS, J. Atropelamentos de animais silvestres na Rodovia RS-40. **Caderno de Pesquisa. Série Biologia**, v. 16, n. 1, p. 35-42, 2004.

SANTANA, G. S. **Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias da Região Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

SANTANA, G. S. Fatores influentes sobre atropelamentos de vertebrados na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Neotropical Biology and Conservation**, v. 7, n. 1, p. 26-40, 2012.

SAUNDERS, D. A; HOBBS, R. J; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-31, 1991.

SCOSS, L. M. **Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Viçosa, MG**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2002.

SECCO, H.; FARINA, L. F.; DA COSTA, V. O.; BEIROZ, W.; GUERREIRO, M.; GONÇALVES, P. R. Identifying Roadkill Hotspots for Mammals in the Brazilian Atlantic Forest using a Functional Group Approach. **Environmental Management**, p. 1-13, 2023.

SILVA, C.; RUIZ-ESPARZA, J.; DE AZEVEDO, C. S.; VIANA-JUNIOR, A. B.; SANTOS, J. C.; DE SOUZA RIBEIRO, A. Seasonal effects on roadkill of wild vertebrates in a stretch of a brazilian northeast federal highway. **Oecologia Australis**, v. 26, n. 4, p. 547-559.

SILVA, D. E.; CORRÊA, L. L. C.; OLIVEIRA, S. V.; CAPPELLARI, L. H. Monitoramento de vertebrados atropelados em dois trechos de rodovias na região central do Rio Grande do Sul – Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 7, n. 1, p. 27-36, 2013.

SOUSA, M. A. N.; MIRANDA, P. C. Mamíferos terrestres encontrados atropelados na Rodovia BR-230/PB entre Campina Grande e João Pessoa. **BioFar**, v. 4, n. 2, p. 72-82, 2010.

DE SOUZA, S. A.; DE LUCCA, A. L. T.; DICKFELDT, E. P.; DE OLIVEIRA, P. R. Impactos de atropelamentos de animais silvestres no trecho da Rodovia SP-215 confrontante ao Parque Estadual de Porto Ferreira – Porto Ferreira, SP (Nota científica). **Instituto Florestal**, v. 22, n. 2, p. 315-323, 2010.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. Atropelamentos de animais silvestres na Rota do Sol: como minimizar esse conflito e salvar vidas? *In*: Rodrigo Cambará Printes. (Org.). **Gestão Ambiental e Negociação de Conflitos em Unidades de Conservação do Nordeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 2012.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, A. V. P.; ESPERANDIO, I. B.; KINDEL, A. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, v. 157, p. 317-323, 2013.

TURCI, L. C. B.; BERNARDE, P. S. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. **Biotemas**, v. 22, n. 1, p. 121-127, 2009.

VAN DER REE, R.; SMITH, D.; GRILO, C. The ecological effects of linear infrastructure and traffic: challenges and opportunities of rapid global growth. *In: Handbook of road ecology: 1-9* (R. Van Der Ree., D. J. Smith, C. Grilo, (ed.). Chichester: John Wiley & Sons, 2016.

VIEIRA, E. M. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 48, n. 4, p. 270-272, 1996.

WENDLAND, M. J.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Análise espaço-temporal da influência de rodovias na cobertura florestal em seu entorno. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 10, p. 172-185, 2021.

EFEITOS SUBLETAIS E GENOTÓXICOS DO HERBICIDA PICLORAM EM GIRINOS DE *LEPTODACTYLUS LUCTATOR*

*Caroline Garcia Samojeden
Felipe André Pavan
Camila Fátima Rutkoski
Alexandre Folador
Caroline Müller
Aline Pompermaier
Paulo Afonso Hartmann
Marilia Hartmann*

1 USO DO HERBICIDA PICLORAM NO BRASIL

A expansão agrícola impulsionou o crescimento de insumos químicos visando ao aumento da produtividade agrícola e da produção de alimentos em todo o mundo (Carvalho, 2017). No Brasil, o uso de agrotóxicos aumentou 58% nos últimos 10 anos (IBGE, 2023), tornando o país o maior mercado de agrotóxicos em todo o mundo (Zhang, 2018). O uso crescente de agrotóxicos tem sido um preocupante agente de contaminação, uma vez que eles podem chegar facilmente aos corpos hídricos por meio da pulverização, drenagem ou lixiviação (Chen *et al.*, 2019; Wiggins *et al.*, 2018).

Dentre os agrotóxicos largamente utilizados, o picloram (ingrediente ativo 4-amino-3,5,6 triclopicolínico) pertence à classe dos herbicidas auxínicos piridinoácidos e atua, de forma sistêmica, como um imitador de auxina ou hormônio de crescimento sintético. Esse herbicida promove alteração do *status* redox e perda da estrutura da parede celular pela superprodução de espécies reativas de oxigênio, causando insaturação

dos lipídios da membrana plasmática, vazamento do citosol e morte celular em plantas suscetíveis (Christoffoleti *et al.*, 2015).

No Brasil, o uso do picloram teve um aumento de 470% entre 2009 e 2019 (Merotto *et al.*, 2022), com uma venda de 4.779,02 toneladas de ingrediente ativo em 2021 (Ibama, 2023). O expressivo aumento no uso do picloram, além do acréscimo nas práticas de manejo, deve-se ao uso combinado do picloram com outros herbicidas auxínicos, como o ácido 2,4-diclorofenóxiacético (2,4-D ou MCPA) (Merotto *et al.*, 2022). O picloram possui elevada persistência no solo e alto grau de lixiviação, podendo se estender por amplas áreas (D'Antonino *et al.*, 2009; Lajmanovich *et al.*, 2013). Devido a sua alta solubilidade em água, o picloram é transportado para o ambiente aquático, podendo facilmente atingir aquíferos subterrâneos, expondo os organismos não-alvo dessa região ao contaminante (Ordaz-Guillén *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2018).

No Brasil a legislação que determina a quantia de picloram na água de consumo humano foi publicada em 2021, considerando-se $60 \mu\text{g L}^{-1}$ o valor máximo para ficar dentro dos padrões de potabilidade (Brasil, 2021). Outros países também determinam um limite máximo: Nova Zelândia, onde são permitidos até $20 \mu\text{g L}^{-1}$; Canadá, até $190 \mu\text{g L}^{-1}$; Austrália, até $300 \mu\text{g L}^{-1}$; Estados Unidos, até $500 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lewis *et al.*, 2016; Usepa, 1995). No México, foram reportados valores detectados de $80 \mu\text{g L}^{-1}$ em águas superficiais (Rodríguez Aguilar *et al.*, 2019). De acordo com Grandi *et al.* (2021), o picloram tem alto risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

No perfil ambiental do Ibama (2019), é considerado pouco ou medianamente tóxico para organismos aquáticos. A sua aplicação é indicada em pós-emergência das plantas infestantes nas culturas de arroz, pastagens e trigo e em pré e pós-emergência das plantas infestantes na cultura da cana-de-açúcar (Anvisa, 2023). O herbicida picloram possui solubilidade de 560 mg L^{-1} , meia-vida na água de 80 dias, coeficiente de adsorção no solo (Log de Koc) 13, coeficiente de partição octonal-água (Log de Kow) -1,92, meia-vida (DT_{50}) 82,8 dias no solo e constante da lei de Henry (KH) $3,0 \times 10^{-07} (\text{Pa m}^3 \text{ mol}^{-1})$ (Lewis *et al.*, 2016).

2 ANFÍBIOS COMO BIOINDICADORES ECOTOXICOLÓGICOS E EFEITOS DE PICLORAM EM DIFERENTES ESPÉCIES

Dentre os vertebrados, os anfíbios são considerados excelentes bioindicadores por possuírem pele permeável uma vez que ocupam um nicho de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Jing *et al.*, 2017; Mason *et al.*, 2013). Essa característica, no entanto, os torna sensíveis a contaminantes ambientais, principalmente durante a fase reprodutiva (Tavaliere *et al.*, 2020). Além disso, o aumento de espécies ameaçadas, com o crescente declínio populacional dos girinos (Beasley, 2020), foi associado à exposição aos agrotóxicos (Agostini *et al.*, 2020).

Estudos toxicológicos utilizando espécies nativas são importantes para avaliar a sensibilidade desses animais e compreender os impactos das substâncias tóxicas. Com relação ao picloram, foi reportado que a exposição em girinos de *Rhinella marina* afeta o crescimento (Figueiredo; Rodrigues, 2014), causa efeitos neurotóxicos por inibir a atividade das enzimas butirilcolinesterase e acetilcolinesterase de *R. arenarum* (Lajmanovich *et al.*, 2013) e demonstrou maior genotoxicidade pela presença de micronúcleos em *Physalaemus gracilis* em comparação à exposição ao imidacloprido e ao clorotalonil (Da Fré; Hartmann, 2020).

3 ESTUDO DE CASO: EFEITOS TÓXICOS DO HERBICIDA PICLORAM EM GIRINOS DE *LEPTODACTYLUS LUCTATOR*

A rã-manteiga, *Leptodactylus luctator* (Fitzinger, 1826) pertence à família Leptodactylidae, e é uma espécie nativa da América do Sul (Sá *et al.*, 2014). É considerada muito adaptável, ocorrendo em diversos tipos de habitats, tanto em áreas preservadas como em ambientes perturbados e modificados, e possui estratégia reprodutiva em ninhos de espuma na superfície da água (Heyer *et al.*, 2010). Mesmo listada como menos preocupante (LC) pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2021), *L. luctator* já foi reportada por apresentar sensibilidade a herbicidas auxínicos, como redução na sobrevivência dos indivíduos por exposição ao 2,4-D

(Figueiredo; Rodrigues, 2014), e alteração no crescimento e na atividade natatória com 2,4-D e glifosato combinados (Pavan *et al.*, 2021).

Para entender se picloram causa alterações em girinos de *Leptodactylus luctator*, foi realizado um ensaio ecotoxicológico, com exposição a diferentes concentrações deste herbicida. Foram analisados diversos parâmetros nos girinos expostos: sobrevivência, crescimento, danos nas estruturas corporais, alteração da atividade natatória, presença de micronúcleos e anormalidades nucleares eritrocitárias.

A primeira etapa do estudo foi coletar desovas (massa de ovos) de *L. luctator* na natureza. Foram obtidas desovas em lados do Horto Florestal Municipal de Erechim, RS (-27°42'43.77"S; -52°18'42.94"W). As desovas com menos de 24 horas de oviposição foram levadas para o Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Erechim, e distribuídas em aquários com capacidade de 15 litros de água declorada atendendo a padrões de potabilidade. A criação ocorreu em condições controladas de temperatura ($24 \pm 2^{\circ}$ C) e fotoperíodo fixado em 12/12 horas (claro-escuro). Os animais foram monitorados diariamente, e a água da criação e dos ensaios apresentou os seguintes parâmetros: pH $7,5 \pm 0,5$, oxigênio dissolvido $5,8 \pm 0,4$ mg L⁻¹, turbidez < 5, condutividade 649 ± 25 µS cm⁻¹, dureza $3,57$ mg L⁻¹, Na $13,012$ mg L⁻¹, Fe $0,564$ mg L⁻¹, Ni < $0,002$ mg L⁻¹. A alimentação com alface orgânica cozida e ração completa para peixes (Alcon Basic, Alcon®) com no mínimo 45% de proteína bruta foi disponibilizada uma vez ao dia, *ad libitum*.

Utilizou-se para este estudo de caso um produto comercial do herbicida: Padron® (Dow AgroSciences), constituído por picloram, sal trietanolamina $388,30$ g L⁻¹ (38,83 % m/v), ácido 4-amino-3,5,6-tricloropiridina-2-carboxílico (equivalente ácido de picloram) $240,00$ g L⁻¹ (24,00 % m/v), e ainda outros ingredientes inertes $791,65$ g L⁻¹ (79,16 % m/v). Inicialmente foi preparada uma solução estoque aquosa de picloram de 500 mg e.a. L⁻¹, a qual foi posteriormente diluída em água destilada para preparo das concentrações utilizadas nos ensaios toxicológicos: 20, 80, 190, 300 e 500 µg e.a. L⁻¹. Esses valores foram definidos considerando os limites máximos permitidos de picloram para água potável em alguns países (20 µg L⁻¹ na Nova Zelândia, 190 µg L⁻¹ no Canadá, 300 µg L⁻¹ na Austrália e

500 $\mu\text{g L}^{-1}$ nos Estados Unidos) (Lewis *et al.*, 2016), ou detectado em água superficial (80 $\mu\text{g L}^{-1}$ no México) (Rodríguez Aguilar *et al.*, 2019). O valor de 60 $\mu\text{g L}^{-1}$ permitido no Brasil não foi considerado nas concentrações experimentais, pois a portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, que define esse limite para picloram, foi publicada após a parte experimental deste estudo ser realizada.

O ensaio crônico, com teste estático, foi realizado com duração de 168 horas (7 dias), considerado ensaio crônico breve (*short chronic assay*) de acordo com o protocolo ASTM STP 1443 (Herkovits; Perez-Coll, 2003). Foram utilizados girinos de *L. lucator* em estágio de desenvolvimento 25 (Gosner, 1960), no qual já possuem a formação completa das peças bucais e capacidade de realizar o movimento de natação. Os girinos utilizados foram selecionados com padrão de tamanho e massa, com comprimento total médio de $13,25 \pm 0,11$ mm e massa média de $0,034 \pm 0,002$ g.

Os ensaios foram realizados com seis tratamentos, sendo cinco concentrações crônicas de picloram e um grupo controle (apenas com água). Para os ensaios foram utilizados 10 girinos em cada frasco de vidro, com 500 mL de cada concentração de picloram, ou apenas água para o grupo controle. Os ensaios foram realizados em triplicata, totalizando 30 indivíduos por tratamento. As condições do local onde os indivíduos foram criados teve temperatura média de 25 ± 1 °C, amônia $0,283 \pm 0,038$ mg L^{-1} , oxigênio dissolvido $6,4 \pm 0,03$ mg L^{-1} e fotoperíodo fixado em 12/12 horas (claro-escuro). Durante os ensaios, a alimentação adotada foi similar à utilizada na criação dos girinos. O estudo teve autorização do CEUA da UFFS, sob o número 8822130919. A sobrevivência foi avaliada a cada 24 horas. Os girinos sobreviventes foram contabilizados e expressos em porcentagem e os girinos mortos foram retirados dos frascos.

Ao final das 168 horas de ensaio foram verificadas as medidas de comprimento total e de massa corporal de 10 girinos aleatórios para cada tratamento. O comprimento total (rosto-caudal, mm) foi obtido com o uso de um paquímetro digital (150 mm MTX®, Moscou, Rússia) e a massa corporal (g) foi medida utilizando uma balança de precisão (AUX320, Shimadzu Analítica®, Kyoto, Japão). Os valores foram expressos em porcentagem (%).

Após 168 horas de exposição aos tratamentos, os girinos foram fotografados (câmera P510®, Nikon, Tóquio, Japão) e as imagens foram digitais analisadas em estereomicroscópio (SZ51®, Olympus, Tóquio, Japão) para o registro dos possíveis danos estruturais. Danos na boca foram considerados: qualquer alteração visível na boca, como ausência de dentículos ou mudanças na morfologia. Danos no intestino foram considerados quando foram observados edemas no local ou morfologia diferente do intestino espiral, comumente encontrado em anuros. Danos nos olhos foram o aparecimento de lente turva ou alterações na morfologia dos olhos, e danos na cauda, quando essa estrutura estava torta ou com outras mudanças na morfologia. Esses danos foram observados a partir do trabalho de Herek *et al.* (2020), em que girinos de *Physalaemus cuvieri* e *P. gracilis* foram expostos ao glifosato.

A atividade natatória foi avaliada a cada 24 horas por meio de observação qualitativa. Para isso, os girinos foram inicialmente estimulados com a agitação da solução com um bastão de vidro, e a atividade natatória comparativa ao grupo controle, avaliada. Os tipos de movimentos natatórios verificados foram: atividade natatória igual ao controle, letargia (atividade natatória reduzida em relação ao controle), hiperatividade (atividade natatória aumentada em relação ao controle), sem reação (sem a ocorrência de movimentos) e espasmos (tremores e convulsões).

A análise da presença de micronúcleos e outras anormalidades nucleares eritrocitárias (ANEs) foram realizadas em 10 girinos de cada tratamento, que não foram utilizados nas medições de tamanho. Inicialmente, os indivíduos foram eutasianados com lidocaína (5%), de acordo com as normas do Conceia (2018) e, em seguida, foi realizada a retirada de sangue para as análises. As amostras de sangue foram depositadas e fixadas em lâminas e coradas com o kit Panótico Rápido® (Laborclin) conforme instruções do fabricante.

As lâminas contendo sangue foram observadas em microscópio óptico (CX31®, Olympus, Tóquio, Japão), resolução 100x, para a avaliação

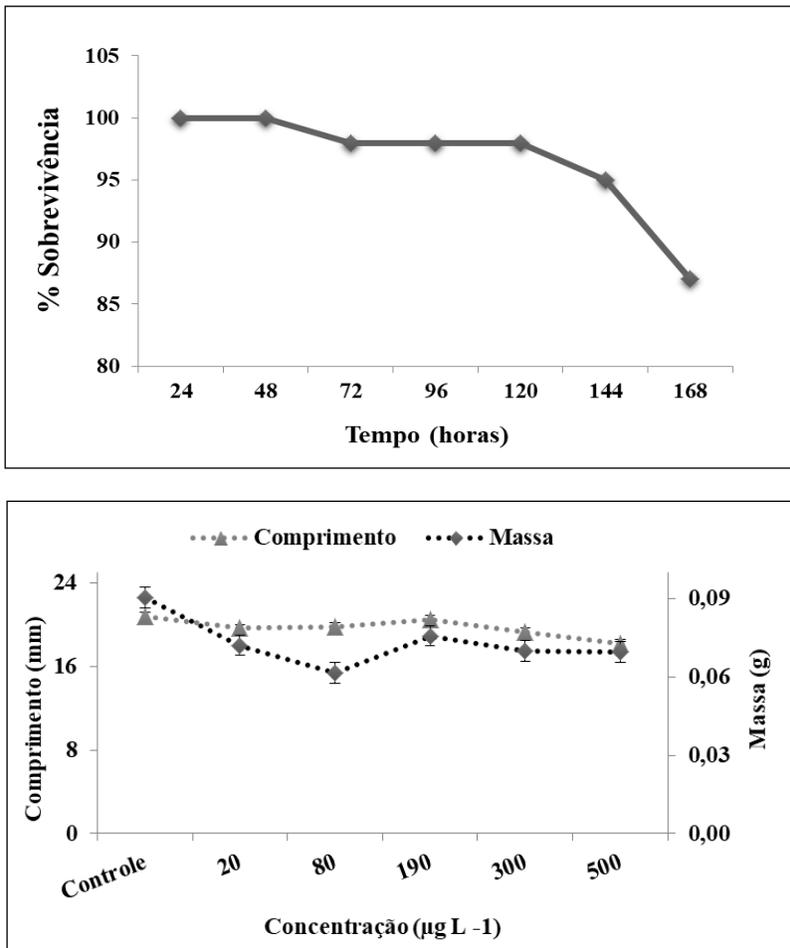
de 1.000 células por lâmina, totalizando 10.000 células para cada tratamento. A presença de micronúcleos (MN) seguiu os parâmetros de identificação descritos por Pérez-Iglesias *et al.* (2015). Além do MN, as outras anormalidades nucleares eritrocíticas (ANE) analisadas foram: apoptose, bolha/broto nuclear, cariólise, célula binucleada, núcleo entalhado e núcleo lobado conforme metodologia descrita por Montalvão *et al.* (2017).

Os dados obtidos foram previamente analisados para homogeneidade das variâncias pelo teste de Barlett. Confirmada a homogeneidade, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste Tukey para comparação entre as médias. Todas as análises foram realizadas considerando 5% de probabilidade, utilizando o programa Statistic 8.0. Os gráficos foram construídos utilizando o programa GraphPad Prism 7.0.

3.1 SOBREVIVÊNCIA E TAMANHO DO CORPO DE GIRINOS DE LEPTODACTYLUS LUCTATOR EXPOSTOS A PICLORAM

A sobrevivência dos girinos ao longo do período experimental foi, em média, 85,33% (Figura 1). As diferentes concentrações testadas não afetaram a sobrevivência dos girinos ($F_{5,12} = 1,407$; $p = 0,28$; Tabela 1), mas o tempo de exposição reduziu significativamente a sobrevivência no último dia do ensaio, ou seja, entre 144 e 168 horas ($F_{6,35} = 6,07$; $p = 0,0002$; Figura 1) de exposição aos tratamentos.

Figura 1 – Sobrevivência, comprimento total (mm) e massa corporal (g) dos girinos de *Leptodactylus luctator* expostos a diferentes concentrações de picloram em ensaio crônico por 168 horas



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Os girinos expostos às diferentes concentrações de picloram apresentaram alterações significativas no comprimento ($F_{5,54} = 11,93$; $p < 0,0001$) e massa corporal ($F_{5,54} = 11,61$; $p < 0,0001$) a partir da menor concentração estudada ($20 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabela 1). A massa corporal foi mais sensível aos tratamentos em relação ao comprimento dos indivíduos (Figura 1).

Tabela 1 – Sobrevivência (número de indivíduos e %), comprimento e massa corporal de girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram

Concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sobrevivência (%) [*]	Comprimento (mm) [†]	% comprimento	Massa (g) [†]	% massa
0	29 (96,67) ^a	20,82 \pm 0,21 ^a	0,00	0,090 \pm 0,003 ^a	0,00
20	23 (76,67) ^a	19,65 \pm 0,22 ^{b,c}	-0,06	0,072 \pm 0,002 ^{b,c}	-20,26%
80	27 (90,00) ^a	19,83 \pm 0,20 ^{b,c}	-0,05	0,061 \pm 0,003 ^b	-32,13%
190	28 (93,33) ^a	20,48 \pm 0,22 ^{a,c}	-0,02	0,076 \pm 0,003 ^c	-16,20%
300	23 (76,67) ^a	19,33 \pm 0,22 ^c	-0,07	0,070 \pm 0,002 ^{b,c}	-22,61%
500	27 (90,00) ^a	18,23 \pm 0,26 ^d	-0,12	0,069 \pm 0,003 ^{b,c}	-23,19%

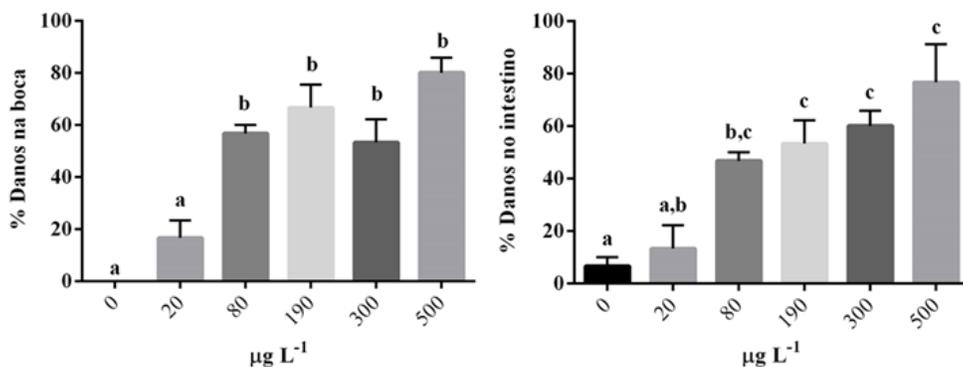
Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Valores representam o número de indivíduos, seguido da porcentagem entre parênteses. Dados representam média \pm EP. Médias seguidas por letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). % comprimento e % massa indicam a porcentagem relativa em relação ao tratamento controle, ou seja, o quanto o girino diminuiu de comprimento e massa em relação ao controle.

3.2 DANOS EM ESTRUTURAS CORPORAIS ENCONTRADOS EM GIRINOS DE *LEPTODACTYLUS LUCTATOR* EXPOSTOS A PICLORAM

Do total de girinos avaliados, 64,06% apresentaram danos na estrutura da boca ($F_{5,12} = 23,20$; $p < 0,0001$), e 58,60%, danos no intestino ($F_{5,12} = 10,64$; $p = 0,0004$). Os danos na boca foram significativos a partir da concentração de 80 $\mu\text{g picloram L}^{-1}$ (Figura 2). A ocorrência de danos no intestino aumentou gradativamente com o aumento da concentração de picloram (Figura 2). Não foram observadas alterações nos olhos e na cauda dos indivíduos, independentemente do tratamento.

Figura 2 – Ocorrência (%) de danos na boca e no intestino de girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram.



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Barras representam média ± EP. Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.3 ALTERAÇÕES NA ATIVIDADE NATATÓRIA DOS GIRINOS DE *LEPTODACTYLUS LUCTATOR*

Os girinos de *L. luctator* apresentaram alterações na atividade natatória quando expostos a diferentes concentrações de picloram, em relação ao tratamento controle. Foi verificada letargia nos indivíduos a partir da concentração de 80 µg L⁻¹ ($F_{5,12} = 8,50$; $p = 0,001$), com maior incidência dessa alteração 120 horas após o início da exposição aos tratamentos ($F_{6,35} = 8,33$; $p < 0,0001$). Para as demais alterações, hiperatividade, espasmos e sem reação, não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações testadas. Por outro lado, o tempo de exposição alterou significativamente a atividade natatória dos indivíduos, com a ausência de reação após 144 horas de exposição aos tratamentos ($F_{6,35} = 5,99$; $p = 0,0002$) e presença de espasmos em 168 horas de exposição ($F_{6,35} = 4,46$; $p = 0,001$) (Tabela 2).

Os girinos de *L. luctator* apresentaram como comportamento mais frequente a letargia, observada em 28,67% dos girinos expostos aos

tratamentos, seguida pela ausência de reação em 15,33%, hiperatividade em 14,67% e espasmos em 12% dos indivíduos. Considerando todas as alterações na atividade natatória juntas, o maior número de girinos com comportamento alterado foi em 500 $\mu\text{g L}^{-1}$ de picloram (Figura 3).

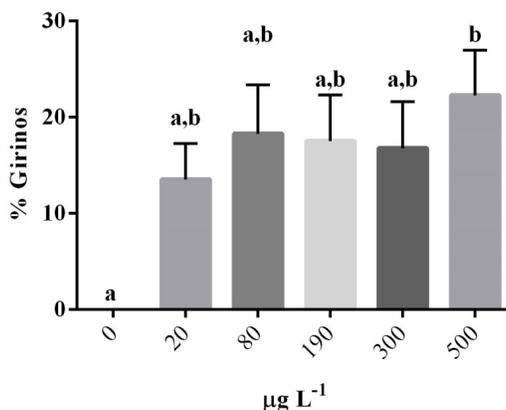
Tabela 2 – Resumo da análise variância dos dados da atividade natatória de girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram.

Alterações na atividade natatória	Concentração	Tempo	Significativo em	
			$\mu\text{g L}^{-1}$	Horas
Espasmos	$F_{5,12} = 1,20; p = 0,366$	$F_{6,35} = 4,46; p = 0,001^*$	-	168
Hiperatividade	$F_{5,12} = 1,79; p = 0,188$	$F_{6,35} = 1,11; p = 0,373$	-	-
Letargia	$F_{5,12} = 8,50; p = 0,001^*$	$F_{6,35} = 8,33; p < 0,0001^*$	80	120
Sem reação	$F_{5,12} = 1,85; p = 0,177$	$F_{6,35} = 5,99; p = 0,0002^*$	-	144

- Representam as diferenças significativas pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Figura 3 – Frequência (%) das alterações totais na atividade natatória em girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram



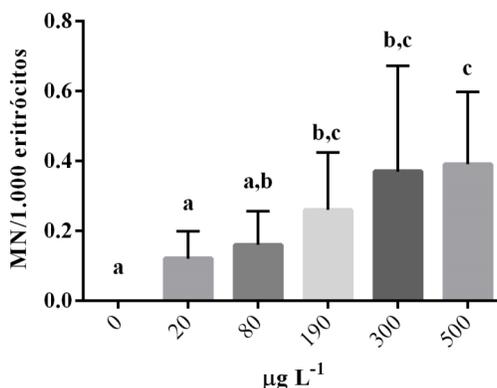
Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Barras representam média \pm EP. Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.4 MICRONÚCLEO E ANORMALIDADES NUCLEARES NAS CÉLULAS DO SANGUE DOS GIRINOS DE *LEPTODACTYLUS LUCTATOR*

Os girinos de *L. luctator* apresentaram a presença de micronúcleos já na menor concentração testada ($20 \mu\text{g L}^{-1}$), com alterações crescentes e significativas a partir da concentração de $190 \mu\text{g picloram L}^{-1}$ ($F_{5,54} = 7,78$; $p < 0,0001$) (Figura 4). Todas as anormalidades nucleares eritrocíticas (ANE) foram encontradas nas células analisadas (Quadro 1). As mais frequentes foram núcleo entalhado, seguido por núcleo lobado. A ANE menos frequente foi a cariólise, verificada apenas nas duas últimas concentrações, mas sem ocorrência significativa. A análise da ocorrência total de ANEs sem e com MN mostrou que todas as concentrações de picloram causaram alterações no núcleo das células (Figura 5). O primeiro cálculo desconsiderou MN e verificou todas as outras ANEs em conjunto, com resultado significativo nos tratamentos ($F_{5,54} = 30,73$; $p < 0,0001$). O segundo cálculo incluiu o MN, e essa análise conjunta mostrou novamente um aumento gradativo no número de ANEs à medida que as concentrações ficaram mais altas ($F_{5,54} = 30,17$; $p < 0,0001$).

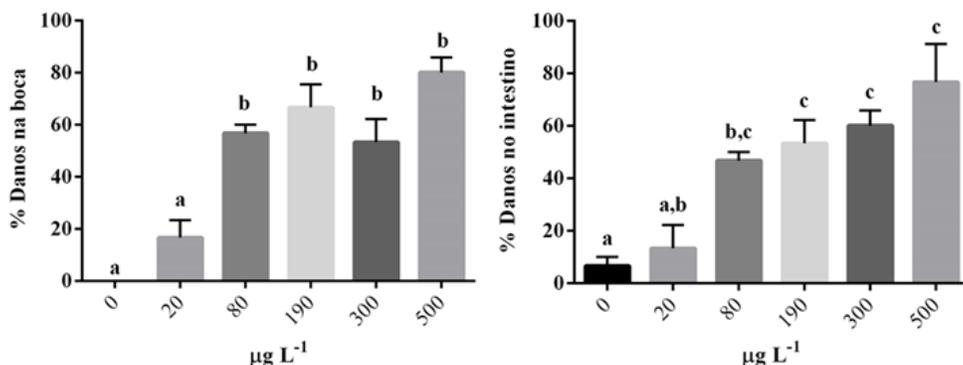
Figura 4 – Frequência (‰) de micronúcleo (MN) em girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Barras representam média \pm EP. Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Figura 5 – Frequência (%) de anormalidades nucleares eritrocíticas (ANEs) (A) e micronúcleo (MN) + ANEs (B) em girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Barras representam média ± EP. Letras diferentes indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Quadro 1 – Frequência de micronúcleo (%) e anormalidades nucleares eritrocíticas (%) de girinos de *Leptodactylus luctator* após 168 horas de exposição crônica ao tratamento controle e diferentes concentrações de picloram

		Anormalidades Nucleares Eritrocíticas*					
		Apoptose	Bolha/ Broto	Cariólise	Célula Binucleada	Núcleo Entalhado	Núcleo Lobado
0	0 ^a	0 ^a	0,9±0,10 (0-1) ^a	0a	0,2±0,13 (0-1) ^a	1,8±0,42 (0-4) ^a	1,7±0,15 (1-2) ^a
20	2,18±0,25 (0-2) ^a	1,27±0,15 (0-1) ^{a,b,c}	1,9±0,53 (0-5) ^a	0,0±0,0 ^a	1,4±0,45 (0-4) ^{a,b}	7,7±0,65 (5-11) ^{a,b}	7±0,45 (5-9) ^{a,b}
80	2,91±0,31 (0-3) ^{a,b}	0,36±0,13 (0-1) ^{a,b}	3,3±0,42 (1-5) ^{a,b}	0,0±0,0 ^a	1,3±0,26 (0-2) ^{a,b}	11,2±0,87 (6-15) ^{b,c}	9,9±1,23 (3-15) ^b
190	4,73±0,52 (0-5) ^{b,c}	0,73±0,16 (0-1) ^{a,b}	3,4±0,64 (0-6) ^{a,b}	0,0±0,0 ^a	3±0,67 (0-6) ^{b,c}	13,1±1,58 (7-20) ^{b,c,d}	12,3±2,02 (3-24) ^{b,c}
300	6,73±0,96 (0-8) ^{b,c}	2,18±0,44 (0-4) ^{b,c}	5,9±0,84 (1-10) ^{b,c}	0,5±0,27 (0-2) ^b	3,4±0,48 (0-5) ^{b,c}	17,1±1,60 (9-24) ^{c,d}	18,9±2,51 (6-33) ^c
500	7,09±0,66 (2-8) ^c	2,91±0,48 (0-4) ^c	7±1,37 (1- 13) ^c	0,1±0,10 (0-1) ^{a,b}	3,8±0,87 (0-8) ^{b,c}	18,6±2,41 (5-27) ^d	16,9±1,93 (8-26) ^c

Fonte: elaborado pelos autores (2024).

* Valores alterados por mil (%), seguidos de número de indivíduos entre parênteses. Dados representam média ± EP. Médias seguidas por letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4 O QUE OS RESULTADOS NOS DIZEM

A exposição crônica ao picloram, em concentrações ambientais, causou alterações morfológicas, na atividade natatória e genotóxicas nos girinos de *L. luctator*. A sobrevivência foi o único parâmetro menos sensível à exposição a este herbicida em ensaio crônico com 168 horas. No entanto, a redução no tamanho dos indivíduos pode comprometer a sobrevivência desses girinos no longo prazo (Robinson *et al.*, 2017).

As alterações no desenvolvimento após exposição ao picloram foram observadas pela redução no comprimento e na massa corporal, assim como pelos danos nas estruturas orais e intestinais dos girinos. O menor desenvolvimento e, conseqüentemente, o maior tempo para completar a metamorfose sugerem alterações fisiológicas importantes no metabolismo, como uma resposta bioquímica associada às reservas hepáticas e alterações no conteúdo de triglicérides e na taxa respiratória, previamente reportados em girinos expostos ao herbicida auxínico 2,4-D (Aronzon *et al.*, 2011; Freitas *et al.*, 2019; Pavan *et al.*, 2021). O triglicérido é um lipídio essencial para as funções vitais dos anfíbios como respiração, metamorfose, produção de gametas e locomoção (Fitzpatrick, 1976). Além disso, uma redução na fertilidade e sinais de perturbação do sistema endócrino têm sido recentemente reportados mesmo em descendentes de pais expostos a agrotóxicos (Karlsson *et al.*, 2021).

Os danos nas estruturas orais observadas em *L. luctator* incluem a perda das linhas de dentículos queratinosos (queratodontes) ou até mesmo perda total das papilas labiais (mandíbulas). A alteração nessas estruturas pode estar relacionada às menores taxas de crescimento, por afetar a sua capacidade de obter alimentos (Annibale *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2019), e, conseqüentemente, sua sobrevivência durante o período larval (Pérez-Iglesias *et al.*, 2015). Isso ocorre uma vez que os dentes labiais, presentes nas estruturas orais dos girinos, são utilizados para raspar os alimentos e contribuem para o forrageamento (Tolledo *et al.*, 2014; Venesky *et al.*, 2013). A integridade estrutural do intestino também é importante para garantir a absorção eficiente dos nutrientes e é importante para o crescimento dos animais (Chin *et al.*, 2017; Sun *et al.*,

2018). Assim, alimentação inadequada e comprometimento da absorção desses alimentos podem impactar diretamente na taxa de crescimento e no acúmulo de massa corporal (Bach *et al.*, 2016; Jones *et al.*, 2015).

Os girinos expostos ao picloram também tiveram alterações na atividade natatória. Foram observados comportamentos do tipo letargia, sem reação e espasmos. A letargia, comportamento mais frequente em *L. lucatator*, pode estar associada a um maior gasto energético dos indivíduos para a manutenção de processos de desintoxicação, comprometendo o metabolismo relacionado à homeostase energética (Pérez-Iglesias *et al.*, 2015; Propper, 2016; Shuman-Goodier). Essas alterações comportamentais estão diretamente relacionadas à sobrevivência uma vez que a redução na atividade natatória pode tornar os indivíduos mais vulneráveis a predadores em ambientes naturais (Amaral *et al.*, 2019; Freitas *et al.*, 2019; Releyea *et al.*, 2005).

Fatores estressores, como a exposição a agrotóxicos, elevam a produção de espécies reativas de oxigênio em indivíduos sensíveis, desencadeando o estresse oxidativo, o qual pode inibir a atividade das enzimas envolvidas no reparo do DNA e provocar a formação de micronúcleos e outras anormalidades nucleares (Odetti *et al.*, 2020; Žegura; Lah; Filipic, 2004). A formação de MN indica a ocorrência de falhas na divisão mitótica, que podem envolver ligação fraca dos cromossomos aos microtúbulos, defeito no complexo proteico responsável por captura e transporte dos cromossomos, falhas de segregação cromossômica e erros na reparação de danos associados ao DNA (Fenech *et al.*, 2011; Luzhna; Kathiria; Kovalchuk, 2013), que podem ser geradas pelo estresse oxidativo induzido pelos pesticidas (Costa *et al.*, 2008; Nwani *et al.*, 2013).

Dentre as diferentes ANEs, núcleos entalhados e lobados foram observados em maior proporção em todas as concentrações testadas, demonstrando o potencial genotóxico do picloram em *L. lucatator*. As anormalidades nucleares são consideradas biomarcadores do impacto dos pesticidas nos anfíbios (Herek *et al.*, 2021; Lopes *et al.*, 2023; Pavan *et al.*, 2021; Rutkoski *et al.*, 2020). As ANEs podem indicar alterações celulares importantes, como evaginações de membrana nuclear, com a

presença de vários lobos, representados por núcleos lobados (Arcaute *et al.*, 2014) e a formação de núcleos entalhados, com fendas claras que se estendem bem para dentro do envelope nuclear, decorrentes fusões mitóticas causadas por efeitos aneugênicos de agrotóxicos (De Campos Ventura; De Angelis; Marin-Morales, 2008). Os núcleos entalhados também foram a anormalidade mais frequente em girinos de *Boana pulchella* expostos a um composto à base de pirimicarbe (Natale *et al.*, 2018) e em girinos de *Leptodactylus luctator* e *Physalaemus cuvieri* expostos ao imidacloprido (Samojeden *et al.*, 2022). Picloram, isolado e em mistura com glifosato, também causou alterações neurotóxicas e genotóxicas em *Rhinella arenarum* (Lajmanovich *et al.*, 2013), além de ser mais tóxico para *Physalaemus gracilis* em comparação à exposição ao inseticida imidacloprido e ao fungicida clorotalonil (Da Fré; Hartmann, 2020). Qualquer fator externo, como agrotóxicos, que afete a proliferação, diferenciação ou apoptose celular pode produzir efeitos embriotóxicos ou teratogênicos, podendo resultar em malformações congênitas permanentes, anormalidades funcionais ou até mesmo a morte do indivíduo (Gilbert *et al.*, 2006).

A legislação brasileira reconheceu a necessidade de limitar picloram na água para consumo humano somente em maio de 2021 (Brasil, 2021), depois do encerramento dos bioensaios apresentados neste capítulo. O valor máximo de picloram na água ficou em $60 \mu\text{g L}^{-1}$, um valor intermediário entre 20 e $80 \mu\text{g L}^{-1}$, considerados neste estudo. É possível inferir pelos dados que $60 \mu\text{g L}^{-1}$ causariam pouca mortalidade, mas prejudicariam o tamanho dos girinos, com diminuição no comprimento e na massa, além de danos na boca e no intestino. Não podemos afirmar com certeza que essas alterações seriam significativas ou não, pois elas foram diferentes do controle a partir de $80 \mu\text{g L}^{-1}$ de picloram. A alteração da atividade natatória e a presença de micronúcleos não seriam significativas, pois não foram em 20 e $80 \mu\text{g L}^{-1}$. Mas, quando as anormalidades foram somadas, sem ou com micronúcleo, todas as concentrações foram diferentes do controle, e por isso $60 \mu\text{g L}^{-1}$ afetariam os girinos de *L. luctator*. Essa comparação permite uma visão sobre o limite de picloram na água, que deveria ser menor do que o permitido atualmente.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Leptodactylus luctator demonstrou sensibilidade ao herbicida picloram, em concentrações relevantes encontradas em ambientes naturais. Essa espécie de girino apresentou alterações no desenvolvimento, danos nas estruturas oral e do intestino, comprometimento da atividade natatória e presença de micronúcleos e anormalidades nucleares eritrocitárias após a exposição crônica ao picloram. O limite de picloram na água de consumo humano pode causar efeitos negativos em girinos de *L. luctator*, mas são necessários estudos específicos para confirmar essa toxicidade. Assim, enfatizamos a importância de mais pesquisas científicas e ações de conservação associadas à criação de legislação específica, que correlacione os impactos dos agrotóxicos na extinção dos anfíbios anuros.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal da Fronteira Sul pelo apoio financeiro. C.M. e A.P. e C. M. agradecem à CAPES, e S.P.F., à Universidade Federal da Fronteira Sul pelas bolsas de estudo. Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código financeiro 001 (M.H.).

REFERÊNCIAS

AGOSTINI, M. G.; ROESLER, I.; BONETTO, C.; RONCO, A. E.; BILENCA, D. Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108355, 2020. DOI 10.1016/j.biocon.2019.108355.

AGUILAR, B. A. R.; RIVERA, L. M. M.; LUCANO, A. A. P.; ARRONA, C. I. O.; HERNÁNDEZ, O. G. C. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del Río Ayuquila-Armería, México. **Terra Latinoamericana**, v. 37, n. 2, p. 151-161, 2019. DOI 10.28940/terra.v37i2.462.

ANNIBALE, F. S.; DE SOUSA, V. T. T.; DE SOUSA, C. E.; VENESKY, M. D.; ROSSA-FERES, D. de C.; WASSERSUG, R. J.; NOMURA, F. Smooth, striated, or rough: how substrate textures affect the feeding performance of tadpoles with different oral morphologies. **Zoomorphology**, v. 139, n. 1, p. 97–110, 2020. DOI 10.1007/s00435-019-00469-x.

ANVISA. **P07 – Picloram**. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/p/4466json-file-1/@@download/file> Acesso em: 6 out. 2023.

ARCAUTE, C. R.; P EREZ-INGLESIS, J. M.; NIKOLOFF, N.; NATALE, G. S.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L. Genotoxicity evaluation of the insecticide imidacloprid on circulating blood cells of Montevideo tree frog *Hypsiboas pulchellus* tadpoles (Anura, Hylidae) by comet and micronucleus bioassays. **Ecological Indicators**, v. 45, p. 632–639, 2014. DOI 10.1016/j.ecolind.2014.05.034.

ARONZON, C. M.; SANDOVAL, M. T.; HERKOVITS, J.; PÉREZ-COLL, C. S. Stage-dependent toxicity of 2,4-dichlorophenoxyacetic on the embryonic development of a South American toad, *Rhinella arenarum*. **Environmental Toxicology**, v. 26, n. 4, p. 373–381, 2011. DOI 10.1002/tox.20564.

BACH, N. C.; NATALE, G. S.; SOMOZA, G. M.; RONCO, A. E. Effect on the growth and development and induction of abnormalities by a glyphosate commercial formulation and its active ingredient during two developmental stages of the South-American Creole frog, *Leptodactylus latrans*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 23, p. 23959–23971, 2016. DOI 10.1007/s11356-016-7631-z.

BEASLEY, V. R. Direct and Indirect Effects of Environmental Contaminants on Amphibians. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. [S. l.]: Elsevier, 2020. DOI 10.1016/B978-0-12-409548-9.11274-6.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. 2021. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html Acesso em: 14 out. 2023.

CARVALHO, F. P. Pesticides, environment, and food safety. **Food and Energy Security**, v. 6, n. 2, p. 48–60, 2017. DOI 10.1002/fes3.108.

CHEN, S.; DENG, J.; DENG, Y.; GAO, N. Influencing factors and kinetic studies of imidacloprid degradation by ozonation. **Environmental Technology**, v. 40, n. 16, p. 2127–2134, 2019. DOI 10.1080/09593330.2018.1439105.

CHIN, A. M.; HILL, D. R.; AURORA, M.; SPENCE, J. R. Morphogenesis and maturation of the embryonic and postnatal intestine. **Semin. Cell Dev. Biol.**, v. 66, p. 81–93, 2017.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; FIGUEIREDO, M. R. A. de; PERES, L. E. P.; NISSEN, S.; GAINES, T. Auxinic herbicides, mechanisms of action, and weed resistance: A look into recent plant science advances. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 4, p. 356–362, 2015. DOI 10.1590/0103-9016-2014-0360.

CONCEA. **Resolução normativa Nº 37, 15 de fevereiro de 2018**. Anexo - Diretriz da Prática de Eutanásia do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal – Concea.. Disponível em: https://antigo.mctic.gov.br/mctic/opencms/legislacao/outros_atos/resolucoes/Resolucao_CONCEA_n_37_de_15022018.html Acesso em: 14 out. 2023.

COSTA, M. J.; MONTEIRO, D. A.; OLIVEIRA-NETO, A. L.; RANTIN, F. T.; KALININ, A. L. Oxidative stress biomarkers and heart function in bullfrog tadpoles exposed to Roundup Original®. **Ecotoxicology**, v. 17, n. 3, p. 153–163, 2008. DOI 10.1007/s10646-007-0178-5.

D'ANTONINO, L.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R.; CECON, P. R. QUIRINO, A. L. S.; FREITAS, L. H. L. Effects of cultures on the persistence of auxinic herbicides in soil. **Planta Daninha**, v. 27, n. 2, p. 371–378, 2009. DOI 10.1590/S0100-83582009000200021.

DA FRÉ, S. P.; HARTMANN, M. T. **Avaliação do potencial genotóxico da exposição aguda de três tipos de agrotóxicos em anfíbios.** In: X Jornada de Iniciação Científica e Tecnológica. UFFS, 2020. Disponível em: <https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/JORNADA/article/view/14017/9335> Acesso em: 09 out 2023.

DE CAMPOS VENTURA, B.; DE ANGELIS, D. de F.; MARIN-MORALES, M. A. Mutagenic and genotoxic effects of the Atrazine herbicide in *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae) detected by the micronuclei test and the comet assay. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 90, n. 1, p. 42–51, 2008. DOI 10.1016/j.pestbp.2007.07.009.

DO AMARAL, D. F.; MONTALVÃO, M. F.; DE OLIVEIRA MENDES, B.; DA COSTA ARAÚJO, A. P.; DE LIMA RODRIGUES, A. S.; MALAFAIA, G. Sublethal effects induced by a mixture of different pharmaceutical drugs in predicted environmentally relevant concentrations on *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura, ranidae) tadpoles. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 600–616, 2019. DOI 10.1007/s11356-018-3656-9.

FENECH, M.; KIRSCH-VOLDERS, M.; NATARAJAN, A. T.; SURRALLES, J.; CROTT, J. W.; PARRY, J.; NORPPA, H.; EASTMOND, D. A.; TUCKER, J. D.; THOMAS, P. Molecular mechanisms of micronucleus, nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells. **Mutagenesis**, v. 26, n. 1, p. 125–132, 2011. DOI 10.1093/mutage/geq052.

FIGUEIREDO, J.; RODRIGUES, D. J. Effects of four types of pesticides on survival, time and size to metamorphosis of two species of tadpoles (*Rhinella marina* and *Physalaemus centralis*) from the southern Amazon, Brazil. **The Herpetological Journal** v. 24, p. 7–15, 2014.

FITZPATRICK, L. C. Life History Patterns of Storage and Utilization of Lipids for Energy in Amphibians. **American Zoologist**, v. 16, n. 4, p. 725–732, 1976. DOI 10.1093/icb/16.4.725.

FREITAS, J. S.; GIROTTO, L.; GOULART, B. V.; ALHO, L. de O. G.; GEBARA, R. C.; MONTAGNER, C. C.; SCHIESARI, L.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Effects of 2,4-D-based herbicide (DMA®806) on sensitivity, respiration rates, energy reserves and behavior of tadpoles. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 182, p. 109446, 2019. DOI 10.1016/j.ecoenv.2019.109446.

GILBERT, S. F. **Developmental Biology**. 8^a ed. Sinauer Associates, Sunderland, 2006.

GOSNER, K. L. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. **Herpetologica**, v. 16, p. 183–190, 1960.

GRANDI, A. L.; MÜLLER, C., HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. **Avaliação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos no Brasil**. In: PANIAGUA, C. E. S. (org.). Meio Ambiente: preservação, saúde e sobrevivência. Ponta Grossa, PR: Atena, 2021.

HEREK, J. S.; VARGAS, L.; RINAS TRINDADE, S. A.; RUTKOSKI, C. F.; MACAGNAN, N.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Genotoxic effects of glyphosate on *Physalaemus tadpoles*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 81, p. 103516, 2021. DOI 10.1016/j.etap.2020.103516.

HEREK, J. S.; VARGAS, L.; TRINDADE, S. A. R.; RUTKOSKI, C. F.; MACAGNAN, N.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Can environmental concentrations of glyphosate affect survival and cause malformation in amphibians? Effects from a glyphosate-based herbicide on *Physalaemus cuvieri* and *P. gracilis* (Anura: Leptodactylidae). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 18, p. 22619–22630, 2020. DOI 10.1007/s11356-020-08869-z.

HEYER, R.; LANGONE, J.; LA MARCA, E.; AZEVEDO-RAMOS, C.; DI TADA, I.; BALDO, D.; LAVILLA, E.; SCOTT, N.; AQUINO, L.; HARDY, J. **Leptodactylus latrans**. The IUCN Red List of Threatened Species e.T57151A11592655, 2010. DOI 10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T57151A11592655.en Acesso em: 07 out. 2023.

IBAMA. **Vendas de Ingredientes Ativos por Unidade da Federação – 2021 Químicos e Bioquímicos**. 2023. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/arquivos/qualidadeambiental/relatorios/2022/2022_12_22_vendas_ingredientes_ativos_uf_2021_todos_os_ias_quimicos.xlsx Acesso em: 26 out. 2023.

IBAMA. **Perfil ambiental picloram CAS 1918-02-1**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/arquivos/perfis-ambientais/2019/2019-08-16-Ibama-Perfil-Ambiental-Picloram.pdf> Acesso em: 08 out 2023.

IBGE **Histórico de comercialização de agrotóxicos no Brasil no período de 2000 a 2021**. 2023. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/arquivos/qualidadeambiental/relatorios/2022/2022_12_22_historico_de_comercializacao_2000_2021_dados_bi.xlsx Acesso em: 05 out. 2023.

IUCN. **Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN**. Versão 2021-1. 2021. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> Acesso em: 14 abr. 2021.

JING, X.; YAO, G.; LIU, D.; LIU, C.; WANG, F.; WANG, P.; ZHOU, Z. Exposure of frogs and tadpoles to chiral herbicide fenoxaprop-ethyl. **Chemosphere**, v. 186, p. 832–838, 2017. DOI 10.1016/j.chemosphere.2017.07.132.

JONES, S. K. C.; MUNN, A. J.; PENMAN, T. D.; BYRNE, P. G. Long-term changes in food availability mediate the effects of temperature on growth, development and survival in striped marsh frog larvae: implications for captive breeding programmes. **Conservation Physiology**, v.3, 2015.

KARLSSON, O.; SVANHOLM, S.; ERIKSSON, A.; CHIDIAC, J.; ERIKSSON, J.; JERNERÉN, F.; BERG, C. Pesticide-induced multigenerational effects on amphibian reproduction and metabolism. **Science of The Total Environment**, v. 775, p. 145771, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.145771.

LAJMANOVICH, R. C.; JUNGES, C. M.; ATTADEMO, A. M.; PELTZER, P. M.; CABAGNA-ZENKLUSEN, M. C.; BASSO, A. Individual and mixture toxicity of commercial formulations containing glyphosate, metsulfuron-methyl, bispyribac-sodium, and picloram on *Rhinella arenarum* Tadpoles. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, n. 3, p. 1404, 2013. DOI 10.1007/s11270-012-1404-1.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D. J.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 22, n. 4, p. 1050–1064, 2016. DOI 10.1080/10807039.2015.1133242.

LOPES, A. T. de C.; DE BENVINDO-SOUZA, M.; SOTERO, D. F.; PEDROSO, T. M. A.; GUERRA, V.; VIEIRA, T. B.; ANDREANI, T. L.; BENETTI, E. J.; SIMÕES, K.; BASTOS, R. P.; DE MELO E SILVA, D. The use of multiple biomarkers to assess the health of anuran amphibians in the Brazilian Cerrado savanna: An ecotoxicological approach. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 2023. DOI 10.1002/etc.5723.

LUZHNA, L.; KATHIRIA, P.; KOVALCHUK, O. Micronuclei in genotoxicity assessment: from genetics to epigenetics and beyond. **Frontiers in Genetics**, v. 4, 2013. DOI 10.3389/fgene.2013.00131.

MASON, F.; PASCOTTO, E.; ZANFI, C.; SPANGHERO, M. Effect of dietary inclusion of whole ear corn silage on stomach development and gastric mucosa integrity of heavy pigs at slaughter. **The Veterinary Journal**, v. 198, n. 3, p. 717–719, 2013. DOI 10.1016/j.tvjl.2013.09.054.

MEROTTO, A.; GAZZIERO, D. L. P.; OLIVEIRA, M. C.; SCURSONI, J.; GARCIA, M. A.; FIGUEROA, R.; TURRA, G. M. Herbicide use history and perspective in South America. **Advances in Weed Science**, v. 40, 2022. DOI 10.51694/AdvWeedSci/2022;40:seventy-five010.

MONTALVÃO, M. F.; DE SOUZA, J. M.; GUIMARÃES, A. T. B.; DE MENEZES, I. P. P.; CASTRO, A. L. D. S.; RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. The

genotoxicity and cytotoxicity of tannery effluent in bullfrog (*Rana catesbeianus*). **Chemosphere** v. 183, p. 491–502, 2017. DOI 10.1016/j.chemosphere.2017.05.080.

NATALE, G. S.; VERA-CANDIOTI, J.; RUIZ DE ARCAUTE, C.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L.; RONCO, A. E. Lethal and sublethal effects of the pirimicarb-based formulation Aficida® on *Boana pulchella* (Duméril and Bibron, 1841) tadpoles (Anura, Hylidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 471–479, 2018. DOI 10.1016/j.ecoenv.2017.09.007.

NWANI, C. D.; NAGPURE, N. S.; KUMAR, R.; KUSHWAHA, B.; LAKRA, W. S. DNA damage and oxidative stress modulatory effects of glyphosate-based herbicide in freshwater fish, *Channa punctatus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 36, n. 2, p. 539–547, 2013. DOI 10.1016/j.etap.2013.06.001.

ODETTI, L. M.; LÓPEZ GONZÁLEZ, E. C.; ROMITO, M. L.; SIMONIELLO, M. F.; POLETTA, G. L. Genotoxicity and oxidative stress in *Caiman latirostris* hatchlings exposed to pesticide formulations and their mixtures during incubation period. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 193, p. 110312, 2020. DOI 10.1016/j.ecoenv.2020.110312.

ORDAZ-GUILLÉN, Y.; GALÍNDEZ-MAYER, C. J.; RUIZ-ORDAZ, N.; JUÁREZ-RAMÍREZ, C.; SANTOYO-TEPOLE, F.; RAMOS-MONROY, O. Evaluating the degradation of the herbicides picloram and 2,4-D in a compartmentalized reactive biobarrier with internal liquid recirculation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8765–8773, 2014. DOI 10.1007/s11356-014-2809-8.

PAVAN, F. A.; SAMOJEDEN, C. G.; RUTKOSKI, C. F.; FOLADOR, A.; DA FRÉ, S. P.; MÜLLER, C.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Morphological, behavioral and genotoxic effects of glyphosate and 2,4-D mixture in tadpoles of two native species of South American amphibians. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 85, p. 103637, 2021. DOI 10.1016/j.etap.2021.103637.

PÉREZ-IGLESIAS, J. M.; SOLONESKI, S.; NIKOLOFF, N.; NATALE, G. S.; LARRAMENDY, M. L. Toxic and genotoxic effects of the imazethapyr-based herbicide formulation Pivot H® on montevideo tree frog *Hypsiboas pulchellus* tadpoles (Anura, Hylidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 119, p. 15–24 2015. DOI 10.1016/j.ecoenv.2015.04.045.

RELYEA, R.A.; SCHOEPPNER, N.M.; HOVERMAN, J.T. Pesticides and amphibians: the importance of community context. **Ecol. Appl.** v. 15, p. 1125e1134, 2005. DOI <https://doi.org/10.1890/04-0559>.

ROBINSON, S. A.; RICHARDSON, S. D.; DALTON, R. L.; MAISONNEUVE, F.; TRUDEAU, V.L.; PAULI, B.D.; LEE-JENKINS, S. S. Y. Sublethal effects on wood frogs chronically exposed to environmentally relevant concentrations of two neonicotinoid insecticides. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 4, p. 1101–1109, 2017. DOI 10.1002/etc.3739.

RODRÍGUEZ AGUILAR, B. A.; MARTÍNEZ RIVERA, L. M.; PEREGRINA LUCANO, A. A.; ORTIZ ARRONA, C. I.; CÁRDENAS HERNÁNDEZ, O. G. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. **Revista Terra Latinoamericana**, v. 37, n. 2, p. 151, 2019. DOI 10.28940/terra.v37i2.462.

RUTKOSKI, C. F.; MACAGNAN, N.; FOLADOR, A.; SKOVRONSKI, V. J.; DO AMARAL, A. M. B.; LEITEMPERGER, J.; COSTA, M. D.; HARTMANN, P. A.; MÜLLER, C.; LORO, V. L.; HARTMANN, M. T. Morphological and biochemical traits and mortality in *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae) tadpoles exposed to the insecticide chlorpyrifos. **Chemosphere**, v. 250, p. 126162, 2020. DOI 10.1016/j.chemosphere.2020.126162.

SÁ, R. O. de; GRANT, T.; CAMARGO, A.; HEYER, W. R.; PONSSA, M. L.; STANLEY, E. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. **South American Journal of Herpetology**, v. 9, p. S1–S100, 2014. DOI 10.2994/SAJH-D-13-00022.1.

SAMOJEDEN, C. G.; PAVAN, F. A.; RUTKOSKI, C. F.; FOLADOR, A.; DA FRÉ, S. P.; MÜLLER, C.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. Toxicity and genotoxicity of imidacloprid in the tadpoles of *Leptodactylus luctator* and *Physalaemus cuvieri* (Anura: Leptodactylidae). **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 11926, 2022. DOI 10.1038/s41598-022-16039-z.

SHUMAN-GOODIER, M. E.; PROPPER, C. R. A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swim speed and activity of aquatic vertebrates. **Science of the Total Environment**, v. 565, p. 758–766, 2016. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.04.205.

SUN, Y.; ZHANG, J.; SONG, W.; SHAN, A. Vitamin E alleviates phoxim-induced toxic effects on intestinal oxidative stress, barrier function, and morphological changes in rats. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 26, p. 26682–26692, 2018. DOI 10.1007/s11356-018-2666-y.

TANG, G.; WANG, B.; DING, G.; ZHANG, W.; LIANG, Y.; FAN, C.; DONG, H.; YANG, J.; KONG, D.; CAO, Y. Developing ionic liquid forms of picloram with reduced negative effects on the aquatic environment. **Science of The Total Environment**, v. 616–617, p. 128–134, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.10.288.

TAVALIERI, Y. E.; GALOPPO, G. H.; CANESINI, G.; LUQUE, E. H.; MUÑOZ-DE-TORO, M. M. Effects of agricultural pesticides on the reproductive system of aquatic wildlife species, with crocodylians as sentinel species. **Molecular and Cellular Endocrinology**, v. 518, p. 110918, 2020. DOI 10.1016/j.mce.2020.110918.

TOLLEDO, J.; SILVA, E. T.; NUNES-DE-ALMEIDA, C. H. L.; TOLEDO, L. F. Anomalous tadpoles in a Brazilian oceanic archipelago: implications of oral anomalies on foraging behaviour, food intake and metamorphosis. **The Herpetological Journal** v. 24, p. 237-243, 2014.

USEPA. **Prevention, Pesticides and Toxic Substances (7508W). Picloram, EPA-738-F-95-018.** United States Environmental Protection Agency. 1995.

VENESKY, M. D.; ROSSA-FERES, D.; NOMURA, F.; VASCONCELLOS DE ANDRADE, G.; PEZZUTI, T. L.; TSUTAE DE SOUSA, V. T.; ANDERSON, C. V.; WASSERSUG, R. J. Comparative feeding kinematics of tropical hylid tadpoles. **Journal of Experimental Biology**, v. 216, p. 1928–1937, 2013. DOI 10.1242/jeb.082040.

WIGGINS, G.; BENTON, E.; GRANT, J.; KERR, M.; LAMB DIN, P. Short-term detection of imidacloprid in streams after applications in forests. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 3, p. 571–578, 2018. DOI 10.2134/jeq2017.11.0446.

ŽEGURA, B.; LAH, T. T.; FILIPIČ, M. The role of reactive oxygen species in microcystin-LR-induced DNA damage. **Toxicology**, v. 200, n. 1, p. 59–68, 2004. DOI 10.1016/j.tox.2004.03.006.

ZHAO, T.; WANG, X.; WANG, X.; WANG, S.; CHEN, Y.; JIANG, J. Effects of urea on behavior and functional traits of Asiatic toad (*Bufo gargarizans*) tadpoles. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 1, p. 9–19, 2019. DOI 10.1007/s10452-018-9669-0.

ESTABILIZAÇÃO DE AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO COM UM LIGANTE ALTERNATIVO PRODUZIDO A PARTIR DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

*Maycon Otavio Skibinski
Giovana Pelisser
Suéllen Tonatto Ferrazzo
Eduardo Pavan Korf*

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento dos resíduos tornou-se uma questão global cada vez mais preocupante no século XXI devido ao crescimento excessivo da população, consumismo e desenvolvimento de indústrias para atender essa demanda (Feo *et al.*, 2019). Neste contexto, o setor industrial de peças metálicas fundidas destaca-se como um importante gerador de resíduos sólidos (Ferreira *et al.*, 2014). Neste processo utiliza-se a chamada areia de fundição para confecção dos moldes das peças, os quais acondicionam o metal fundido até o resfriamento. Ao longo do tempo, a areia de fundição sofre deterioração e deixa de ser reincorporada no processo produtivo, necessitando de uma destinação final (Vargas, 2015). Segundo os dados da Associação Brasileira de Fundição (Abifa, 2021), no Brasil são gerados aproximadamente 3 milhões de toneladas por ano de areia descartada de fundição (ADF), sendo destinada principalmente para aterros industriais. Em países como Estados Unidos estima-se que 15% da geração de ADF sejam reaproveitados, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 2017).

Neste cenário, métodos de reuso e reciclagem de resíduos são indispensáveis e vêm despertando crescente interesse do setor privado e científico (Dyer *et al.*, 2021). O reuso de resíduos como matéria-prima possui a relevância de minimizar os impactos causados pela ação humana no meio ambiente. São geradas vantagens técnicas, ambientais e econômicas ao agregar-se valor a um material antes considerado um passivo ambiental (Freitas *et al.*, 2021).

A ADF é um material com ótimas propriedades, uma vez que possui características de uma areia uniforme e presença dominante de quartzo (estrutura cristalina), podendo ser utilizada em variadas aplicações (Bragagnolo *et al.*, 2018). Já foi estudada sob diferentes compactações (Heidemann, 2021), em base e sub-base de rodovias (Morais *et al.*, 2023), em concreto, juntamente com cinza de casca de arroz (Makul, 2019) e com aplicações em blocos de concreto intertravado (Matos, 2019). Em geral, as pesquisas estão concentradas no uso de ADF com cimento Portland para produção do concreto, principalmente com substituição parcial ou total da areia fina (Andrade; Carnin; Pinto; 2018; Coppio *et al.*, 2019; Singh; Siddique, 2012; Thamaraiselvi; Sakthieswaran; Babu, 2021; Torres; Bartlett; Pilgrim, 2017). No entanto, a produção de cimento Portland consome em torno de 2.500 milhões de toneladas de calcário anualmente e gera elevada carga de poluentes. Como são produzidas grandes quantidades, a fabricação de cimento Portland consome de 10 a 11 EJ de energia por ano, o que equivale a 2-3% do uso global de energia primária (Damtoft *et al.*, 2008). Além disso, resulta em aproximadamente 7% da produção global de dióxido de carbono (CO₂) (Srividya *et al.*, 2022).

Visando buscar aglutinantes de baixa energia e baixa geração de CO₂, ligantes alternativos provenientes de resíduos agroindustriais vêm sendo explorados (Coffetti *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2019; Makul, 2019). Dentre os materiais que podem ser usados como ligantes alternativos, há pó de mármore (Shukla *et al.*, 2020), cal de carbureto (Bruschi *et al.*, 2021), cinzas volantes (Dawood *et al.*, 2022), pó de resíduo de vidro (Ashiq *et al.*, 2022), cinza da casca de arroz (CCA) (Pelisser, 2022) e cal da casca de ovo hidratada (CCOH) (Reis *et al.*, 2022).

Dentre os resíduos citados, a CCA é um material sem valor agregado, mas com elevado potencial para aplicações nos campos da engenharia, ciência e tecnologia. A CCA é gerada no processo de combustão da casca de arroz para secagem de grãos ou para a geração termelétrica (Capeletto; Moura, 2014). Supondo que toda casca de arroz seja queimada, a cada 1 milhão de toneladas de arroz são geradas cerca de 40 mil toneladas de CCA, assim 11,75 milhões de toneladas de arroz (Conab, 2021) resultaram em 470 mil toneladas de CCA geradas na safra 2020/2021 no Brasil. Embora a utilização da casca de arroz em usinas termelétricas apresente-se como uma alternativa viável para a reutilização e diminuição do volume residual, existe o problema relacionado à alta geração do resíduo CCA (Capeletto; Moura, 2014).

Para encontrar formas de utilização do resíduo de CCA, devem-se estudar as suas características químicas e físicas. Normalmente a CCA apresenta em sua composição sílica amorfa, o que proporciona uma contribuição nas propriedades mecânicas e reativas de materiais. A CCA é de grande interesse para a construção civil e no desenvolvimento de novos materiais (Moayedi *et al.*, 2019; Mosaberpanah; Umar, 2019). A CCA já vem sendo utilizada em conjunto com outros materiais, sobretudo em misturas que necessitem uma pozolana na sua composição, inclusive para a estabilização de solos.

Para produção de um ligante alternativo incorporando a CCA utiliza-se alguma fonte de cálcio, como, por exemplo, cal hidratada comercial (Consoli *et al.*, 2020a), cal de carbureto (Consoli *et al.*, 2021; Pelisser, 2022) e cal de casca de ovo (Reis *et al.*, 2022). A reação química desta ligação entre CCA e cal gera o que chamamos de reações pozolânicas. As reações pozolânicas são processos em que ocorre uma estabilização química, que podem ser tanto solo-cal como solo-cal-pozolana (Correa, 2020). São geradas a partir da interação entre materiais sílico-aluminosos, quando a água é adicionada e são geradas reações químicas, que, em contato com óxido de cálcio, formam compostos cimentícios (Molaabasi *et al.*, 2020).

Dentre as cales supracitadas, a cal de casca de ovo hidratada destaca-se pelo alto teor de cálcio (*i.e.*, acima de 72% CaO) (Araújo *et al.*, 2021; Consoli *et al.*, 2020b). A CCOH é produzida a partir da calcinação

de cascas de ovos a uma temperatura em torno de 1000°C (Araújo *et al.*, 2021). Mundialmente são geradas 4,91 milhões de toneladas de cascas de ovos, sendo 278,25 t no Brasil (Araújo *et al.*, 2021), geralmente descartadas em aterros sanitários. Devido à grande disponibilidade de resíduos de casca de ovo, torna-se viável sua utilização para produção industrial de cal (Saldanha *et al.*, 2021). O uso da CCOH vem sendo aplicado na estabilização de solos com foco no desempenho mecânico e avaliação de ciclo de vida (Araújo *et al.*, 2023; Reis *et al.*, 2022; Saldanha *et al.*, 2021).

Uma forma de melhoria das propriedades de solos arenosos como a ADF é a incorporação de ligantes alternativos, que contribuem para a formação de géis cimentantes, com o objetivo principal de aumentar a resistência do material final (Consoli *et al.*, 2021; Ferrazzo *et al.* 2023). O conjunto das misturas CCA e CCOH para estabilizar ADF nunca foi estudado, o que justifica a relevância e o caráter inovador desta pesquisa. Além do desempenho mecânico da ADF estabilizada com ligante, a lixiviação de metais também é investigada em função de que o material cimentado incorpora diferentes resíduos. Assim, este estudo visa à estabilização da ADF com um ligante alternativo oriundo de resíduos agroindustriais e à avaliação do desempenho mecânico e ambiental deste material cimentado. Esta pesquisa traz contribuições para valorização de resíduos industriais e agroindustriais, economia circular e desenvolvimento de materiais com comportamento satisfatório para aplicações nas áreas de ciência, tecnologia e engenharias.

2 REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS: TRANSFORMANDO O DESPERDÍCIO EM RECURSOS

2.1 REAPROVEITAMENTO DA ADF

No Brasil, existem leis e normativas que visam estabelecer critérios para o uso de ADF. Em abrangência nacional encontram-se a NBR 15702 (ABNT, 2009), que estabelece diretrizes para aplicação em aterro sanitário; a NBR 15984 (ABNT, 2011), sobre central de processamento,

armazenamento e destinação; e o projeto de Lei 4.869, que dispõe sobre uso de ADF (Congresso Nacional, 2020). Em âmbito estadual, São Paulo possui a 152/2007/C/E, que define procedimentos para gerenciamento de areia de fundição (Cetesb, 2007). Em Minas Gerais tem-se a deliberação normativa nº 196, que define regras para o uso de ADF (Copam, 2014). Em Santa Catarina há a resolução nº 26, que estabelece as diretrizes sobre a utilização das ADF (Consema, 2008), e a Lei nº 17.479, que dispõe sobre a utilização das ADF (Santa Catarina, 2018). Os estados de Paraná e Rio Grande do Sul não possuem normas ou leis estaduais para estabelecer diretrizes para o uso de ADF.

A tentativa de reutilizar a ADF em outros processos é um tema amplamente discutido. As áreas de construção civil e geotecnia são as que possibilitam empregar maiores quantidades do resíduo mencionado. Nelas, pesquisadores vêm investigando o uso da ADF em: camadas intermediárias em aterros sanitários (Domingues; Ferreira, 2015; Domingues; Ferreira; Pires, 2021; Iqbal; Liu; Azim, 2019); produção de materiais cerâmicos (Quaranta; Caligaris; Pelozo, 2011; Silva *et al.*, 2020); substituição parcial ou completa de agregados finos em concreto (Aggarwal; Siddique, 2014; Coppio *et al.*, 2019; Gupta; Siddique; Belarbi, 2021; Selvakumar *et al.*, 2022; Siddique; Singh, 2011; Singh; Siddique, 2012; Tiwari; Singh; Nagar, 2016); construção de bases e sub-bases de pavimentos (Guney; Aydilek; Demirkan, 2006; Kang *et al.*, 2011); estabilização de solos argilosos (Bhardwaj; Sharma, 2020; Gunartil; Raharja, 2020); asfalto de mistura quente (Dyer *et al.*, 2018, 2021), entre outros.

Estudos que visam ao aproveitamento da ADF como um material estabilizado quimicamente utilizam o cimento Portland como ligante, promovendo melhorias nas estruturas mecânicas da areia (Al-Aghbari; Mohamedzein; Taha, 2009). No entanto, a produção de cimento Portland consome em torno de 2.500 milhões de toneladas de calcário anualmente e geram elevada carga de poluentes.

Estabilização da ADF com ligantes alternativos vem sendo explorada com objetivo de minimizar os impactos (ambientais, econômicos e sociais) associadamente à destinação final de resíduos em aterro e à exploração de recursos naturais, bem como diminuição da emissão de carbono (Coffetti

et al., 2022). Segundo Consoli *et al.* (2019b), os ligantes alternativos são possíveis soluções sustentáveis para estabilização de solos arenosos (como a ADF), diminuindo a utilização do cimento Portland.

2.2 LIGANTES ALTERNATIVOS

Atualmente os estudos de ligantes alternativos para estabilização do solo arenoso ocorrem com uma fonte de cálcio e uma fonte de silicatos amorfos (e alumina amorfa) para que possam ocorrer reações cimentícias conhecidas como reações pozolânicas (Consoli *et al.*, 2018). Por exemplo, reações pozolânicas podem ocorrer quando a cinza volante (fonte sílica amorfa) reage com a cal hidratada (hidróxido de cálcio), gerando os géis silicato de cálcio hidratado (C-S-H) e aluminato de cálcio hidratado (C-A-H), promovendo o enrijecimento da matriz solo-cimento (Bualuang; Jitsangiam; Tanchaisawat, 2021).

Produtos cimentícios produzidos a partir de reações pozolânicas dependem de diversos fatores, tais como: pH elevado (>10,5), para que ocorra a solubilização de sílica e alumina (Mallela; Quintus; Smith, 2004; Sargent *et al.*, 2013); tempo de cura, para ocorrer o desenvolvimento dos géis e conseqüentemente melhoria das propriedades mecânicas (Bualuang; Jitsangiam; Tanchaisawat, 2021); carbonatação (indesejável), em que cal reage com o dióxido de carbono formando carbonato de cálcio, em vez de CSH ou CAH (Mallela; Quintus; Smith, 2004); temperatura da cura acima da ambiente (23°C), que pode acelerar as reações químicas (Pushpakumara; Mendis, 2022), dentre outros.

Segundo Higgins (2007), estudos de ligantes alternativos com resíduos agroindustriais estão se tornando um foco de pesquisa em resposta à necessidade de aproveitar resíduos e minimizar as emissões de carbono. No quadro 1 estão expostos alguns estudos pioneiros e outros mais atuais referente a ligantes alternativos aplicados na estabilização de solos arenosos. Nota-se que a fonte de cálcio mais explorada é a cal de carbureto, e como pozolana, a cinza volante e a cinza de casca de arroz. Além disso, a cal de casca de ovo mostra-se como um material promissor ainda a ser explorado na estabilização de solos.

O estudo de Consoli *et al.* (2020) utilizou pó de vidro e cal de carbureto como ligante alternativo para estabilização de areia de Osório. Os resultados mostraram um aumento da resistência à compressão simples quando as misturas areia-ligante possuíam menor porosidade (ou maior peso específico), visto que, quanto menor a porosidade da mistura, mais contato entre as partículas, e conseqüentemente maior intertravamento.

Em Reis *et al.* (2022), os resultados com o ligante de CCOH+CCA em solo residual argiloso mostraram que, com maiores tempos de cura, ocorre um aumento da resistência, pois maior quantidade de gel cimentante forma-se com o passar do tempo. Além disso, observou-se que maiores resistências à compressão simples podem ser alcançadas utilizando CCA com partículas menores (ou seja, CCA peneirada), pois, quanto menor o tamanho das partículas, maior a reatividade química, favorecendo as reações pozolânicas para formação de gel cimentante.

Quadro 1 – Pesquisas referentes a ligantes alternativos

Fonte de cálcio	Fonte de sílica/alumina	Material estabilizado	Referência
Calcário Calcítico hidratada	Cinza volante	Solo arenoso do Kansas	Viskochil, Handy e Davidson (1958)
Hidróxido de cálcio	Cinza volante	Solo arenoso de Ottawa	Davidson, Mateos e Katti (1959)
Hidróxido de cálcio	Cinza volante	Areia Siltosa	Rios, Da Fonseca e Bangaru (2016)
Cal hidratada seca	Cinza de carvão	Areia Osório	Silvani <i>et al.</i> (2016)
Cal de Carbureto	Cinza de carvão Pó de vidro	Areia Osório Areia argilosa	Consoli <i>et al.</i> (2018)
Cal de Carbureto	Cinza de casca de arroz	Areia Osório	Leon <i>et al.</i> (2019)
Cal de Carbureto	Pó de vidro	Areia Osório Areia de Rio Pardo	Consoli <i>et al.</i> (2020)
Cal de Carbureto	Cinza de carvão Cinza de casca de arroz Tijolo de barro moído	Areia Osório	Consoli <i>et al.</i> (2021)
Cal de casca de ovo hidratada	Cinza de casca de arroz	Solo residual argiloso	Reis <i>et al.</i> (2022)
Cal de Carbureto	Cinza de casca de arroz	Areia descartada de fundição	Pelisser <i>et al.</i> (2023)

Fonte: elaborado pelos autores (2024).

3 O POTENCIAL DOS RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

3.1 OS RESÍDUOS

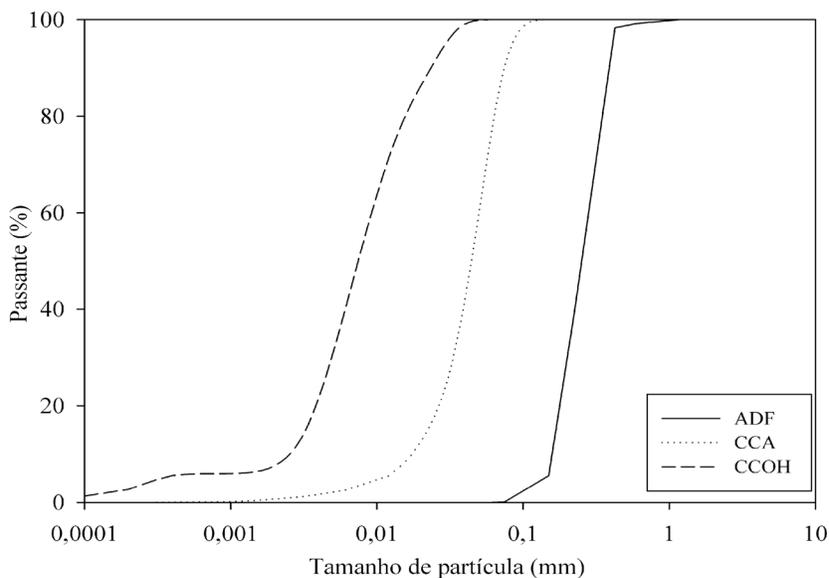
Os materiais utilizados nesta pesquisa e respectivas denominações e funções são: areia descartada de fundição (ADF) como material a ser estabilizado; cinza de casca de arroz (CCA) como fonte de aluminossilicatos; cal de casca de ovo hidratada (CCOH) como fonte de cálcio. A ADF é proveniente de uma indústria metalúrgica que produz peças fundidas de ferro, localizada no município de Erechim (RS). A CCA é oriunda de uma indústria termelétrica que gera energia elétrica através da queima da casca do arroz, situada na cidade de São Sepé, Rio Grande do Sul (RS). A casca de ovo será cedida por uma padaria, no município de Erechim (RS).

3.1.1 Caracterização

A ADF utilizada na pesquisa passou por peneiramento em peneira nº 10 (2 mm), visando retirar o material que se fundiu no processo. A CCA foi seca a 50°C por 48 horas e peneirada na peneira de malha nº 200 (0,075 mm). A CCOH foi preparada conforme a metodologia de Araújo *et al.* (2021), seguindo as etapas de: lavagem, secagem, trituração das cascas, calcinação em forno mufla a 1050°C por 6 horas, hidratação (em água destilada por 48 horas) e peneiramento da cal na malha nº 200 (0,075 mm).

A análise granulométrica da ADF foi executada conforme a NBR 7181 (ABNT, 2016), apresentando um material uniforme com coeficiente de uniformidade (Cu) de 1,27. As análises granulométricas da CCOH e CCA foram elaboradas em pesquisas anteriores por Levandoski *et al.* (2023) e Reis *et al.* (2022) respectivamente. A Figura 1 apresenta as curvas granulométricas da ADF, CCOH e CCA.

Figura 1 – Curva de distribuição granulométrica da ADF, CCOH e CCA



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Os dados da Tabela 1 apresentam a caracterização desenvolvida amplamente em estudos anteriores, como da ADF (Bragagnolo *et al.*, 2018; Pelisser *et al.*, 2023), CCA (Pelisser *et al.*, 2023; Reis *et al.*, 2022) e da CCOH (Araújo *et al.*, 2021; Consoli *et al.*, 2020b). A determinação do diâmetro mediano de cada material utilizado nesta pesquisa foi elaborada pelos autores citados, excluindo da ADF no qual foi desenvolvido com base na distribuição granulométrica da Figura 1.

Conforme Pelisser *et al.* (2023), normalmente a sílica existente na CCA está presente em forma de sílica amorfa. O teor de sílica amorfa é uma característica importante das pozolanas. Na CCA ela é influenciada pela temperatura do processo de combustão das cascas de arroz. Essa sílica amorfa reage facilmente com a CCOH gerando um ligante alternativo complementar (Martins, 2018).

Tabela 1 – Caracterização dos materiais

Caracterização	Características	Areia descartada de fundição	Cinza de casca de arroz	Cal de casca de ovo hidratada
Física	Massa específica (g/cm ³)	2,3	2,2	2,2
	Diâmetro mediano das partículas - D ₅₀ (µm)	250,0	45,0	10,3
	Argila (%)	3,3	0,86	7,0
	Silte (%)	3,8	67,80	93,0
	Areia fina (%)	91,4	31,34	0,0
	Areia média (%)	1,5	0,0	0,0
Química	SiO ₂ (%)	90,4	87,6	0,0
	Al ₂ O ₃ (%)	2,9	0,1	0,1
	Fe ₂ O ₃ (%)	2,1	0,6	0,2
	CaO (%)	0,2	0,9	72,9
	MgO (%)	0,4	0,3	1,2
	K ₂ O (%)	0,1	2,9	0,0
Mineralógica	Minerais	Quartzo (SiO ₂)	Cristobalita (SiO ₂) e Quartzo (SiO ₂)	Portlandita (Ca(OH) ₂) e Calcita (CaCO ₃)
Ambiental	Classificação de resíduo	Resíduo não perigoso e não inerte Classe II-A	Resíduo não perigoso e não inerte Classe II-A	-
Autor		Bragagnolo <i>et al.</i> (2018) Pelisser <i>et al.</i> (2023)	Reis <i>et al.</i> (2022) Pelisser <i>et al.</i> (2023)	Consoli <i>et al.</i> (2020b); Araújo <i>et al.</i> (2021)

Fonte: elaborado pelos autores (2024).

3.2 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

3.2.1 Planejamento experimental

Para avaliação da resistência à compressão simples (RCS – variável resposta) das misturas de ADF-ligante foi utilizado um planejamento fatorial composto central com três fatores e pontos axiais face centrados ($\alpha=1$), utilizando o *software* Minitab. As combinações foram realizadas em duplicata, com pontos fatoriais (16), axiais (14) e centrais (8), resultando em 36 experimentos. Este planejamento permite avaliar a influência de fatores controláveis sob a variável resposta, bem como modelar matematicamente uma superfície de resposta e identificar a existência de não-linearidade (Montgomery, 2017).

Foram avaliados os seguintes fatores controláveis: teor de CCA (A), peso específico aparente seco (B) e tempo de cura (C). A adição de CCA de 10-30% foi adotada em função de ser um teor médio empregado em pesquisas anteriores de estabilização de solos arenosos com a referida cinza (Consoli *et al.*, 2018; Pelisser *et al.*, 2023).

O teor de CCOH em 5% foi estabelecido conforme revisão da literatura e confirmado com base no acréscimo da cal até a estabilização do pH na solução da mistura ADF-CCA pelo método *Initial consumption of lime* (ICL), conforme estabelecido pela norma D6279 (ASTM, 2019). Para a realização do teste ICL, adotou-se um teor de CCA de 30% e de ADF de 70%, a fim de verificar a quantidade mínima de CCOH para reagir com a CCA disponível.

Os valores de estudo de peso específico seco e teor de umidade foram definidos a partir dos resultados obtidos no ensaio de compactação Proctor. A temperatura de cura foi fixada como sendo a temperatura ambiente, ou seja, 23°C. Para definição do tempo de cura, foram consultados estudos na literatura para estabilização de areias com ligantes alternativos (Consoli; Rosa; Saldanha, 2011; Pelisser, 2022), a fim de avaliar-se o desenvolvimento da resistência da ADF estabilizada ao longo do tempo. Na Tabela 2, estão representados os fatores e respectivos níveis codificados.

Tabela 2 – Fatores e respectivos níveis do planejamento experimental

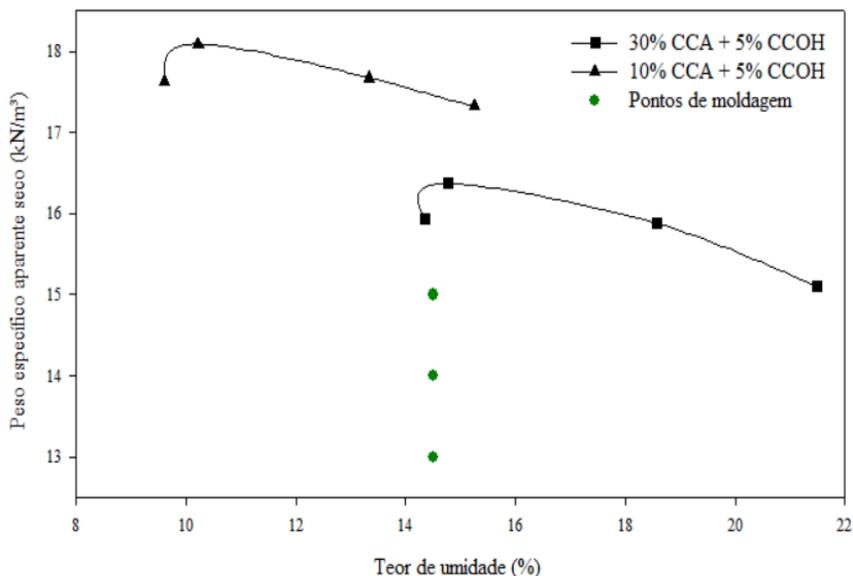
Fatores	Níveis
Tempo de cura	28, 60 e 90 dias
Teor de CCOH	5%
Teor de CCA	10, 20 e 30%
Peso específico seco	13, 14 e 15 kN/m ³
Teor de umidade	14,5 %
Temperatura de cura	23°C

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

3.2.3 Ensaio de compactação

Os ensaios de compactação Proctor de energia modificada visando maiores resistências, D1557 (ASTM, 2012), foram realizados para avaliar o teor ótimo de umidade e o peso específico seco máximo (kN/m³) para as duas misturas estudadas. A mistura 1 foi composta por ADF com 30% de CCA e 5% de CCOH. A mistura 2 foi composta por ADF com 10% de CCA e 5% de CCOH. A Figura 2 apresenta as curvas de compactação das misturas, nas quais se observam um aumento na umidade ótima e uma diminuição do peso específico aparente seco máximo com o aumento do teor de CCA, semelhante ao observado em pesquisas que utilizam CCA e ADF e/ou solo argiloso (Pelisser *et al.*, 2023; Reis *et al.*, 2022). A partir dos ensaios de compactação, foram obtidos os valores de peso específico aparente seco máximo e umidade ótima nas duas misturas, expressos na Tabela 3.

Figura 2 – Curvas de compactação das misturas e pontos de moldagem



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Tabela 3 – Resultados do ensaio de compactação

Mistura	Peso específico aparente seco máximo (kN.m ⁻³)	Teor de umidade ótima (%)
30% CCA+5% CCOH	16,27	14,78
10% CCA + 5% CCOH	18,09	10,22

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Para determinar o valor do peso específico aparente seco máximo (γ_{Dmax}) neste estudo, foram analisadas as curvas da Figura 2, a capacidade do macaco hidráulico e do molde cilíndrico. Após serem elaborados quatro testes preparatórios, observou-se que 15 kN.m⁻³ era o limite máximo para esta mistura. Posto isto, foi considerado então 15 kN.m⁻³ sendo o γ_{Dmax} e mais dois pontos abaixo (14 e 13 kN.m⁻³). A umidade-alvo foi estabelecida em 14,5%, devido a ser um valor central e passante pelas duas curvas de compactação. Este teor está próximo ao ótimo da mistura de 30% de CCA e está dentro do ramo úmido da curva com 10% de CCA.

3.2.4 Moldagem e ensaio de resistência à compressão simples

Inicialmente CCA e CCOH foram misturadas e adicionadas a ADF; após adicionou-se água para atingir o teor de umidade alvo e fez-se a completa homogeneização da mistura. O procedimento de moldagem dos corpos de prova nos ensaios ocorreu condicionando a mistura em três camadas uniformes compactadas. O molde utilizado possui formato cilíndrico com dimensões de 50 mm de diâmetro e 100 mm de altura. Após o processo de moldagem, os corpos de prova tiveram seu peso, altura e diâmetro medidos e inseridos em saco hermético. Em seguida, foram armazenados em sala com temperatura controlada de 23°C e umidade próxima a 95% (ASTM, 2019).

Faltando 24 horas para término do período de cura, os corpos de prova foram submersos em água destilada para minimizar o efeito da sucção (Consoli; Dalla Rosa; Saldanha; 2011). O ensaio de RCS foi executado conforme o método da NBR 12025 (ABNT, 2012). A mistura ADF-ligante que apresentou maior resistência aos 28 dias foi posteriormente submetida a avaliação de desempenho ambiental. A escolha da mistura com 28 dias de cura ocorreu devido à limitação no tempo para realização dos ensaios.

3.2.5 Avaliação do desempenho ambiental

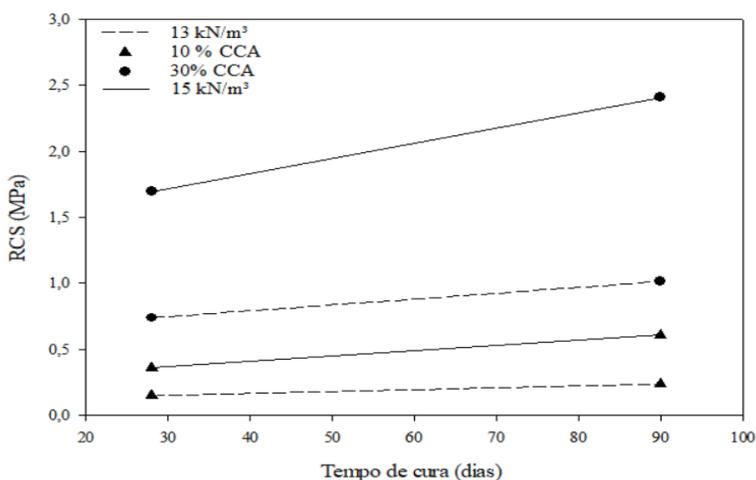
A amostra que apresentou o melhor comportamento mecânico no ensaio de resistência à compressão simples após 28 dias de cura foi submetida a testes para obtenção de extratos lixiviados e solubilizados, conforme as normativas NBR 10004, NBR 10005 e NBR 10006 (ABNT, 2004). A quantificação de metais (Ag, Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Na, Pb, Se e Zn) foi realizada pela técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), em um espectrômetro ICPE (marca Shimadzu, modelo ICPE-9800), utilizando solução padrão multielemento ICP Certipur (marca Merck), na central analítica da UFFS. As concentrações de metais nos extratos líquidos foram comparadas com os anexos F e G da NBR 10004, bem como com limites de qualidade de águas estabelecidos pela Conama 460 (Conama, 2013), Lista Holandesa (VROM, 2000) e EPA (Usepa, 2020).

4 DESEMPENHO MECÂNICO E AMBIENTAL

4.1 RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO SIMPLES

Na Figura 3 estão expostos os resultados médios de RCS, podendo-se observar que maiores valores de resistência foram encontrados para as amostras com maiores teores de CCA (30%), peso específico aparente seco (15 kN/m^3) e tempo de cura (90 dias). A melhor mistura (30% CCA e 15 kN/m^3) atingiu valores médios de RCS de 1,69 e 2,41 MPa, em 28 e 90 dias respectivamente. Já a mistura que obteve menor resistência (10% CCA e 13 kN/m^3) atingiu 0,23 MPa com 90 dias de cura. Assim, a relação da mistura com maior resistência (30% CCA e 15 kN/m^3) obteve um resultado de 10 vezes a mais na RCS em relação a mistura com menor resistência (10% CCA e 13 kN/m^3), ambas com 90 dias de cura.

Figura 3 – Resultado médio de resistência à compressão simples (RCS)

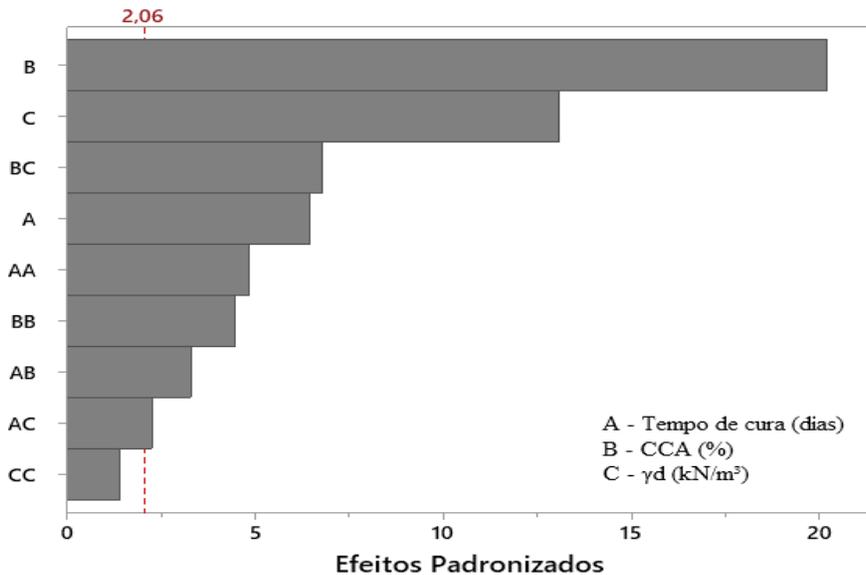


Fonte: elaborada pelos autores (2024).

No estudo de Pelisser *et al.* (2023), em que foram utilizados 10% de cal hidratada (CH) e 30% de CCA para estabilização de ADF, no seu melhor resultado de RCS, os autores obtiveram 2,35 MPa com 90 dias de cura. No presente estudo, a ADF estabilizada com CCA-CCOH atingiu uma resistência superior (2,41 MPa) à obtida por Pelisser *et al.* (2023) (2,35 MPa), utilizando metade do teor de cal (5%). Isto pode ser explicado em função da maior disponibilidade de Ca na CCOH comparativamente a CH para atuar na formação de gel cimentante: a CCOH apresenta 72,9 % de CaO, enquanto a CH é constituída por 52,50% CaO. Empregar menor quantidade de cal para atingir uma resistência-alvo (ou um comportamento mecânico desejável) é um fator benéfico, pois diminui os custos do processo de estabilização, principalmente em aplicações de grande escala. Além disso, o uso de CCOH como alternativa a CH e a redução da quantidade de cal empregada são fatores que contribuem para minimizar os impactos ambientais associados ao uso de cal na estabilização de solos (Araújo *et al.*, 2021).

Com base nos resultados encontrados, foi realizada análise estatística, exposta na Figura 4 por meio do gráfico de Pareto. Nela é possível averiguar que todos os fatores controláveis têm influência significativa (valor $P < 0,05$) sobre a RCS das misturas. Os fatores que apresentam maiores influências respectivamente são: teor de CCA (B), peso específico seco (C) e tempo de cura (A), seguidos de interações que demonstram principalmente o comportamento não-linear para o teor de CCA (B) e tempo de cura (A).

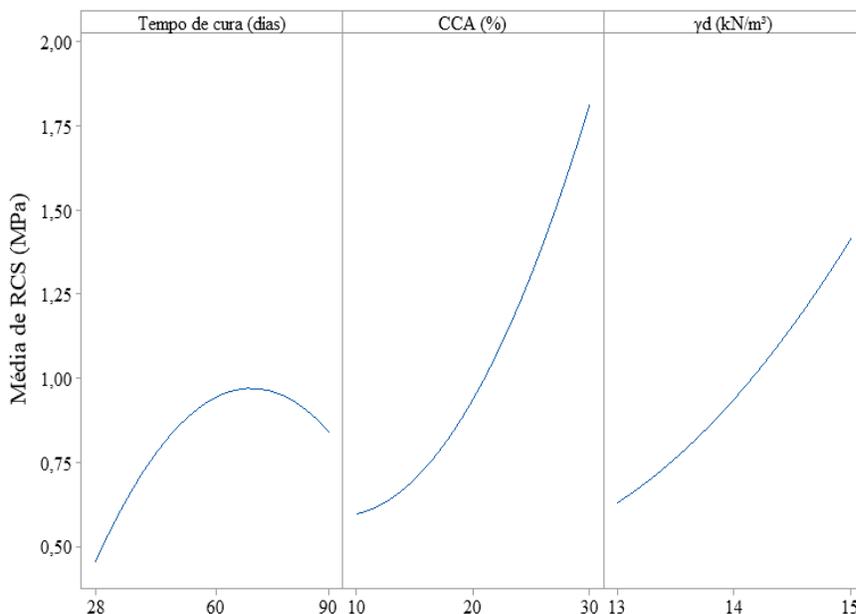
Figura 4 – Gráfico de Pareto para resistência à compressão simples (RCS) das misturas



Fonte: elaborado pelos autores (2024).

Os gráficos de efeitos principais (Figura 5) e superfície de contorno (Figura 6) reforçam a influência positiva dos fatores controláveis sobre a RCS, ou seja, o aumento do nível dos fatores resulta na maximização da resposta mecânica. Na Figura 5 observa-se que o tempo de cura tem comportamento não-linear e com menor influência sobre a RCS depois de 60 dias de cura. Esta última observação é indicada pelo decaimento da curva devido ao fato de a taxa de ganho de resistência entre 60 e 90 dias ser inferior àquela entre 28 e 60 dias. Isto ocorreu em função dos aluminossilicatos amorfos e do cálcio (inicialmente presentes em grandes quantidades) irem sendo consumidos nas reações pozolânicas para formação de gel cimentante, assim diminuindo sua disponibilidade nas misturas e os incrementos de resistência ao longo do tempo.

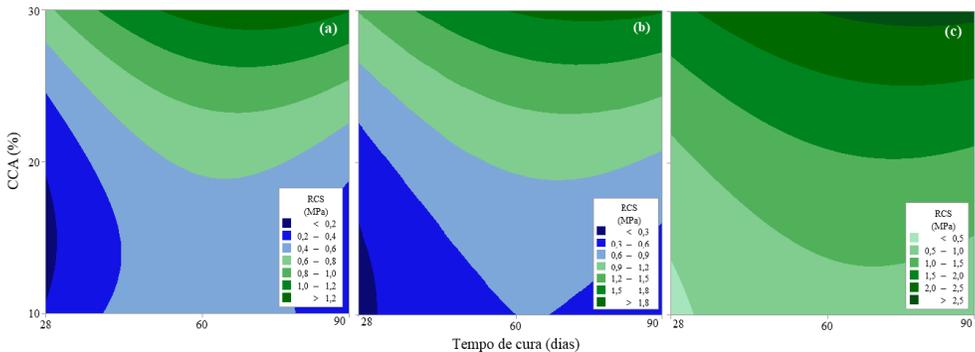
Figura 5 – Gráfico de efeitos principais na RCS das misturas ADF-ligante



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

A Figura 6 apresenta a superfície de contorno da RCS para cada um dos três pesos específicos avaliados, sendo que a cor verde escura representa a região de maiores valores de resistência. Nota-se um comportamento similar nas três superfícies de contorno (Figura 6a-c): a região ótima de RCS concentra-se em maiores teores de CCA e tempo de cura. Conforme observado nas figuras de 3 a 6, percebe-se que um maior peso específico aparente seco promove ganhos de resistência, independentemente da mistura. Com um peso específico maior, tem-se uma mistura com menor porosidade e maior resistência em função do maior intertravamento entre as partículas, atrito entre os grãos e também enrijecimento da microestrutura. Observou-se também a influência positiva do maior teor de CCA na resistência; isto ocorre devido ao aumento na disponibilidade de sílica e alumínio amorfos na mistura ADF-ligante, que interage com o cálcio na presença de umidade, promovendo reações pozolânicas com maior intensidade e, conseqüentemente, formação de gel cimentante.

Figura 6 – Superfície de contorno da RCS para peso específico aparente seco de 13 (kN/m³) (a), 14 (kN/m³) (b) e 15 (kN/m³) (c)



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Em todas as misturas estudadas é possível notar a influência positiva do tempo de cura na RCS. Na mistura com melhor comportamento mecânico (30% CCA e 15 kN/m³) ocorreu um aumento de resistência entre 28 a 90 dias de 42%. Este aumento indica que os produtos cimentantes continuam se formando ao longo do tempo, principalmente pelo fato de as reações pozolânicas se desenvolverem lentamente, comparativamente ao cimento Portland.

4.2 ENCAPSULAMENTO DE METAIS

Os resultados do extrato de lixiviado e extrato de solubilizado estão apresentados nas tabelas 4 e 5, respectivamente, para a mistura com 28 dias de cura e melhor comportamento mecânico (com 30 % de CCA e 15 kN/m³). As concentrações de metais da mistura ADF-ligante foram comparadas com as concentrações presentes na ADF (Pelisser *et al.*, 2023) e na CCA (Reis *et al.*, 2022), bem como com os limites da NBR 10004 (ABNT, 2004), da Conama 460 (Conama, 2013), com padrões

internacionais de qualidade de água Lista Holandesa (VROM, 2000) e EPA (2022), em que os valores em negrito correspondem às concentrações que ultrapassaram ao menos um limite.

Na Tabela 4, o extrato lixiviado na mistura ADF-ligante apresentou concentrações de metais inferiores ao anexo F da NBR 10004 (ABNT, 2004), indicando que este material não apresenta toxicidade por metais. Além disso, todas as concentrações de metais no extrato lixiviado de ADF-ligante atenderam integralmente aos limites da normativa americana de qualidade de águas (EPA, 2022). Em comparação com a resolução Conama 460 (Conama, 2013), somente a concentração de Mn ultrapassa o limite máximo estabelecido.

Presente na composição química da CCA (Reis *et al.*, 2022), o Mn apresenta comportamento de lixiviação catiônico, ou seja, a taxa de lixiviação reduz à medida que aumenta o pH; já em ambientes ácidos, íons Mn^{2+} estão presentes em maiores concentrações no meio aquoso (Komonweeraket *et al.*, 2015). A concentração de Mn no extrato lixiviado da mistura ADF-ligante pode ser explicada em função do pH baixo (4,98) verificado no extrato líquido, o que favoreceu a lixiviação deste metal. Os elementos Ba, Cd e Cr lixiviaram em concentrações superiores somente aos limites da norma mais restritiva de qualidade de águas, a Lista Holandesa (VROM, 2000).

Tabela 4 – Composição química dos extratos lixiviados de misturas ADF-ligante (mg.L⁻¹)

Metal	ADF-ligante	Resíduos		Normativas			
		ADF	CCA	NBR 10004 – Anexo F	CONAMA 460 ¹	Lista Holandesa ²	EPA ³
Ag	0,03	0,00	0,00	5	0,05	-	-
Al	3,06	0,00	0,00	-	3,5	-	-
As	0,00	0,00	0,00	1	0,01	0,01	0,01
Ba	0,37	0,22	0,55	70	0,7	0,05	2
Cd	0,003	0,00	0,00	0,5	0,005	0,0004	0,005
Cr	0,004	0,00	0,00	5	0,05	0,001	0,1
Cu	0,00	0,00	0,00	-	2	0,015	1,3
Fe	0,00	0,00	0,00	-	2,45	-	-
Hg	0,00	0,00	0,00	0,1	0,001	0,00005	0,002
Mn	6,48	0,00	0,00	-	0,4	-	-
Pb	0,00	0,00	0,00	1	0,01	0,015	0,015
Se	0,00	0,00	0,00	1	0,01	-	0,05
Zn	0,00	0,00	0,00	-	1,05	0,065	-

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

¹ Valores orientadores para água subterrânea; ² Valores referenciais para água subterrânea; ³ Regulamentos nacionais de água potável.

Na Tabela 5 observa-se que as concentrações de metais no extrato solubilizado da mistura ADF-ligante são inferiores aos limites do anexo G da NBR 10004 (ABNT, 2004). Além disso, os metais presentes no extrato solubilizado atenderam integralmente aos limites de qualidade de águas da Conama 460 (Conama, 2013) e da EPA (EPA, 2022). Somente a concentração de Ba no extrato solubilizado da mistura ultrapassou o limite mais restritivo de qualidade de águas estabelecido pela Lista Holandesa (VROM, 2000). Ainda na Tabela 5, nota-se que Al, Fe e Zn presentes nos extratos solubilizados dos resíduos (ADF e CCA) não foram observados no extrato solubilizado da mistura ADF-ligante. Isto indica que ADF-ligante (CCA+CCOH) foi capaz de encapsular Al, Fe e Zn na sua matriz cimentada.

Tabela 5 – Composição química dos extratos solubilizados de misturas ADF-ligante (mg.L⁻¹)

Metal	ADF-ligante	Resíduos		Normativas			
		ADF	CCA	NBR 10004 – Anexo G	CONAMA 460 ¹	Lista Holandesa ²	EPA ³
Ag	0,02	0,00	0,00	0,05	0,05	-	-
Al	0,14	1,62	0,13	0,2	3,5	-	-
As	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
Ba	0,25	0,00	0,00	0,7	0,7	0,05	2
Cd	0,001	0,00	0,00	0,005	0,005	0,0004	0,005
Cr	0,007	0,00	0,00	0,05	0,05	0,001	0,1
Cu	0,00	0,00	0,00	2	2	0,015	1,3
Fe	0,00	0,48	<0,05	0,3	2,45	-	-
Hg	0,00	0,00	0,00	0,001	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,00	0,00	1,51	0,1	0,4	-	-
Pb	0,00	0,00	0,00	200	0,01	0,015	0,015
Se	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	-	0,05
Zn	0,00	0,00	0,06	0,01	1,05	0,065	-

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

¹ Valores orientadores para água subterrânea; ² Valores referenciais para água subterrânea; ³ Regulamentos nacionais de água potável.

Cabe destacar que a lixiviação e solubilização de metais foi realizada com a mistura ADF-ligante com 28 dias de cura. Acredita-se que a mistura ADF-ligante curada por 90 dias irá apresentar capacidade de encapsulamento de metais ainda mais satisfatórios em função do desenvolvimento de géis cimentantes ao longo do tempo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados encontrados, as seguintes conclusões podem ser obtidas:

- os maiores valores de RCS foram obtidos com 30% CCA, peso específico aparente seco de 15kN/m³, atingindo uma resistência de 1,69 e 2,41 MPa em 28 e 90 dias de cura respectivamente;

- os fatores que mais influenciam significativamente no ganho de resistência mecânica da mistura ADF-ligante (da maior a menor magnitude) são teor de CCA, peso específico aparente seco e tempo de cura;
- mistura ADF-ligante com melhor comportamento mecânico (e.g. maiores teor de CCA e peso específico) e cura de 28 dias não apresentou toxicidade e encapsulou Al, Fe e Zn presentes nos resíduos (ADF e CCA). Assim, verifica-se que a adição do ligante CCA-CCOH na ADF possibilitou obter um material com desempenho mecânico satisfatório e seguro para o meio ambiente.

Para trabalhos futuros, sugere-se investigar diferentes aumentos de teores de CCA e CCOH a fim de aumentar a resistência da mistura ADF-ligante. Além disso, sugere-se o estudo da mistura ADF-ligante em aplicações de obras de engenharia, como em subleito de rodovias de baixo volume de tráfego e barreiras impermeáveis de aterros.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (Bolsa de produtividade em pesquisa – processo 310805/2020-1) pelo suporte ao grupo de pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABIFA. **Anuário ABIFA** - Guia ABIFA de Fundação. 2021. p. 12-14.

ABNT. **NBR 7181**: Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, p. 1–71, 19, 2016.

ABNT. **NBR 10004**: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, p. 1–71, 2004.

ABNT. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, p. 1–16, 2004.

ABNT. **NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, p. 1-3, 2004.

ABNT. **NBR 12025**: Solo-cimento - Ensaio de compressão simples de corpos de prova cilíndricos - Método do ensaio. Rio de Janeiro, p. 1-2, 2012.

ABNT. **NBR 15702**: Areia descartada de fundição — Diretrizes para aplicação em asfalto e em aterro sanitário. Rio de Janeiro, p. 1-8, 2009.

ABNT. **NBR 15984**: Areia descartada de fundição — Central de processamento, armazenamento e destinação (CPAD). Rio de Janeiro, p. 1-17, 2011.

AGGARWAL, Y.; SIDDIQUE, R. Microstructure and properties of concrete using bottom ash and waste foundry sand as partial replacement of fine aggregates. **Construction and Building Materials**, v. 54, p. 210-223, mar. 2014. Elsevier BV. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.12.051>.

AL-AGHBARI, M. Y.; MOHAMEDZEIN, Y. E-A; TAHA, R. Stabilisation of desert sands using cement and cement dust. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Ground Improvement**, v. 162, n. 3, p. 145-151, 2009.

ANDRADE, L.B.; CARNIN, R.L.P.; PINTO; ANDRADE R.C. Areia descartada de fundição para uso em concreto de cimento Portland: análise do agregado. **Matéria**, v. 23, n. 3, p. 12-22, 2018.

ARAÚJO, M. T.; FERRAZZO, S.T.; BRUSCHI, JORDI G.; CONSOLI, N. C. Mechanical and environmental performance of eggshell lime for expansive soils improvement. **Transportation Geotechnics**, v. 31, p. 100681, 2021.

ARAÚJO, M. T.; FERRAZZO, S.T.; CHAVES, H. M.; ROCHA, C. G. da.; CONSOLI, N. C. Mechanical behavior, mineralogy, and microstructure of alkali-activated wastes-based binder for a clayey soil stabilization. **Construction and Building Materials**, v. 362. p. 129757, 2023.

ASHIQ, S. Z.; AKBAR, A.; FAROOQ, K.; MUJTABA, H. Sustainable improvement in engineering behavior of Siwalik clay using industrial waste glass powder as additive. **Case Studies in Construction Materials**, v. 16, p. e00883, 2022.

Associação Brasileira de Fundição (ABIFA). Índices Setoriais de 2021. Disponível em: <https://abifa.org.br/site/industria-de-fundicao-cresce-203-em-2021/> Acesso em: mar. 2022.

ASTM D1557-12e1 - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **C39**: Standard test method for compressive strength of cylindrical concrete specimens. Pennsylvania, 2010.

BHARDWAJ, A.; SHARMA, R. K. Effect of industrial wastes and lime on strength characteristics of clayey soil. **Journal of Engineering, Design and Technology**, v. 18, n. 6, p. 1749-1772, 2020.

BRAGAGNOLO, L; FERRAZZO S.T.; MUSCOPE F.P; KORF E.P; PASQUALI G.D.L.; DALLA ROSA C.; PIAZZETTA H.V.L.; TORMEN A.T. Caracterização de resíduos da fundição de ferro e avaliação de possíveis aplicações na construção civil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 50, p. 61-77, 2018.

BRUSCHI G.J.; SANTOS C.P.; ARAÚJO M.T.; FERRAZZO S.T.; MARQUES S.F.V.; CONSOLI N.C. Green stabilization of bauxite tailings: mechanical study on alkali-activated materials. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 33, n. 11, p. 06021007, 2021.

BUALUANG, T.; JITSANGIAM, P.; TANCHAISAWAT, T. Sustainable flexible pavement base stabilization with pozzolanic materials incorporating sodium hydroxide and asphalt emulsion. **Transportation Engineering**, v. 6, p. 100094, 2021.

CAPELETTO, G. J; MOURA, G. H Z. **Balanço Energético do Rio Grande do Sul**. 2013. Porto Alegre: Grupo CEEE, 2014.

CETESB. Decisão de Diretoria No 152/2007/C/E, de 08 de agosto de 2007. **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**, p. 1–16, 2007.

COFFETTI, D.; CROTTI, E.; GAZZANIGA, G.; CARRARA, M.; PASTORE, T.; COPPOLA, L. Pathways towards sustainable concrete. **Cement and Concrete Research**, v. 154, p. 106718, abr. 2022.

CONAB. **Arroz**: Acompanhamento da safra brasileira VIS2020/2021. Companhia Nacional de Abastecimento, v. 8, n. 5, 2021.

CONAMA. 2013. “Resolução 460: Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências”. **Diário Oficial da União**, Brasília, Brasil: CONAMA.

CONGRESSO NACIONAL. Brasil. **Constituição (2020)**. Projeto de Lei nº 4.869, de 2020. Congresso Nacional: Dispõe sobre uso de Areia Descartada de Fundição – ADF.

CONSEMA-SC. Resolução Consema nº 26, de 26 de agosto de 2008. **Conselho Estadual do Meio Ambiente**, p. 1–14, 2008.

CONSOLI, N. C.; DALLA ROSA, A.; SALDANHA, R. B. Variables governing strength of compacted soil – fly ash – lime mixtures. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 23, n. 4, p. 432–440, 2011.

CONSOLI, N. C.; WINTER, D.; LEON, H. B.; SCHEUERMANN FILHO, H. C. Durability, strength, and stiffness of green stabilized sand. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 144, n. 9, p. 1–10, 2018.

CONSOLI, N. C., CARRETTA, M.S., LEON, H.B., SCHEUERMANN FILHO, H.C. Strength and stiffness of ground waste glass – carbide lime blends. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 31, n. 10, p. 2–7, 2019a.

CONSOLI N. C, SALDANHA R. B, FILHO H. C. S. Short- and long-term effects of sodium chloride on strength and durability of coal fly ash stabilized with carbide lime. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 56, n. 12, p. 1929-1939, 2019b.

CONSOLI, N. C.; CARRETTA, M.S., FESTUGATO L.; LEON, H.B.; TOMASI, L.F.; HEINECK, K. S. Ground waste glass – carbide lime as a sustainable binder stabilising three different silica sands. **Géotechnique**. v. 71, n. 6, p. 480–493, 2020a.

CONSOLI, N. C.; CAICEDO, A. M. L.; SALDANHA, R. B.; SCHEUERMANN FILHO, H.C.; ACOSTA, C. J. M. Eggshell produced limes: Innovative materials for soil stabilization. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 32, n. 11, p. 06020018, 2020b.

CONSOLI, N. C.; SCHEUERMANN FILHO, H. C.; LEON, H. B.; CARRETTA, M. DA S.; CORTE, M. B.; CORDEIRO, R. E.; CABALLERO, R. D.; LOURENÇO, D. E. General relationships controlling loss of mass, stiffness and strength of sustainable binders amended sand. **Transportation Geotechnics**, v. 27, p. 100473, 2021.

COPAM-MG. Deliberação Normativa nº 196, de 03 de abril de 2014. **Conselho Estadual de Política Ambiental**. p. 1 - 16, 2014.

COPPIO, G. J.L.; LIMA, M. G.; LENCIONI, J. W.; CIVIDANES, L.S.; DYER, P.P.O.L.; SILVA, SILVELENE A. Surface electrical resistivity and compressive strength of concrete with the use of waste foundry sand as aggregate. **Construction and Building Materials**, v. 212, p. 514-521, 2019.

CORREA. B. R.S. **Análise da resistência, rigidez e durabilidade de misturas de vidro moído e cal de carbureto**. 2020. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia civil - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

DAMTOFT, J. S.; LUKASIK, J.; HERFORT, D.; SORRENTINO, D.; GARTNER, E. M. Sustainable development and climate change initiatives. **Cement and Concrete Research**, v. 38, n. 2, p. 115-127, 2008.

DAVIDSON, D. T.; MATEOS, M.; KATT, R. K. Activation of the lime-fly ash reaction by trace chemicals. **Asas**, p. 67-81, 1959.

DAWOOD, E.T.; MOHAMMED, W.T.; PLANK, J. Performance of sustainable mortar using calcined clay, fly ash, limestone powder and reinforced with hybrid fibers. **Case Studies in Construction Materials**, v. 16, p. e00849, 2022.

DOMINGUES, F. G. F.; FERREIRA, G. C.S. Functional and environmental performance of waste foundry sand applied in landfills. **International Journal of Environmental Studies**, v. 73, n. 2, p. 196-202, 2015.

DOMINGUES, L.G.F.; FERREIRA, G.C.S.; PIRES, M.S.G. Waste foundry sand used to cover organic waste in landfills. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 24, n. 1, p. 378-385, 2021.

DYER, P.P.O.L.; COPPIO, G.J.L.; SILVA, S. A.; CIVIDANES, L.S.; KLINSKY, L.M.G.; LIMA G.; MARYANGELA G. L. Mechanical and microstructural assessments of waste foundry sand in hot mix asphalt. **Construction and Building Materials**, v. 311, p. 125329, 2021.

DYER, P.P.O.L.; LIMA, M.G.; KLINSKY, L.M.G.; SILVA, S.A.; COPPIO, G.J.L. Environmental characterization of foundry waste sand (WFS) in hot mix asphalt (HMA) mixtures. **Construction and Building Materials**, v. 171, p. 474-484, 2018.

EPA (Environmental Protection Agency). 2009. “**Ground water and drinking water: National primary drinking water regulations**”. Disponível em: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water> Acesso em: 30 jan. 2023.

EPA. **Frequent questions about EPA's risk assessment of spent foundry sands in soil related applications** | US EPA. 2017, US EPA. Disponível em: <https://www.epa.gov/smm/frequent-questions-about-epas-risk-assessment-spent-foundry-sands-soil-related-applications> Acesso em: mar. 2022.

FEO, G. de; FERRARA, C.; IANNONE, V.; PARENTE, P. Improving the efficacy of municipal solid waste collection with a communicative approach based on easily understandable indicators. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 2380-2390, 2019.

FERRAZZO, S. T.; ARAÚJO, M. T.; BRUSCHI, G. J.; CHAVES, H. M.; KORF, E. P.; CONSOLI, N. C. Mechanical and environmental behavior of waste foundry sand stabilized with alkali-activated sugar cane bagasse ash-eggshell lime binder. **Construction and Building Materials**, v. 383, p. 131313, 2023.

FERREIRA, G. C. S.; DOMINGUES, L. G. F.; TEIXEIRA, I.; PIRES, M. G. S. Viabilidade técnica e ambiental de misturas de solo com areia descartada de fundição. **Transportes**, v. 22, n. 2, p. 62, 2014.

FREITAS L.C.; BARBOSA J.R.; COSTA A.L.C.; BEZERRA F.W.F.; PINTO R.H.H.; CARVALHO JUNIOR R.N. From waste to sustainable industry: How can agro-industrial wastes help in the development of new products? **Resources, Conservation & Recycling**, n. 169, 105466, 2021.

GUNARTI, A.S.S.; RAHARJA, I. Utilization of industrial waste as soil stabilizer to enhance direct shear strength. **Proceedings of the 2Nd Borobudur International Symposium on Science and Technology (Bis-Ste 2020)**, 2021. DOI <http://dx.doi.org/10.2991/aer.k.210810.034>.

GUNEY, Y.; AYDILEK, A. H.; DEMIRKAN, M. M. Geoenvironmental behavior of foundry sand amended mixtures for highway subbases. **Waste Management**, v. 26, n. 9, p. 932-945, 2006.

GUPTA, N.; SIDDIQUE, R.; BELARBI, R. Sustainable and greener self-compacting concrete incorporating industrial by-products: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 284, p. 124803, 2021.

HEIDEMANN M.; NIERWINSKI H.P.; HASTENPFLUG D., BARRA B.S.; PEREZ Y.G. Geotechnical behavior of a compacted waste foundry sand. **Construction and Building Materials**, v. 277, p. 122267, 2021.

HIGGINS, D. Briefing: GGBS and sustainability. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Construction Materials**, v. 160, n. 3, p. 99–101, 2007.

IQBAL, M F; LIU, Q F; AZIM, I. Experimental study on the utilization of waste foundry sand as embankment and structural fill. **Iop Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 474, p. 012042, 2019. IOP Publishing. DOI <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899x/474/1/012042>.

KANG, D., GUPTA, S.C., RANAIVOSON, A.Z., SIEKMEIER, J.; ROBERSON, R. Recycled materials as substitutes for virgin aggregates in road construction: I. hydraulic and mechanical characteristics. **Soil Science Society of America Journal**, 75: 1265-1275, 2011.

KOMONWEERAKET, K.; CETIN, B.; AYDILEK, A. H.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Effects of pH on the leaching mechanisms of elements from fly ash mixed soils. **Fuel**, v. 140, p. 788-802, 2015.

LEON H.B.; CARRETTA M. S.; AZEVEDO M.; CONTI M.; CONSOLI N. C. Statistical analysis of the influence of curing time and temperature on compressive strength of sandy soil stabilized with sustainable binder. **Journal of Testing and Evaluation**, v. 48, n. 3, p. 20180763, 2019.

LEVANDOSKI, W. M. K; FERRAZZO, S. T.; BRUSCHI, G. J.; CONSOLI, N. C.; KORF, E. P. Mechanical and microstructural properties of iron mining tailings stabilized with alkali-activated binder produced from agro-industrial wastes. **Scientific Reports**, v. 13, p. 15754, 2023.

LIU Y.; CHANG C.; NAMDAR A.; SHE Y.; LIN C.; YUAN X.; YANG Q. Stabilization of expansive soil using cementing material from rice husk ash and calcium carbide residue. **Construction and Building Materials**, v. 221, p. 1–11, 2019.

MAKUL, N. Combined use of untreated-waste rice husk ash and foundry sand waste in high-performance self-consolidating concrete. **Results in Materials**, v. 1, p. 100014, 2019.

MALLELA, J.; QUINTUS, H. VON; SMITH, K. L. **Consideration of lime-stabilized layers in mechanistic-empirical pavement design**. Manual, v. 61820, 2004.

MARTINS, G. L. O. **Influência do teor de sílica amorfa na atividade pozolânica de adições minerais altamente reativas**. 149 f. Dissertação (Mestrado) – Estruturas e Construção Civil, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

MOSABERPANA, M. A.; UMAR, S. A. Utilizing rice husk ash as supplement to cementitious materials on performance of ultra high-performance concrete: – A review. **Materials Today Sustainability**, v. 7–8, p. 100030, 2019.

MATOS P.R.; MARCON M.F.; SCHANKOSKI R.A.; PRUDÊNCIO JR L.R. Novel applications of waste foundry sand in conventional and dry-mix concretes. **Journal of Environmental Management**, v. 244, p. 294–303, 2019.

MOAYEDI H.; BABAK A.B.; ABDULLAHI M.M.; NGUYEN H.; RASHID A.S.A. Applications of rice husk ash as green and sustainable biomass. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, p. 117851, 2019.

MONTGOMERY, D. C. **Design and Analysis of Experiments**. 9. ed. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, 2017.

MOLAABASI H.; SEMSANI S.N.; SABERIAN M.; KHAJEH A.; LI J.; HARANDI M. Evaluation of the long-term performance of stabilized sandy soil using binary mixtures: A micro- and macro-level approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 267, p. 122209, 2020.

MORAIS M.; LEVANDOSKI W.M.K.; REIS J.B.; DALLA ROSA F.; KORF E.P. Environmental and technical feasibility of a waste foundry sand applied to pavement granular layers. **Soils and Rocks**, v. 46, n. 1, 2023.

PELISSER, G. **Estudo de um ligante alternativo de cinza de casca de arroz e cal de carbureto para estabilização de areia descartada de fundição**. 2022. 50 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, 2022.

PELISSER G.; FERRAZZO S.T.; MOTA J. D.; SANTOS C. P.; PELISSER C.; DALLA ROSA F.; KORF E. P. Rice husk ash-carbide lime as an alternative binder for waste foundry sand stabilization. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 42176–42191, 2023.

PUSHPAKUMARA, B. H. J.; MENDIS, W. S. W. Suitability of rice husk ash (RHA) with lime as a soil stabilizer in geotechnical applications. **International Journal of Geo-Engineering**, v. 13, n. 14, p. 1–12 2022.

QUARANTA, N; CALIGARIS, M; PELOZO, G. Emissions analysis from various industrial wastes to be used as raw material for ceramics. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, 148. 313–323.

REIS, J. B.; PELISSER G.; LEVANDOSKI W. M. K.; FERRAZZO S. T.; MOTA J. D.; SILVEIRA A. A.; KORF E. P. Experimental investigation of binder based on rice husk ash and eggshell lime on soil stabilization under acidic attack. **Scientific Reports**, v. 12, n. 7542, 2022.

RIOS, S.; DA FONSECA, A. V.; BANGARU, S. S. Silty Sand Stabilized with Different Binders. **Procedia Engineering**, v. 143, p. 187–195, 2016.

SALDANHA, R. B.; ROCHA, C. G.; CAICEDO, A. M. L.; CONSOLI, N. C. Technical and environmental performance of eggshell lime for soil stabilization. **Construction and Building Materials**, v. 298, p. 123648, 2021.

SANTA CATARINA. Lei N° 17.479, de 15 de janeiro de 2018. **Governo de Santa Catarina**, p. 1–6, 2018.

SARGENT, P.; HUGHES P.N.; ROUAINIA M., WHITE M.L. The use of alkali activated waste binders in enhancing the mechanical properties and durability of soft alluvial soils. **Engineering Geology**, v. 152, n. 1, p. 96–108, 2013.

SELVAKUMAR M. *et al.* (ed.). **Sustainable Practices and Innovations in Civil Engineering. Lecture Notes in Civil Engineering**, vol 179, 2022. https://doi-org.ez372.periodicos.capes.gov.br/10.1007/978-981-16-5041-3_16

SHUKLA, A.; GUPTA, N.; GUPTA, A. Development of green concrete using waste marble dust. **Materials Today: Proceedings**, v. 26, p. 2590-2594, 2020.

SIDDIQUE, R.; SINGH, G. Utilization of waste foundry sand (WFS) in concrete manufacturing. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 885-892, 2011.

SILVA, L. M. S. *et al.* Utilization of discarded foundry sand (DFS) and inorganic waste from cellulose and paper industry for the manufacture of glass-ceramic materials. **Cerâmica [online]**, v. 66, n. 380, 2020.

SILVANI, C.; BRAUN, E.; MASUERO, G.B.; CONSOLI, N. C. Behavior of soil–fly ash–lime blends under different curing temperatures. **Procedia Engineering**, v. 143, p. 220-228, 2016.

SINGH, G.; SIDDIQUE, R. Abrasion resistance and strength properties of concrete containing waste foundry sand (WFS). **Construction and Building Materials**, v. 28, n. 1, p. 421-426, 2011.

SINGH, G.; SIDDIQUE, R. Effect of waste foundry sand (WFS) as partial replacement of sand on the strength, ultrasonic pulse velocity and permeability of concrete. **Construction and Building Materials**, v. 26, n. 1, p. 416-422, 2012.

SRIVIDYA, T.; KANNAN RAJKUMAR, P. R.; SIVASAKTHI, M. A; SUJITHA; R., Jeyalakshmi. A state-of-the-art on development of geopolymer concrete and its field applications. **Case Studies in Construction Materials**, v. 16, p. 1-12, 2022.

THAMARAISELVI, N.; SAKTHIESWARAN, N.; BABU, O. G. Improving the performance of mortar containing industrial wastes. **Materials Today: Proceedings**, v. 37, p. 1062-1065, 2021.

TIWARI, A.; SINGH, S.; NAGAR, R. Feasibility assessment for partial replacement of fine aggregate to attain cleaner production perspective in concrete: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 490-507, 2016.

TORRES, A.; BARTLETT, L.; PILGRIM, C. Effect of foundry waste on the mechanical properties of Portland cement concrete. **Construction and Building Materials**, v. 135, p. 674-681, 2017.

VARGAS, A. S. de; SCHNEIDER, E. L. SCHMITZ, G.; AQUIM, P. M. de. Argamassas geopoliméricas à base de cinzas volantes álcali-ativadas contendo areia de fundição. **Cerâmica**, v. 61, n. 359, p. 317-322, 2015.

VISKOCHIL R.; L., HANDY R.; T., DAVIDSON D. Effect of density on strength of lime-fly ash stabilized soil, 1958.

VROM (Ordenamento do Território e Ambiente). 2000. **Meta e intervenção holandesa valores. Ministerie van Volksuisveting Ruimtelijke Ordening em Milieubeheer.** Disponível em: <https://esdat.net/environmental-standards/> Acesso em: 27 jan. 2023.

ZOU, Y.; YANG, T. Rice husk, rice husk ash and their applications. **Rice Bran and Rice Bran Oil**, p. 207-246, 2019.

DESENVOLVIMENTO E CARACTERIZAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO ADSORVENTE PRODUZIDO A PARTIR DE COROA DE ABACAXI, APLICADO NA REMOÇÃO DE *p*-NITROFENOL EM EFLUENTE

Davison José Bezerra de Oliveira Silva
Gabriela Cristina Perusin Flores
Adriana Dervanoski
Gean Delise Leal Pasquali

1 INTRODUÇÃO

O crescimento industrial iniciado no século XVIII fez com que os padrões de consumo humano se elevassem; juntamente com eles, as atividades antrópicas relacionadas à industrialização. Combinado a isto, houve o aumento da poluição lançada ao meio ambiente, sendo que a liberação de efluentes industriais não tratados se acentuou, e estas águas residuárias podem conter quantidades expressivas de compostos químicos e substâncias tóxicas (Enniya *et al.*, 2018). Atualmente vários contaminantes de natureza orgânica e inorgânica podem ser encontrados nas águas, sendo alguns deles persistentes, podendo causar câncer e serem nocivas à saúde humana (Chu *et al.*, 2023; Dutt *et al.*, 2020).

Entre os contaminantes orgânicos há os fenóis, que são compostos derivados de aromáticos que apresentam um ou mais grupos hidroxilas em sua estrutura. Conhecidamente sabe-se que os microrganismos têm uma capacidade limitada de degradar estes tipos de contaminantes presentes em corpos hídricos. Outro problema relacionado a este tipo de substância está no uso do processo de cloração para a desinfecção da água potável, pois a reação entre o cloro e os fenóis resulta na formação dos

clorofenóis e policlorofenóis, que são conhecidamente moléculas com características carcinogênicas (Nobrega *et al.*, 2014).

Na categoria dos compostos fenólicos estão os nitrofenóis, compostos químicos que apresentam o anel benzênico e o grupo hidroxila (OH) e pelo menos um substituinte nitro (NO₂) (Xiong *et al.*, 2019). O *p*-nitrofenol faz parte desta categoria; este composto que pode ser assimilado pelas vias respiratórias, pelo sistema digestivo e pela pele, é bioacumulativo na cadeia alimentar, mutagênico, carcinogênico, capaz também de provocar distúrbios no sangue, complicações nos rins e fígado, envenenamento e danos ao sistema nervoso central. Por se tratar de um composto que apresenta riscos significativos à saúde humana, de animais e meio ambiente, sua presença em águas ou efluentes torna-se um obstáculo para uso ou reuso (Liu *et al.*, 2014). Trata-se de um dos poluentes prioritários da *US Environmental Protection Agency* (US EPA), e sua mineralização em águas residuárias ou efluentes através de métodos tradicionais de tratamento é muitas vezes ineficiente, devido à estabilidade química deste composto (Zheng *et al.*, 2017).

Ao longo dos anos várias técnicas de tratamento de efluentes e águas residuárias foram desenvolvidas, todas com a finalidade de remover e/ou recuperar os contaminantes presentes nestas águas, dentre elas encontram-se: neutralização/precipitação, redução eletroquímica, troca iônica, osmose reversa, separação por membranas, extração por solvente, tratamento biológico, entre outras (Santos, 2016). Todas apresentam vantagens e desvantagens e, portanto, devem ser selecionadas para uso levando-se em consideração alguns parâmetros: eficiência, segurança, simplicidade, geração de lodo, custos de construção, operação e manutenção, espaço necessário a sua implementação e impacto causado no meio receptor (Kelm *et al.*, 2018).

Entre os vários processos de tratamento de efluentes utilizados para a remediação nas indústrias, destacam-se os processos de adsorção, em que é possível utilizar materiais adsorventes de baixo custo, obtidos a partir de subprodutos. A utilização de subprodutos e/ou resíduos agroindustriais para a remoção de contaminantes presentes nos ambientes através da adsorção tem-se destacado em função das grandes quantidades de resíduos produzidos pela agroindústria, que, por sua vez, podem gerar sérios

problemas de disposição final (Oliveira *et al.*, 2018), além da possibilidade de agregar valor a um material que seria descartado.

Para a fabricação de carvões adsorventes, os subprodutos agroindustriais devem apresentar em sua composição preferencialmente altas concentrações de lignina, celulose e hemicelulose, como, por exemplo, cascas, palhas, caroços e turfas, etc. Estes precursores do carvão ativado devem possuir características desejáveis como alto conteúdo fibroso, baixo teor inorgânico em sua composição e certo conteúdo volátil, que irá propiciar porosidade ao carvão produzido (Ouardi *et al.*, 2019). Na fabricação de carvão ativado, as propriedades morfológicas, estruturais, químicas e físico-químicas do carvão resultante e o subsequente comportamento adsorvente dependem muito da natureza da matéria-prima utilizada e do agente ativador utilizado no processo de produção do carvão (Wanyonyi *et al.*, 2014).

Com relação à adsorção, na interface sólido/líquido, as moléculas do adsorbato migram para a superfície do adsorvente ocasionando a mudança da concentração do contaminante (Chu *et al.*, 2023). Esta tecnologia é conhecidamente eficiente na remoção de compostos orgânicos com as características do *p*-nitrofenol.

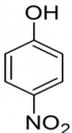
Este contaminante conhecidamente recalcitrante foi utilizado como molécula de padrão para a validação do adsorvente desenvolvido a base de coroa de abacaxi (subproduto da agroindústria). Assim o presente capítulo trata um estudo de caso no qual é abordada a produção do carvão adsorvente desenvolvido a partir de subproduto agroindustrial coroa de abacaxi; será discutido o potencial de uso deste resíduo para a remoção de *p*-nitrofenol, contaminante presente em águas residuárias e efluentes de vários setores industriais.

2 CONTAMINANTE *p*-NITROFENOL EM EFLUENTES E ÁGUAS RESIDUÁRIAS

O *p*-nitrofenol ($C_6H_5NO_3$) é uma das substâncias contaminantes presentes em águas residuárias e efluentes de vários setores industriais, também conhecido como *p*-Hidroxinitrobenzeno ou 4-Nitrofenol. Mesmo

em concentrações inferiores às letais pode provocar danos à biota em ambientes terrestres, aéreos ou aquáticos (Zhang *et al.*, 2018). Este composto, quando em temperatura ambiente, é um sólido amarelo pouco solúvel em água. A Tabela 1 apresenta as características químicas e físico-químicas do *p*-nitrofenol. Este composto orgânico não é encontrado no meio ambiente de forma natural, sendo gerado de forma antrópica (Xiong *et al.*, 2019). Sua entrada nos ambientes ocorre, basicamente, através de volumes líquidos como no lançamento de efluentes industriais e através da aplicação de defensivos agrícolas à base de nitrofenol em lavouras (Pignati *et al.*, 2017).

Tabela 1 – Características químicas e físico-químicas do *p*-nitrofenol

Parâmetro	Valores/Especificação
Fórmula molecular	$C_6H_5NO_3$
Estrutura química	
Peso molecular	139,11 (g. mol ⁻¹)
Ponto de fusão	114 °C
Ponto de ebulição	279 °C
Solubilidade em água (25°C)	Moderadamente solúvel 16 g.L ⁻¹
Raio molecular	0,31 Å
Área superficial	m ² /molécula
pKa	7,15
Odor	Sensível ao olfato a ppm

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

A presença de *p*-nitrofenol em ambientes aquáticos e no solo está associada ao processo de decomposição direta ou intermediária de pesticidas organofosforados: fenitrothion (um inseticida utilizado em soja), metil-paration e etil-paration (tiofosfatos pesticidas) (Lima, 2016). Nos corpos hídricos, este composto, mesmo em concentrações mínimas (0,050 - 0,1 mg.L⁻¹), pode vir a combinar-se com elementos como o cloro, que é usado na desinfecção de água potável e assim conferir odor e sabor

desagradável a essas águas (Peng *et al.*, 2018). Assim, os fenóis como o pentaclorofenol e 2,4,6-triclorofenol são utilizados como padrão de potabilidade segundo a Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, com valores máximos permitidos de $9 \mu\text{g.L}^{-1}$ 0,2, mg.L^{-1} (Brasil, 2021).

Já a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) 357/2005 do Ministério do Meio Ambiente, responsável pela classificação dos corpos de água, define que nas classes de rio 1 e 2 o limite de concentração máxima permitido de fenóis totais é de $0,003 \text{mg.L}^{-1}$ (Brasil, 2005). A Resolução Conama 430/2011, voltada à regulamentação do lançamento de efluentes, como os de despejos industriais, define que estes só poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água se estiverem em concentrações de no máximo $0,5 \text{mg.L}^{-1}$ de fenóis totais (Brasil, 2011). Com base em todos os malefícios apresentados e devido às legislações restritivas com relação à presença de compostos como o *p*-nitrofenol, mostra-se necessária a busca por desenvolvimento e aplicação de tecnologias capazes de mitigar os impactos causados por este contaminante. Desta forma é imprescindível realizar o tratamento adequado desses efluentes antes de serem lançados em seus corpos receptores (Peng *et al.*, 2018).

A literatura apresenta diversos métodos de tratamento que podem ser utilizados na remoção dos nitrofenóis; podem-se citar: tratamento eletroquímico, degradação microbiana, processos oxidativos avançados, oxidação química e adsorção (Guo *et al.*, 2016). O processo de adsorção apresenta algumas vantagens se comparado aos demais, como facilidade operacional e necessidade de projetos simples (Wang *et al.*, 2018).

Industrialmente, quando se aplica a adsorção no tratamento de efluentes o material adsorvente mais utilizado é o carvão ativado comercial em pó. Este é muito usado devido a suas características de alta capacidade de adsorção e simplicidade de *design*. Entretanto, seu valor comercial ainda é custoso e uma das suas fontes de obtenção ainda é o extrativismo mineral (Zheng *et al.*, 2017). Assim o desenvolvimento de adsorventes ou carvões ativados obtidos de subprodutos agroindustriais torna-se uma alternativa para redução do custo do carvão adsorvente e um maneira de agregar valor a subprodutos da agroindústria (Hoppen, 2017).

Os processos adsorptivos têm-se destacado como um método alternativo de alta eficiência para o tratamento de efluentes líquidos, apresentando como principais vantagens menor tempo de processamento e poucas variáveis a serem controladas comparando-se com os métodos convencionais (Enniya *et al.*, 2018).

3 ADSORÇÃO

Dentre as operações unitárias encontra-se o processo de adsorção, que envolve o contato entre um sólido e um fluido; sendo assim, é considerada um fenômeno de superfície: as moléculas que se encontram no líquido ou gás irão se concentrar ou aderir na superfície do material adsorvente, ocorrendo a transferência de massa da fase fluida para a superfície do sólido. São duas as fases entre as quais os constituintes se distribuem diferentemente, existindo, então, uma tendência de acumulação de uma substância sobre a superfície da outra (Torrellas *et al.*, 2017; Zhan, 2016).

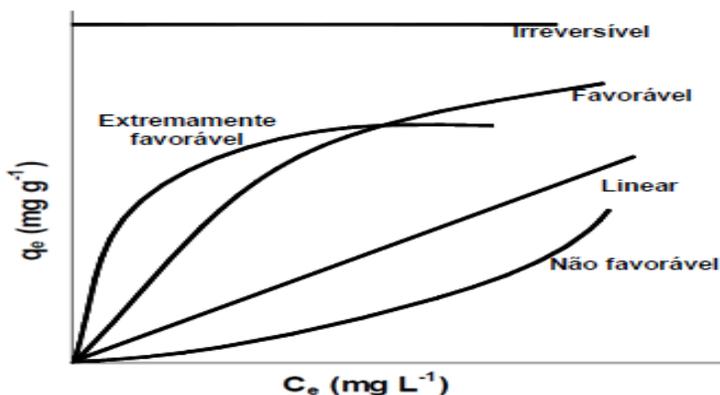
Em adsorção em fase líquida, este fenômeno de superfície ocorre através de interações entre o adsorvente, o solvente e o adsorbato (Alessandretti *et al.*, 2021; Chu *et al.*, 2023). A afinidade existente entre o adsorvente e o adsorbato irá criar forças de interação que normalmente controlam o processo de adsorção, tendo, então, papel muito significativo (Peng, 2018). A adsorção é um processo que, além de envolver as características intrínsecas do material adsorvente e do adsorbato, depende ainda de fatores como as condições operacionais (temperatura, concentração do adsorbato, natureza e massa do adsorvente, porosidade e seu estado de agregação, pH, tamanho de partícula, tempo de contato e velocidade de agitação) (Oliveira *et al.*, 2018). O grau de intensidade obtido na adsorção pode ser expresso através da capacidade adsorptiva “*q*” em mg.g^{-1} , que mede a quantidade de adsorbato adsorvida por grama de adsorvente (Wang *et al.*, 2018).

A escolha do adsorvente é um dos parâmetros que determina a eficiência da adsorção, pois deve-se levar em conta se este apresenta seletividade, alta capacidade adsorptiva e longevidade, podendo ser

reutilizado. De preferência, este deve também estar disponível em grandes quantidades e a um baixo custo (Rocha *et al.*, 2012).

A forma quantitativa de se avaliar o processo de adsorção é através de isotermas. Para isto, podem ser utilizados procedimentos experimentais considerados simples, necessitando basicamente que a solução contendo o componente a ser adsorvido (adsorbato) entre em contato com diferentes massas de adsorvente, até que o sistema atinja o equilíbrio de adsorção (Xiong, 2019). Uma vez que o equilíbrio é atingido, pode-se obter a concentração do adsorbato no equilíbrio (C_e mg.L^{-1}) e a quantidade de material adsorvido por grama de adsorvente (q_e em mg.g^{-1}) (Bahdod *et al.*, 2009). Os gráficos obtidos são as isotermas e podem apresentar-se de várias formas, fornecendo informações importantes sobre o mecanismo de adsorção. Elas mostram a relação de equilíbrio entre a concentração na fase fluida e a concentração nas partículas adsorventes em uma determinada temperatura (Zheng, 2017). Na Figura 1, estão apresentadas algumas formas mais comuns para as isotermas de adsorção.

Figura 1 – Tipos de isotermas de adsorção



Fonte: Ferreira (2011).

Dentre as diferentes formas de isotermas de adsorção apresentadas na Figura 1, a forma côncava é dita não favorável, pois mesmo para grandes concentrações de adsorbato na solução em equilíbrio existem quantidades muito baixas de adsorbato presentes no material

adsorvente. A isoterma irreversível evidencia que a quantidade adsorvida é independente da concentração de adsorbato. A isoterma linear passa pela origem e a quantidade adsorvida é proporcional à concentração do fluido. Já as isotermas convexas são ditas favoráveis, pois a capacidade de adsorção aumenta rapidamente com a concentração C_e e grandes quantidades adsorvidas podem ser obtidas com baixas concentrações de soluto sendo possível obter a capacidade máxima de sorção usando modelos matemáticos (Tonucci, 2014).

3.1 CARVÃO ATIVADO

O carvão ativado é um material adsorvente que apresenta alta porosidade, tendo como característica a capacidade de coletar e reter de forma seletiva, gases, líquidos ou impurezas, que ficam aderidas no interior dos seus poros, proporcionando assim poder de remoção de contaminantes, clarificação, desodorização e purificação de fluidos líquidos ou gasosos (Benmahdi *et al.*, 2019). Estes adsorventes são produzidos, majoritariamente, utilizando materiais carbonáceos que podem ser de origem mineral ou vegetal, que, através do processo de pirólise, passam por reações químicas, sofrendo volatilização e remoção de produtos moleculares, enquanto o material carbonáceo residual é ativado (Maldonado *et al.*, 2016).

Os grupos químicos superficiais presentes nos materiais precursores irão influenciar nas características do adsorvente resultante (polaridade, acidez, reatividade catalítica, elétrica e química) (Linhares *et al.*, 2016).

Com relação à ativação, os processos mais comuns são a ativação física e a ativação química. A ativação física envolve duas etapas: (i) carbonização e (ii) gaseificação de controle usando uma corrente de gás (O_2 , CO_2 , H_2O) a altas temperaturas. No processo de ativação química, a matéria-prima é impregnada por um agente químico, como, por exemplo, ácidos e bases (H_3PO_4 , H_2SO_4 , H_3BO_3 , KOH, NaOH, entre outros) (Enniya *et al.*, 2018).

A ativação química usando, por exemplo, soluções de ácido fosfórico a temperaturas moderadas gera, em alguns materiais lignocelulósticos, reações de desidratação na estrutura carbonácea, clivagem de ligações, catalisada por ácidos biopoliméricos presentes nos precursores

lignocelulósicos, com formação de pontes de polifosfato que os fragmentos de biopolímeros reticulam, e o material carbonáceo desenvolve grupos funcionais oxigenados, que têm papel importante na capacidade de adsorção de compostos polares. A inclusão de grupos de fosfato em ponte impulsiona um processo de intumescimento que, após a remoção do ácido, deixa a matriz em um estado expandido com uma estrutura porosa acessível, conferindo ao carvão boa porosidade e alta área superficial com um grau equilibrado de porcentagens de micro e mesoporos, úteis para uma ampla gama de aplicações como adsorvente (Maia *et al.*, 2010).

A porosidade é caracterizada pela distribuição dos microcristais presentes no carvão, e, quando esta é elevada, há aumento de sua área de contato (Ruthven, 1984). Sendo assim, a distribuição do tamanho de poros é um aspecto importante e os carvões ativados podem ser classificados como microporosos, mesoporosos e macroporosos. São produzidos, principalmente, carvões ativados microporosos e mesoporosos, sendo a maioria dos carvões ativados fabricados são microporosos (Torrellas *et al.*, 2017). A Tabela 2 relaciona a porosidade e algumas características físicas dos carvões ativados.

Tabela 2 – Propriedades físicas do carvão de acordo com a porosidade

Caracterização	Microporos	Mesoporos	Macroporos
Diâmetro (Å)	<20	20-500	>500
Volume de poro (cm ³ /g)	0,15-0,5	0,02- 0,1	0,2-0,5
Área superficial (m ² /g)	100-1000	10-100	0,5 – 2
[Massa específica da partícula 0,6 a 0,8 (g/cm ³); porosidade 0,4 a 0,6].			

Fonte: Ruthven (1984).

Além da distribuição do tamanho de poros, as análises qualitativas e quantitativas de grupos funcionais expostos na superfície externa também são fatores relevantes na avaliação da capacidade de adsorção. Os tamanhos de poros presentes no carvão ativado são responsáveis por fornecerem maior ou menor capacidade de adsorção, pois estão correlacionados com as dimensões das moléculas do adsorbato a ser removido: a adsorção

de moléculas contaminantes menores se relaciona com o volume de microporoso e a adsorção de moléculas maiores está relacionada mais diretamente com o volume de meso e macroporos (Kruppa; Cannon, 1996).

3.2 SUBPRODUTO DA AGROINDÚSTRIA: COROA DE ABACAXI (ANANAS COMOSUS)

O abacaxi (*Ananas comosus*) é um fruto composto, constituído por 100 a 200 frutinhos do tipo baga, sendo, provavelmente, originário do Brasil, Paraguai e nordeste da Argentina. Seu peso depende da variedade, mas geralmente encontra-se entre 1 e 2,5 kg (Embrapa, 2017).

Os principais produtos da industrialização do abacaxi são a fruta em calda (fatias ou pedaços) e o suco pasteurizado (concentrado ou não), seguidos pela produção de doces, bolos, compotas e geleias. Além dos produtos tradicionais industrializados do abacaxi, alguns estudos mostram a viabilidade de se produzir álcool de uso farmacêutico, vinhos, ácido cítrico, vinagre e amido comercial (Sebrae, 2019). Os resíduos provenientes do uso industrial do abacaxi são utilizados, basicamente, na alimentação animal (Sebrae, 2019). Alguns dados de produção do abacaxi são apresentados na Tabela 3. O Brasil ocupa o segundo lugar mundial de produção dessa cultura. O abacaxi é produzido em quase todos os estados brasileiros, sendo umas das frutas mais produzidas no país. As regiões com maior produção de abacaxi são o Nordeste e o Norte, com 40% e 25% da produção nacional respectivamente (Carvalho *et al.*, 2018).

Tabela 3 – Dados referentes à produção anual de abacaxi no Brasil

Produção de abacaxi no Brasil - 2017	
Área Colhida (ha)	70.259
Volume de Produção (T)	1.704.403
Exportação Fruta (kg)	4.049.522
Exportação Suco (kg)	7.489.088
Rendimento R\$	750.000,000

Fonte: Carvalho *et al.* (2018).

Levando em consideração o grande volume de resíduo gerado proveniente da produção de abacaxi, escolheu-se este subproduto para estudo e desenvolvimento de um adsorvente capaz de remover o composto aromático *p*-nitrofenol, tendo como objetivo reduzir ao máximo a carga deste contaminante em efluente sintético. Na seção seguinte, há um fluxograma (Figura 2) mostrando as etapas de produção do adsorvente (fase de coleta até sua aplicação), bem como a etapa de caracterização do material desenvolvido e os testes de remoção do contaminante.

4 ESTUDO DE CASO: UTILIZAÇÃO DO CARVÃO PRODUZIDO A PARTIR DE COROA ABACAXI (*Ananas comosus*) NA REMOÇÃO DO *p*-NITROFENOL

Para a produção do carvão adsorvente a partir de subproduto agroindustrial coroa de abacaxi, seguiram-se algumas etapas experimentais que são apresentadas no fluxograma (Figura 2). Alguns fatores obrigatoriamente devem ser avaliados quando se desenvolve um material adsorvente, para fins de verificar qual seu potencial uso na remoção de contaminantes presentes em efluentes ou águas residuárias.

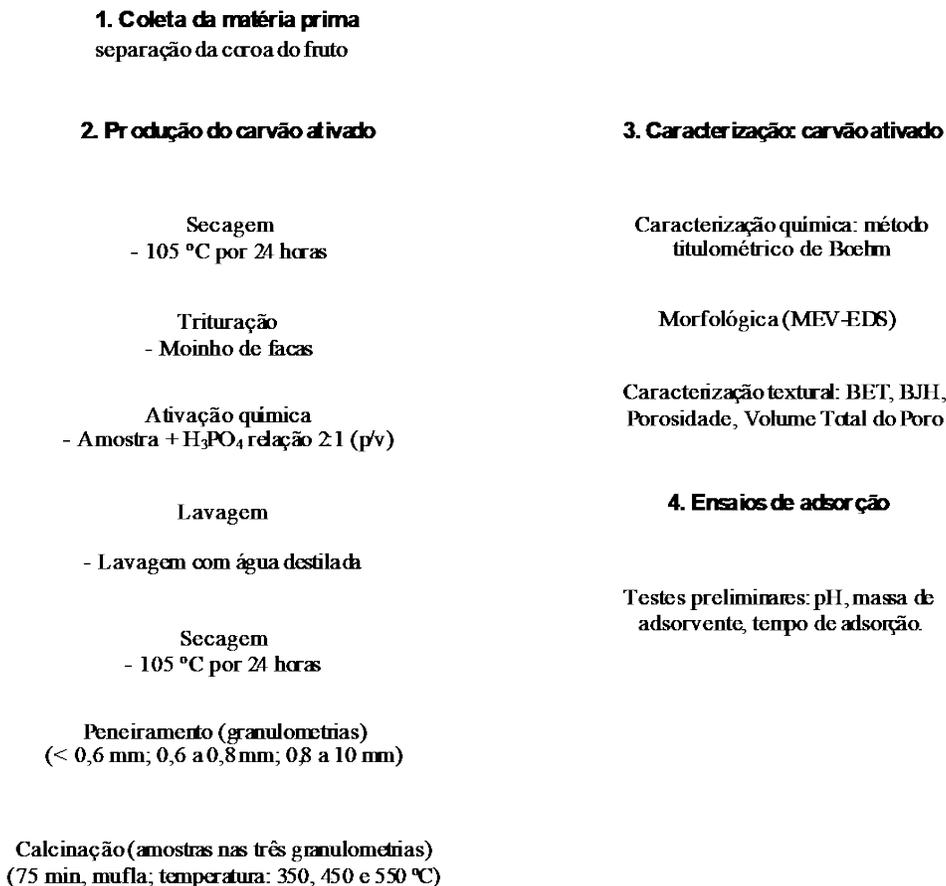
Assim, após o preparo do material adsorvente, avaliaram-se também as características físicas, químicas e morfológicas, e desta forma verificou-se qual sua área superficial, porosidade, grupos funcionais, morfologia, etc. Estes fatores irão determinar a viabilidade de uso do material para o processo de descontaminação do efluente.

Etapas de desenvolvimento do material adsorvente produzido a partir de coroa de abacaxi e aplicação na remoção do p-nitrofenol

- **Etapa 1-** Nesta etapa o material precursor do adsorvente, a coroa de abacaxi, foi separado do restante do resíduo do fruto.
- **Etapa 2-** A produção do material adsorvente envolveu uma série de procedimentos (secagem, trituração, ativação química, lavagem para remoção de resíduos químicos, secagem, granulometria e calcinação) e rendimento.

Após a etapas 1 e 2 concluídas, avaliou-se o rendimento do material obtido, pois, em se tratando de um resíduo lignocelulósico, parte acaba por se perder durante o processo de calcinação, por isso a presença de fibras no material precursor do adsorvente é desejável.

Figura 2 – Fluxograma de produção do carvão ativado



Fonte: elaborado pelos autores (2024).

No caso deste estudo, a coroa de abacaxi resultou em um rendimento de 61,24% em massa de material sólido resultante (Tabela 4).

Tabela 4 – Rendimentos da produção do carvão ativado obtido a partir de coroa de abacaxi

Material precursor do carvão	Rendimento por etapa			Rend. Final R_{Final}
	Secagem R_s	Ativação Química R_{AQ}	Lavagem R_L	
Coroa de Abacaxi	68,12%	64,13%	93,45%	61,24%

* Granulometria (G)<0,6 mm e temperatura de calcinação (TC) igual a 550°C.

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Um comparativo com o carvão ativado produzido com resíduo de casca de acácia negra (Linhares *et al.*, 2016), vagens de flamboyant (Vargas, 2010) e caroço de açaí (Cruz Junior, 2010), que apresentaram rendimentos finais iguais a 40%, 28% e 42% respectivamente, revela que o carvão ativado produzido a partir de coroa de abacaxi apresenta bom rendimento, mostrando assim a possibilidade de uma produção em ampliação de escala.

- **Etapa 3** - Caracterização do material adsorvente produzido. Nesta etapa do estudo foi realizada uma série de análises, que apresentaram como finalidade saber qual o potencial de uso do material produzido, e para a remoção de qual tipo de contaminante este adsorvente pode ser utilizado.

Na caracterização do adsorvente produzido foram realizadas as seguintes análises: Método titulométrico de Boehm (Boehm, 2002), para determinação dos grupos químicos dominantes na superfície do carvão; Método de Brunauer, Emmett e Teller (Adsorção B.E.T.), para estimar a área de superfície do adsorvente; Método BJH (Barret, Joyner e Halenda), que fornece a distribuição de tamanho de poros; Porosidade do Material, Volume Total de Poros (VTP), que fornece o volume total de poro; e Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), metodologia baseada na emissão dispersiva de raios X (EDS) para a obtenção de micrografias com informações estruturais e químicas das amostras do carvão.

Para a caracterização química do carvão ativado foi realizada a determinação dos elementos químicos e grupos funcionais predominantes, na superfície do adsorvente (método titulométrico de Boehm). Na Tabela 5 encontram-se os resultados obtidos quando da determinação dos grupos funcionais presentes na superfície do carvão ativado produzido.

Tabela 5 – Grupos funcionais de superfície presentes no carvão ativado produzido

Procedência do carvão ativado	Grupos Funcionais (mEq.g-1)				
	GAT	GBT	AC	F	L
Coroa de Abacaxi	0,16	0,29	0,01	n.d	n.d

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

* GAT grupos ácidos totais; GBT grupo básicos totais; AC ácidos carboxílicos; F fenóis; L lactonas; n.d. não detectado.

** Granulometria (G)<0,6 mm e temperatura de calcinação (TC) igual a 550°C.

Através dos resultados dos grupos funcionais encontrados na parte superficial do carvão ativado, observou-se que há predominância de grupos básicos. Desta forma, o uso deste carvão adsorvente terá maior eficiência em pH ácido, confirmando assim os resultados obtidos quando da avaliação da influência do pH no processo de adsorção. Outra informação importante para avaliar o material adsorvente produzido são os elementos químicos presentes no material e suas quantidades. A análise que nos permite verificar estas informações se chama análise pontual de elementos químicos (Microscopia Eletrônica de Varredura – MEV). A seguir temos o exemplo desta análise para o material apresentado neste estudo (Tabela 6). A Tabela 6 apresenta os resultados percentuais da análise pontual obtida no MEV para o carvão ativado proveniente da coroa de abacaxi.

Tabela 6 – Análise pontual do carvão ativado obtido a partir da coroa de abacaxi

Elemento	% em massa
C	26,2
P	22,5
Si	11,6
Na	21,6
Ca	9,4
K	5,7
Mg	3,0

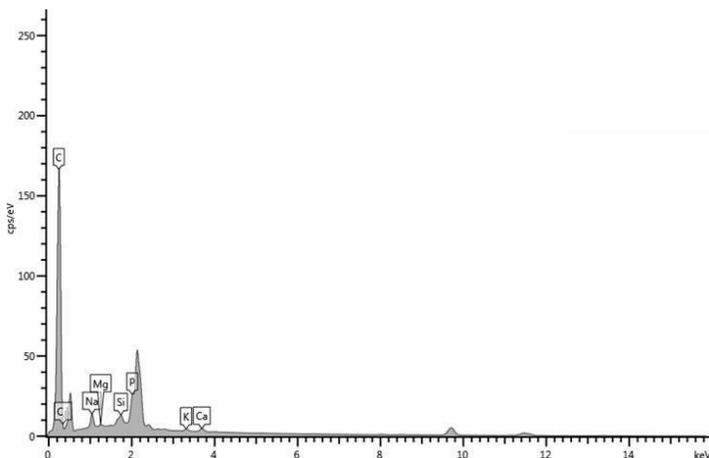
Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* C Carbono; P Fosforo; Na Sódio; Si Silício; Ca Cálcio; K Potássio; Mg Magnésio

** Granulometria (G)<0,6mm e temperatura de calcinação (TC) igual a 550°C

Na Figura 3 encontra-se o espectro do carvão ativado produzido, estes resultados foram obtidos através da espectrometria de energia dispersiva de raios X (EDAX) no MEV. A amostra do carvão ativado apresentou valores percentuais altos para os elementos carbono (26,2%), fósforo (22,5%) e sódio (21,6%). A presença do carbono se dá em função do material precursor utilizado para a produção do carvão ativado, o qual continha grande quantidade de matéria orgânica por se tratar de subproduto agroindustrial. Para os percentuais consideravelmente altos de fósforo e sódio, uma possível explicação pode estar relacionada com os resquícios das etapas de produção do carvão.

Figura 3 – Espectro do MEV para amostra do carvão ativado de coroa de abacaxi



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

A presença do fósforo é justificada devido ao processo de ativação química do carvão: utilizou-se o ácido fosfórico (H_3PO_4) nas misturas que precedem a calcinação/mineralização (subproduto agroindustrial + H_3PO_4 1:1), assim, na superfície do carvão, possivelmente deve haver a presença de compostos fosforados e/ou resquícios de excesso de H_3PO_4 utilizado na ativação química. Já para o sódio uma possibilidade é o sódio superficial resultante da etapa de lavagem do carvão ativado, em que foi utilizado o bicarbonato de sódio. Compostos fosforados e com íon sódio se comportam melhor em termos de reatividade em pH baixo, o que corrobora os melhores resultados de interação em meio ácido (Huong *et al.*, 2016; Muranaka, 2010) e adsorção de *p*-nitrofenol obtidos na sequência deste trabalho. No carvão foram detectadas ainda porcentagens de potássio (5,7%), cálcio (9,4%), silício (11,6%) e magnésio (3%).

Quanto às características texturais do material adsorvente, estas foram obtidas pela análise de BET (Método B.E.T. - Brunauer, Emmett e Teller), que permite determinar a área superficial do adsorvente e assim visualizar seu potencial de uso. Outra informação bastante relevante é quanto à distribuição e ao tamanho de poros, pois, conhecendo o

contaminante, podemos verificar se o material será eficiente na remoção de moléculas específicas, isto devido ao tamanho destas – se existe possibilidade do contaminante ser adsorvido pelos poros presentes no material adsorvente.

Para os processos adsorptivos, a medida da área superficial por grama de material adsorvente é um importante parâmetro, pois em grande parte dos casos está diretamente ligado à eficiência do processo. O método de isoterma de adsorção B.E.T. (Brunauer, Emmett e Teller) fornece a área superficial do carvão em estudo a partir da relação dos valores obtidos das isotermas de adsorção de um determinado gás (nitrogênio a 77K) com a área específica da amostra do carvão analisado. Para o carvão ativado produzido a partir de coroa de abacaxi, o valor da área superficial obtido a partir do BET foi igual a 857,92 m².g⁻¹. A Tabela 7 apresenta valores de área superficial para carvões encontrados na literatura.

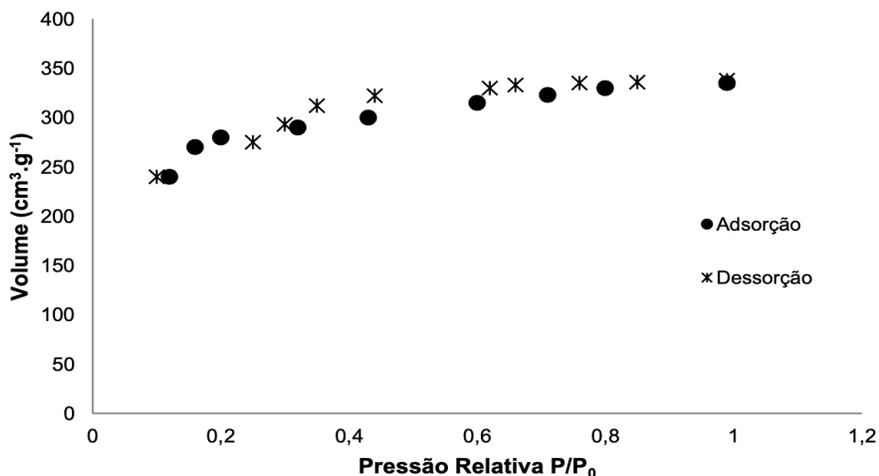
Tabela 7 – Valores de área superficial para o carvão ativado obtido a partir da coroa de abacaxi

Material precursor do carvão	Área superficial BET (m².g⁻¹)	Referência
Coroa de abacaxi	858	Este trabalho
Aguapé	640	Santana <i>et al.</i> , 2014
Casca de arroz	236	Rashwan e Girgis, 2014

Fonte: elaborada pelos autores (2023).

Assim, o carvão produzido neste estudo possui boa área superficial quando comparado com carvões ativados comerciais que possuem áreas superficiais geralmente entre 700 - 1200 m².g⁻¹ (Brum *et al.*, 2008), ou quando comparado com outros carvões produzidos com subprodutos da agroindústria. A Figura 4 apresenta as isotermas de adsorção e dessorção para o N₂ a temperatura de 77 K.

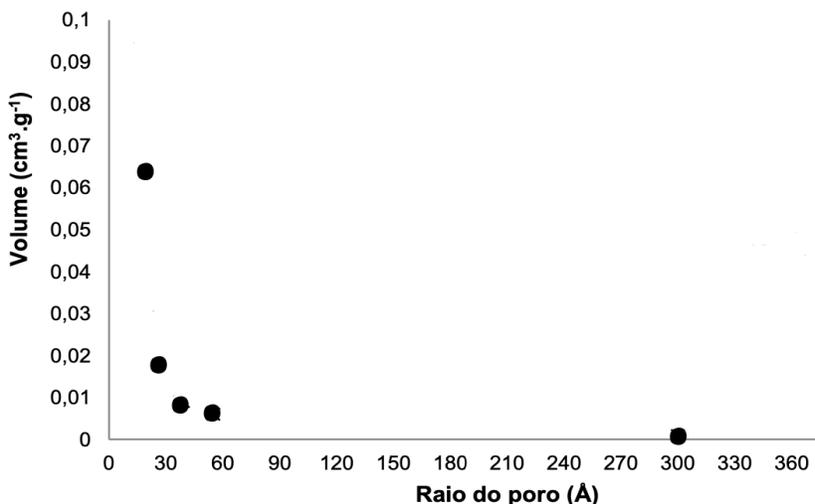
Figura 4 – Isotermas de adsorção e dessorção de nitrogênio aa 77 K do carvão ativado de coroa de abacaxi



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Analisando a Figura 4, obtida para o carvão ativado em estudo, verificou-se que a isoterma não apresenta histerese; assim, pela classificação proposta por Brunauer, a isoterma desse tipo é comumente obtida para materiais microporosos (Cavalcante, 1998). Já na Figura 5 foi apresentada a distribuição do tamanho dos poros, para a amostra de carvão ativado estudado, que segundo o método BJH (Barret, Joyner e Halenda) relaciona a distribuição volumes e o raio dos poros das amostras (angstroms Å).

Figura 5 – Distribuição do tamanho dos poros do carvão ativado pelo método BJH



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Pela análise da Figura 5, observou-se a distribuição do tamanho dos poros do carvão ativado estudado, sendo possível inferir que, no caso da amostra do carvão em questão, existe uma maior quantidade de poros com raio na faixa de 20 Å, o que caracteriza o carvão como microporoso. A Tabela 8 apresenta os resultados de parâmetros físicos e características texturais da amostra analisada do adsorvente desenvolvido.

Tabela 8 – Parâmetros físicos e características texturais do adsorvente

Procedência do carvão ativado	Área superficial (m².g⁻¹)	VTP (cm³.g⁻¹)	Raio médio dos poros (Å)	Distribuição de poros (Å)
Coroa de sbacaxi	857,92	0,57	24,14	15 a 300

VTP: volume total de poro.

Fonte: elaborada pelos autores (2024).

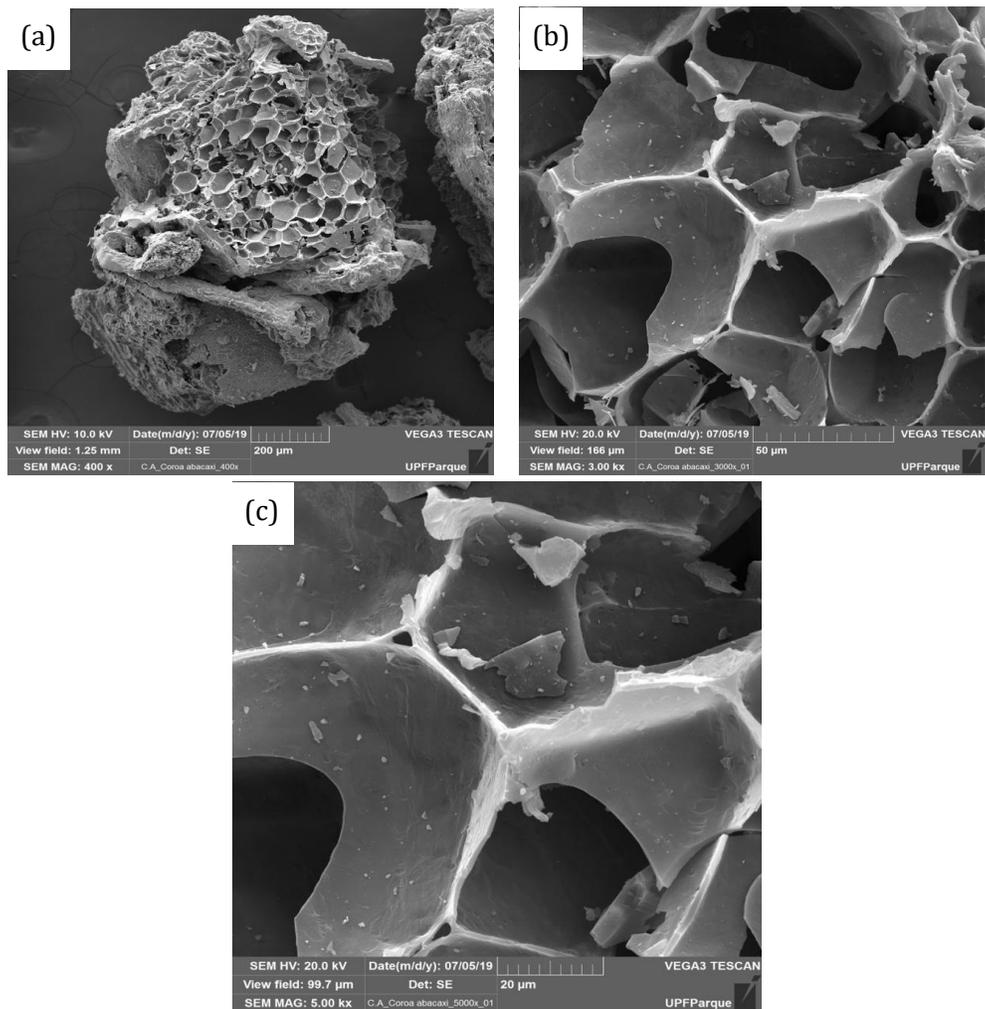
Como se verifica na Tabela 8, o carvão ativado apresentou um grande valor de área superficial, raio médio de poro baixo (microporosos) e possui um grande volume de poros, o que evidencia boas características para os processos adsorptivos (Sales, 2015). Com relação aos valores de raio médio de poro do carvão ativado proveniente da coroa de abacaxi (24,14 Å), observou-se que este raio é superior ao raio da molécula do *p*-nitrofenol presente na Tabela 1 (3,1 Å), sendo esta característica favorável ao processo adsorptivo do *p*-nitrofenol no carvão ativado produzido.

Quanto à caracterização morfológica do material adsorvente, é obtida através da análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) com a finalidade de se ter uma ideia de como são os poros, sua distribuição e estrutura. As imagens de MEV da superfície do carvão ativado são apresentadas na Figura 6 com ampliação de 400, 3.000 e 5.000 vezes.

Através das imagens obtidas pelo MEV, pode-se observar que o carvão ativado produzido apresenta estruturas dos tipos alveolares e lamelares, sendo consideradas características morfológicas boas em se tratando de material para destinação ao uso em processos adsorptivos (Linhares *et al.*, 2016), o que mostra que o material desenvolvido pode ser utilizado no tratamento de efluentes com foco na remoção de contaminantes recalcitrantes.

Neste estudo, após a caracterização, verificou-se que o material produzido a partir da coroa de abacaxi poderia ser utilizado no tratamento de efluentes contendo o *p*-nitrofenol.

Figura 6 – Micrografias do carvão ativado produzido a partir de coroa de abacaxi: (a) 400 x; (b) 3.000 x; (c) 5.000 x de ampliação



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

* Micrografias carvão ativado de coroa de abacaxi com aumento de 400, 3.000 e 5.000 vezes, respectivamente.

** Granulometria (G)<0,6mm e temperatura de calcinação (TC) igual a 550°C.

- **Etapa 4 – Ensaio de adsorção:** esta última etapa do estudo de caso consistiu na aplicação do material adsorvente desenvolvido, para assim verificar seu nível de eficiência quando utilizado como descontaminante em efluente contendo o *p*-nitrofenol.

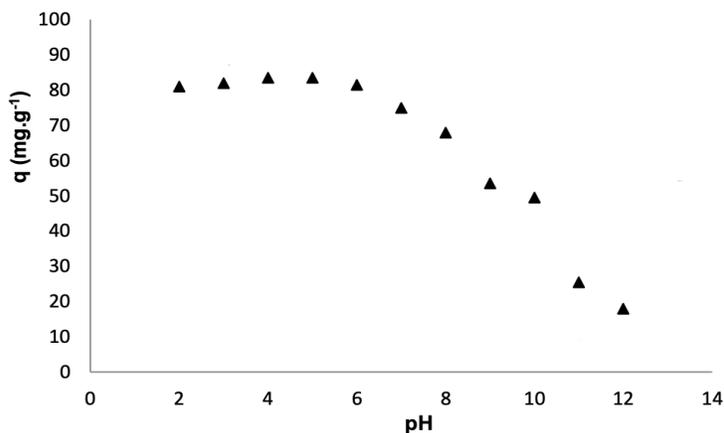
- Estudo da influência do pH inicial da solução contendo p-nitrofenol na adsorção

Para verificar a qualidade do adsorvente (carvão ativado produzido a partir da coroa de abacaxi), alguns testes foram obrigatórios, como a avaliação do pH inicial e o tempo de contato entre o adsorvente-adsorvato (cinética), pois ambos podem influenciar no resultado da capacidade adsortiva (Oliveira *et al.*, 2018). A massa de adsorvente também foi uma variável verificada, pois encontra-se diretamente relacionada à capacidade de adsorção do material, e assim à porcentagem de remoção do contaminante (Sales, 2015). Nos ensaios adsortivos para a avaliação do pH utilizou-se o carvão adsorvente calcinado a 450 °C, visto que não houve diferenças significativas nas suas características físico-químicas comparativamente ao de 550 °C, granulometria de 0,6 a 0,8 mm, velocidade de agitação de 75 rpm em temperatura de 20 °C.

Para avaliar o efeito do pH inicial do efluente sintético contendo o *p*-nitrofenol, foi utilizada nos experimentos de adsorção a concentração de 100 mg.L⁻¹ do contaminante (Huong *et al.*, 2016), nos pHs de 2 até 12, ajustados quando necessário com soluções de ácido clorídrico (0,1 mol.L⁻¹) ou hidróxido de sódio (0,1 mol.L⁻¹); o tempo utilizado nestes ensaios foi de 60 minutos, e a massa de adsorvente, de 1 g.L⁻¹ (Huong *et al.*, 2016).

A Figura 7 apresenta os resultados obtidos variando o pH inicial do efluente sintético contendo o *p*-nitrofenol; estes ensaios foram realizados a fim de verificar o efeito desta variável na adsorção do contaminante.

Figura 7 – Efeito do pH inicial da solução *p*-nitrofenólica na capacidade adsortiva do carvão ativado produzido (Co *p*-nitrofenol = 100 mg.L⁻¹)



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Os resultados mostraram que após a realização do processo de adsorção houve um aumento no pH do sistema, ou seja, o pH partiu de 5,5 (pH_{inicial}) para o pH_{final} de 6,5. Este comportamento sugere a ocorrência da neutralização do pH do meio pela presença de grupos básicos do carvão ativado, o que vai ao encontro dos resultados da caracterização deste adsorvente. A Figura 7 também mostra que a adsorção de *p*-nitrofenol foi mais efetiva quando o efluente sintético se encontrava em pH inicial na faixa ácida (pH entre 2 e 6). Já para pHs alcalinos observou-se uma menor capacidade adsortiva.

O pH natural do efluente sintético contendo o *p*-nitrofenol é em torno de 5,5, isso se mostrou uma informação relevante, visto que a faixa ácida foi onde se obteve melhores resultados de adsorção. Assim optou-se por utilizar este pH 5,5 nos demais experimentos realizados neste estudo. Tal escolha foi conveniente e economicamente interessante, pois eliminou gastos com reagentes necessários para acidificar ou alcalinizar o efluente sintético.

O pH da solução ou efluente pode afetar as cargas superficiais do adsorvente e também influenciar na ionização dos solutos presentes

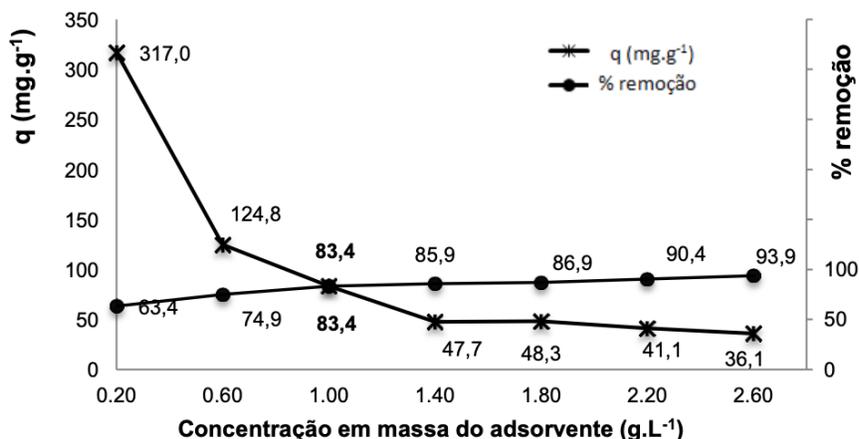
no meio (Muranaka *et al.*, 2010). O *p*-nitrofenol tem $pK_a = 7,15$, ou seja, sua principal forma existente em meio ácido é uma mistura de moléculas e íons negativos, mostrando melhor adsorção em resposta à força combinada originada da interação molecular e interação com as possíveis quantidades de cátions localizados na superfície do carvão ativado (Shaoqing *et al.*, 2010). Em pH mais baixo ocorre adsorção de compostos fenólicos nos sítios carbonilas (geralmente presentes em carvões ativados) (Huong *et al.*, 2016). Para condição alcalina, o comportamento de adsorção do *p*-nitrofenol enfraqueceu, possivelmente devido a repulsões eletrostáticas entre o *p*-nitrofenol dissociado e os grupos (OH⁻) característicos de meios básicos (Zheng *et al.*, 2017).

- Estudo da concentração do adsorvente

Com a finalidade de avaliar a relação entre a concentração do adsorvente e o percentual (%) de remoção do adsorbato (*p*-nitrofenol), e obter o valor de capacidade adsortiva (*q*) do carvão ativado desenvolvido, foram testadas as seguintes concentrações do adsorvente: 0,2 g; 0,6 g; 1,0 g; 1,4 g; 1,8 g; 2,2 g; 2,6 g por litro de efluente sintético contendo *p*-nitrofenol. O pH inicial utilizado foi de aproximadamente 5,5, sendo o tempo de contato de 60 minutos, e a concentração do *p*-nitrofenol utilizada de 100 mg.L⁻¹. Estes ensaios foram utilizados para se obter a concentração de adsorvente ótima (massa carvão ativado de coroa de abacaxi) a ser utilizada para a melhor resposta de capacidade adsortiva.

Através dos resultados apresentados na Figura 8 observa-se que o aumento na concentração do adsorvente resulta em um aumento na remoção da porcentagem do contaminante *p*-nitrofenol, podendo-se chegar a valores próximos a 100% de remoção. Este comportamento deve estar associado ao aumento dos sítios ativos de adsorção presentes no meio, haja vista o aumento na massa utilizado no sistema. No entanto, pode-se verificar também que a capacidade adsortiva diminui com o aumento da massa de adsorvente; este efeito pode estar ligado à redução na relação de equilíbrio entre concentração de adsorvente e concentração adsorbato dentro do sistema (Rocha, 2012).

Figura 8 – Efeito da variação da concentração do adsorvente preparado a partir da coroa de abacaxi na adsorção de *p*-nitrofenol (Co de *p*-nitrofenol = 100 mg.L⁻¹)



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

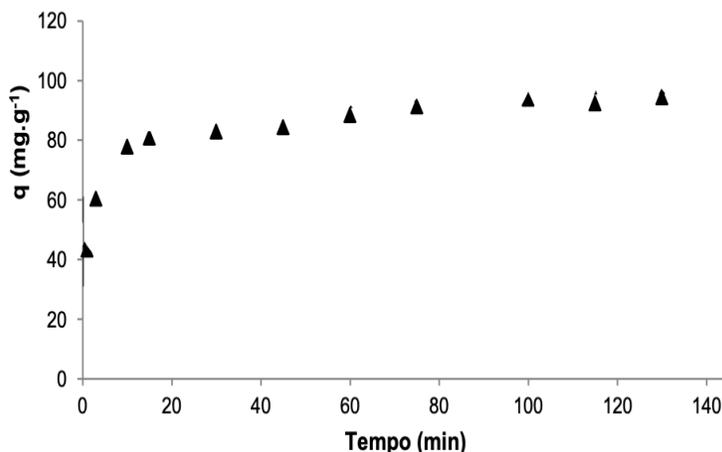
Ao analisar a Figura 8, também se observou que a intersecção entre as curvas de adsorção do *p*-nitrofenol em remoção (%) e massa de adsorvente ocorreu no 3º ponto (1,0 g.L⁻¹), onde a capacidade adsorptiva do carvão ativado em remover o *p*-nitrofenol foi igual a 83,9%, ou seja, 83,9 mg de contaminante por 1 g de adsorvente – sendo esta a massa de adsorvente (1,0 g.L⁻¹) escolhida para a realização dos ensaios de cinéticos de adsorção subsequentes.

- Estudo cinético inicial

Para verificar o comportamento cinético do adsorvente na remoção do contaminante, foram avaliados os seguintes tempos: 0, 1, 3, 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 100, 115, 130, 145 minutos. Já a concentração de carvão adsorvente utilizada neste estudo foi de 1 g.L⁻¹. Para o efluente sintético contendo o *p*-nitrofenol utilizou-se a concentração inicial de 100 mg.L⁻¹ e o pH 5,5. Os resultados de capacidade adsorptiva podem ser encontrados na Figura 9, a qual apresenta a constatação de que a adsorção de *p*-nitrofenol pode ser considerada rápida e favorável para o carvão ativado produzido de coroa de abacaxi, pois a maior parte do

contaminante foi removida nos primeiros 20 minutos. A adsorção rápida está relacionada à possibilidade de os processos de sorção ocorrerem na zona da superfície do adsorvente de forma bem mais acentuada em relação à adsorção nos microporos (Shan *et al.*, 2016).

Figura 9 – Estudo cinético inicial do processo de adsorção do *p*-nitrofenol em carvão ativado produzido a partir da coroa de abacaxi



Fonte: elaborada pelos autores (2024).

Observou-se também que o equilíbrio do processo de adsorção ocorre em aproximadamente 100 minutos de contato entre o adsorvente e o adsorbato (*p*-nitrofenol).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dos resultados obtidos verificou-se um rendimento de 61,24% de adsorvente (carvão ativado produzido); este resultado foi considerado positivo, visto estar dentro dos valores encontrados na literatura. A área superficial e a porosidade do material adsorvente produzido foram adequadas (área superficial: 857,92 m².g⁻¹, microporoso), atribuindo assim potencial de uso do material para a remoção de contaminantes em águas ou efluentes.

A capacidade máxima de adsorção obtida na remoção do *p*-nitrofenol foi na faixa ácida de pH (2 - 6), sendo escolhido o pH 5,5. No presente estudo observou-se que, aumentando a concentração do adsorvente, há um favorecimento na remoção do contaminante e uma redução na capacidade adsortiva. A interseção entre as curvas foi no 3º ponto (concentração do adsorvente igual a 1,0 g.L⁻¹), sendo obtidos valor de capacidade adsortiva 83,9 mg.g⁻¹ e porcentagem de remoção alta, igual a 83,9%, para o carvão ativado de coroa de abacaxi. Através do estudo cinético constatou-se uma adsorção rápida e favorável: a maior taxa de remoção foi alcançada nos primeiros 20 minutos e, a aproximadamente 100 minutos de iniciado o processo, atingiu-se o equilíbrio.

Com base nas informações abordadas neste capítulo, conclui-se que o adsorvente produzido tem potencial de uso na remoção de contaminantes presentes em águas contaminadas e efluentes. Sendo assim, este trabalho se relaciona com o proposto pelos ODS (Objetivos de Desenvolvimento Sustentável) relativos a manutenção de água potável e saneamento (ODS 06), bem como no que se refere a conservação da vida nas águas e gestão dos ecossistemas aquáticos (ODS 14).

6 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES. À Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS, *Campus Erechim*

REFERÊNCIAS

ALESSANDRETTI, I. *et al.* Biosorption of direct scarlet red dye by cassava bagasse. **Research, Society and Development**, v. 10, p. 16510413964, 2021.

BENMAHDI, F.; SEMRA, S.; HADDAD, D.; MANDIN, P.; KOLLI, M.; BOUHELASSA, M. Breakthrough Curves Analysis and Statistical Design of phenol adsorption on Activated Carbon. **Chemical Engineering & Technology**, v. 42, p. 355–369, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021**. Brasília, DF, 2021.

BOEHM, H. P. Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. **Carbon**, v. 40, p. 145-149, 2002.

BRUM, S. S.; BIANCHI, M. L.; SILVA V. L.; GONÇALVES, M.; GUERREIRO, M. C.; OLIVEIRA, L. C. A. Reparação e caracterização de carvão ativado produzido a partir de resíduos do beneficiamento do café. **Quim. Nova**, v. 31, p. 1048-1052, 2008.

CARVALHO, C.; SANTOS, C. E.; KIST B. B.; TREICHEL, M.; FILTER, C. F. **Anuário Brasileiro da Fruticultura** - Brazilian Fruit Yearbook. 2017. Gazeta, 2018.

CAVALCANTE JR, C. L. **Separação de misturas por adsorção: dos fundamentos ao processamento em escala comercial**. Universidade Federal do Ceará (UFCE), 1998.

CHU, T. T. H.; TRAN, T. M. N.; PHAM, M. T.; VIET, N. M.; THI, H. P. Magnesium oxide nanoparticles modified biochar derived from tea wastes for enhanced adsorption of o-chlorophenol from industrial wastewater. **Chemosphere**, v. 337, p. 139342, 2023.

CRUZ JUNIOR, O. F. **Produção de carvão ativado a partir de produtos residuais de espécies nativas da região amazônica**. 2010. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2010.

DUTT, M. A.; HANIF, M. A.; NADEEM, F.; BHATTI, H. N. A review of advances in engineered composite materials popular for wastewater treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, p. 104073, 2020.

ENNIYA, I.; RGHIQUI, L.; JOURANI, A. Adsorption of hexavalent chromium in aqueous solution on activated carbon prepared from apple peels. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 7, p. 9-16, 2018.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: Embrapa Mandioca e Fruticultura. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Abacaxi: Cultivos, 2017.

FERREIRA, P.C. **Estudos sobre a adsorção do corante Reativo Preto 5 de solução aquosa usando zeólita de cinzas de carvão**. 2011. Dissertação de mestrado (Programa de pós-graduação em Ciências) – Universidade Estadual de São Paulo, 2011.

GUO, P.; TANG, ZENG, G.; HUANG B.; DONG, H.; ZHANG Y. ZHOU, Y.; DENG, Y. TAN, S. Catalytic reduction-adsorption for removal of p-nitrophenol and its conversion p-aminophenol from water by gold nanoparticles supported on oxidized mesoporous carbon. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 469, p 78-85, 2016.

HOPPEN, M. I. **Adsorção e dessorção do ácido acetilsalicílico em carvão ativado de casca de coco de babaçu in natura e funcionalizado com HNO₃**. 2017. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

HUONG, P. T.; LEE, B. K.; KIM, J.; LEE, H. Nitrophenols removal from aqueous medium using Fe-nano mesoporous zeolite. **Materials & Design**, v. 101, p. 210-217, 2016.

KELM, M. A. P.; SILVA JÚNIOR M. J.; HOLANDA S. H. B, ARAUJO, C. M. B.; MOTTA SOBRINHO, M.A. ASSIS FILHO R. B. Remoção de corante azo

através de adsorção com carvão produzido por gaseificação de retalhos de madeira. *In*: 12º ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE ADSORÇÃO. **Anais**. 2018.

KRUPPA, N.E.; CANNON, F.S. Pore Structure Versus Dye Adsorption. **J. Am. Water Association**, v. 88, p. 94, 1996.

LIMA, V. N. **Estudo da degradação/mineralização de p-nitrofenol via processos fenton e foto-fenton**. 2016. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, 2016.

LINHARES, F. A.; MARCILIO, N. R.; MELO, P. J. Estudo da produção de carvão ativado a partir do resíduo de casca da acácia negra com e sem ativação química. **Scientia cum industrial**, v. 4, p. 74-79, 2016.

LIU, B. Adsorption of phenol and p-nitrophenol from aqueous solutions on metal-organic frameworks: effect of hydrogen bonding. **Journal of Chemical & Engineering**, v. 59, p. 1476-1482, 2014.

MAIA, D. A. S.; SAPAG, K.; TOSO, J. P.; LÓPEZ, R. H.; AZEVEDO, D. C. S.; CAVALCANTE C. L.; ZGRABLICH, G. Characterization of activated carbons from peach stones through the mixed geometry model. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 134, p. 181-188, 2010.

MALDONADO, P. S. V.; MONTOYA, V. H.; MORAN, M. M. Plasma-surface modification vs air oxidation on carbon obtained from peach stone: Textural and chemical changes and the efficiency as adsorbents. **Applied Surface Science**, v. 384, p. 143-151. 2016.

MURANAKA, C. T. Combinação de Adsorção por carvão ativado com processo oxidativo avançado (POA) para tratamento de efluentes contendo fenol. 2010. Tese de doutorado – USP, São Paulo, 2010.

NOBREGA, M. A. S.; CUNHA D. A. S.; CABRAL, M. R. P.; SANTIAGO E. F. Impactos ambientais perceptíveis em ecossistemas urbanos e os índices de qualidade da água. ensaios e ciência: ciências biológicas, agrárias e da saúde. **Cienc. Biol. Agrar. Saúde**, v. 18, p. 195-203, 2014.

OLIVEIRA, F.M.; COELHO, L.M.; MELO, E. I. Avaliação de processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante azul de metileno. **Revista Matéria**, v. 23, 2018.

OUARDI, M.; LAABD, M.; OUALID, H. A.; BRAHMI, Y.; ABAAMRANE, A.; ELOUAHLI, A.; ADDI, A.; LAKNIFLI, A. Efficient removal of p-nitrophenol from water using montmorillonite clay: insights into the adsorption mechanism, process optimization, and regeneration. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 19615 – 19631, 2019.

PENG, S. S.; LING, N. S.; ROHANA, A. Kinetics of Biodegradation of Phenol and p-nitrophenol by Acclimated Activated Sludge. **Journal of Physical Science**, v. 29, p. 107-113, 2018.

PIGNATI, W. A.; LIMA, F. A. N. S.; LARA, S. S.; CORREA, M. L. M.; BARBOSA, J. R.; LEÃO L. H. C. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Revista de Ciência e Saúde Coletiva**, v. 22 n. 10, 2017.

RASHWAN, W. E.; GIRGIS, B. S. Adsorption capacities of activated carbons derived from rice straw and water hyacinth in the removal of organic pollutants from water. **Adsorption Sci. Technol.**, v. 22, p. 03, 2014.

ROCHA, O. R. S.; NASCIMENTO, G. E.; CAMPOS, N. F.; SILVA, V. L.; DUARTE, M. M. M. B. Avaliação do processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante cinza reativo bf-2r. **Química Nova**, v. 35, p. 1369-1374, 2012.

RUTHVEN, D.M. **Principles of Adsorption and Adsorption Process**. John Wiley & Sons, 1984.

SALES, P. B. P. **Desenvolvimento de adsorventes para remoção de benzotiofeno**. 2015. Tese de Doutorado (Programa de Pos-Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

SANTANA, S. A. A.; BARBOSA, C. S.; BEZERRA, C. W. B.; SILVA, H. A. S. Remoção de compostos fenólicos de soluções aquosas utilizando carvão ativado preparado a partir do aguapé (*eichhornia crassipes*): estudo cinético e de equilíbrio termodinâmico. **Química Nova**, v. 37, p. 447-453, 2014.

SANTOS, C. S. L. **Aplicação do processo de eletrodialise na remoção de cromo em efluente sintético advindo de biorreator anaeróbico**. 2016. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, 2016.

SEBRAE, SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **O cultivo e o mercado do abacaxi**. 2019.

SHAN, D.; DENG, S.; ZHAO, T.; WANG, B.; WANG, Y.; HUANG, J.; YU, G.; WINGLEE, J.; WIESNER, M. R. Preparation of ultrafine magnetic biochar and activated carbon for pharmaceutical adsorption and subsequent degradation by ball milling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 305, p. 156–163. 2016.

SHAOQING, Y.; JUN, H.; JIANLONG, W. Radiation-induced catalytic degradation of p-nitrophenol (PNP) in the presence of TiO_2 nanoparticles. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 79, p. 1039-1046, 2010.

SURESH, S.; SRIVASTAVA, V. C.; MISHRA, I. M. Studies of adsorption kinetics and regeneration of aniline, phenol, 4-chlorophenol and 4-nitrophenol by activated carbon. **Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly**, v. 19, p. 195–212, 2013.

TONUCCI, M. C. **Adsorção de diclofenaco, estradiol e sulfametoxazol em carvões ativados e nanotubos de carbono**: estudos cinéticos e

termodinâmicos. 2014. Dissertação de Mestrado. (Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2014.

TORRELLAS, Á. S.; MARTINEZ, M. M.; GOMES, H. T.; OVEJERO, G.; GARCÍA, J. Enhancement of p-nitrophenol adsorption capacity through N₂-thermal-based treatment of activated carbons. **Applied Surface Science**, p. 424-434, 2017.

VARGAS, A. M. M. **Preparação e caracterização de carvões ativados obtidos a partir de vagens de Flamboyant (*Delonix regia*) mediante ativação química com NaOH**. 2010. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Química) – Universidade Estadual de Maringá, 2010.

WANG, N.; HAO, L.; CHEN, J. ZHAO, Q.; XU, H. Adsorptive removal of organics from aqueous phase by acid-activated coal fly ash: preparation, adsorption, and Fenton regenerative valorization of “spent” adsorbent. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 12481–12490, 2018.

WANYONYI, W. C.; ONYARI, J. M.; SHIUNDU, P. M. Adsorption of Congo Red Dye from Aqueous Solutions Using Roots of *Eichhornia crassipes*: Kinetic and Equilibrium Studies. **Energy Procedia**, v. 50, p. 862 – 869, 2014.

XIONG, Z.; ZHANG, H.; LAI, B; YAO, G. Removal of nitrophenols and their derivatives by chemical redox: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 359, p. 13-31, 2019.

YADAV, M. K.; SHORT, M. D.; GERBER, C.; AWAD, J.; AKKER, B. V. D.; SAINT, C.P. Removal of emerging drugs of addiction by wastewater treatment and water recycling processes and impacts on effluent-associated environmental risk. **Science of the total Environment**, v. 680, p. 13-22, 2019.

ZHAN, J.; WANG, H.; PAN, X.; WANG, J.; YU, G.; DENG, S.; HUANG J.; WANG. B.; WANG. Y. Simultaneous regeneration of p-nitrophenol-saturated activated carbon fiber and mineralization of desorbed pollutants by electroperoxone. **Process Carbon**, v. 101, p. 399 – 408, 2016.

ZHANG, X.; YANG, Y. S.; YING L. Y.; WEN P.P. Bioaugmented soil aquifer treatment for P-nitrophenol removal in wastewater unique for cold regions. **Water Research**, v. 144, p. 616 - 627, 2018.

ZHENG, H.; GUO, W.; LI, S.; CHEN Y.; WU, Q.; FENG, X.; YIN R.; HO, H. S.; REN, N.; CHANG, S. Adsorption of p-nitrophenols (PNP) on microalgal biochar: Analysis of high adsorption capacity. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 1456-1464, 2017.

SOBRE AS AUTORAS E OS AUTORES

Adriana Dervanoski

Engenheira Química, formada pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre e Doutora em Engenharia Química também pela UFSC. Realizou Pós-Doutorado na Oregon State University, Estados Unidos. Professora na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*.

Alessandro Ulrich

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutorando na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), *Campus Unaí (MG)*, no Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal.

Alexandre Folador

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Técnico em agropecuária, pelo Colégio Agrícola Estadual Ângelo Emílio Grândo (CAEAG). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutorando em Engenharia Química, na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Aline Frumi Camargo

Engenheira Sanitarista e Ambiental, formada pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Aline Pompermaier

Gestora Ambiental, formada pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Mestra em Ciências Ambientais e Doutora em Ciências pela Universidade de Passo Fundo (UPF). Pós-Doutoranda em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Altemir José Mossi

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade de Passo Fundo (UPF). Mestre em Biotecnologia pela Universidade de Caxias do Sul (UCS). Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Camila Fabrícia Mendes Ferreira Betiol

Bióloga, formada pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Camila Fátima Rutkoski

Engenheira Sanitarista e Ambiental, formada pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutora em Engenharia Ambiental pela Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB), com Doutorado Sanduíche (PDSE- CAPES) na Universidad del País Vasco.

Caroline Garcia Samojeden

Bióloga, formada pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental

pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Assistente em Administração na Coordenação de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS – Campus Erechim).

Caroline Müller

Bióloga, formada pela Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS). Mestra e Doutora em Fisiologia Vegetal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Pós-doutorado no Departamento de Solos da UFV, no Centre for Carbon, Water and Food, Universidade de Sydney (Austrália), no Laboratório de Ecofisiologia e Produtividade Vegetal no Instituto Federal Goiano (IFGoiano) e na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Cauê Betiatio Bieniek

Técnico em Agropecuária, formado pelo Colégio Agrícola Estadual Ângelo Emílio Grando. Acadêmico do Curso de Agronomia – Bacharelado, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*.

Cesar Tiago Forte

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutor em Agronomia pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professor da Faculdade IDEAU de Getúlio Vargas.

Clevison Luiz Giacobbo

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus de Pato Branco. Mestre e Doutor em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel), com período de Doutorado Sandwich Swe Fruticultura na Università Di Pisa (Sandwich Swe Fruticultura), Itália. Pós-Doutor Junior (PDJ) pela UFPel, no

Departamento de Fitotecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Professor da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Chapecó, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Cristiane Funghetto Fuzinatto

Oceanógrafa, formada pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Mestre e Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Pós-Doutora pelo Programa Nacional de Pós-Doutorado (PNPD/CAPES-Institucional). Professora na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*.

Daniel Galiano

Biólogo, formado pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Mestre e Doutor em Biologia Animal, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), com período de estágio de curta duração no Smithsonian Institution National Museum of Natural History, Washington D.C., Estados Unidos. Pós-Doutorado em Ecologia e Zoologia. Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Danira Letícia Padilha

Engenheira Florestal, formada pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Pedagoga pelo Claretiano Centro Universitário. Mestre em Ecologia pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Doutora em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás (UFG).

Darlan Christiano Kroth

Bacharel em Ciências Econômicas, formado pela Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó). Mestre em Economia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM), PR. Doutor em Desenvolvimento Econômico pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – *Campus* Chapecó. Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) e no Mestrado Profissional em Administração Pública (Profiap).

Davison José Bezerra de Oliveira Silva

Químico, formado pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) com período sanduíche no exterior (Università di Pisa – Italia. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Professor na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) na área das Ciências da Natureza.

Eduardo Pavan Korf

Engenheiro Ambiental, formado pela Universidade de Passo Fundo (UPF). Mestre e Doutor em Engenharia Civil/Geotecnia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA). Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível II desde 2021.

Elisson Stephânio Savi Pauletti

Bacharel em Desenvolvimento Rural Sustentável e Agroecologia, formado pela Universidade do Contestado (UNC). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Felipe André Pavan

Biólogo, formado pela Universidade Regional Integrada (URI) – *Campus* de Frederico Westphalen. Especialista em Conservação da Biodiversidade pela URI. Engenheiro de Alimentos. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Francisco Wilson Reichert Júnior

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutor em Recursos Genéticos Vegetais pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor na Universidade de Passo Fundo (UPF), e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Agronomia da UPF.

Gabriela Cristina Perusin Flores

Acadêmica do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, na Universidade Federal da Fronteira Sul, *Campus* Erechim. Bolsista de Iniciação Tecnológica e Inovação.

Gean Delise Leal Pasquali

Química, formada pela Universidade de Passo Fundo (UPF). Mestra em Engenharia de Alimentos pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Doutora em Engenharia Química na área de concentração de Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos pela Universidade Federal Santa Catarina (UFSC). Professora na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professora Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Giovana Pelisser

Engenheira Civil, formada pela Universidade de Passo Fundo (UPF). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Professora na Unidade Central de Educação Faem Faculdade (UCEFF), Unidade Chapecó.

Helen Treichel

Engenheira de Alimentos, formada pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Mestra e Doutora em Engenharia de Alimentos pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Professora na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, Professora Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), e no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos (PPGCTAL), *Campus* Laranjeiras do Sul. Bolsista de produtividade em pesquisa do CNPq – nível 1 C.

Jaqueline Fatima Ambrosio

Bióloga, formada pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), *Campus* Frederico Westphalen. Pós-Graduada em Biotecnologia e Gestão Ambiental pela Faculdade Santo Augusto (FAISA) e em Conservação da Biodiversidade pela URI. Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Jean do Prado

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Chapecó. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Estudante PhD no Teagasc e ATU University, Irlanda.

Leandro Galon

Engenheiro Agrônomo, formado pela Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas (FAEM/UFPel). Mestre em Fitossanidade pelo Programa de Pós-Graduação em Fitossanidade/UFPel. Doutor e Pós-Doutor em Fitotecnia (Produção Vegetal) pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA). Bolsista em produtividade de pesquisa do CNPq - Nível 1 D.

Marilia Hartmann

Bióloga, formada pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre e Doutora em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP, *Campus* de Rio Claro). Professora na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professora Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Maurício Schemes Barreto

Biólogo, formado pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI).

Maycon Otavio Skibinski

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, formado pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim.

Nadie Maria Mikolaiczik

Bióloga, formada pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Otávio Santi Ribeiro

Biólogo, formado pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Paulo Afonso Hartmann

Biólogo, formado pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre e Doutor em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP/*Campus* de Rio Claro). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Rúbia Carla Passaglia

Engenheira Sanitarista e Ambiental, formada pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *Campus* de Frederico Westphalen. Especialista em Agricultura Familiar e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UEL) e em Tecnologias da Cadeia Produtiva do Biogás pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

Simone Kubeneck

Engenharia Sanitarista e Ambiental, formada pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus* Erechim, RS. Mestranda na UFFS – *Campus* Erechim, no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

Suéllen Tonatto Ferrazzo

Engenheira Sanitarista e Ambiental, formada pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFFS. Doutora em Engenharia (ênfase em Geotecnia, Materiais e Meio Ambiente) pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Talissa Truccolo Reato

Advogada, formada pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI). Mestre em Direito pelo Programa de Pós-Graduação em Direito (PPGD) da Universidade de Passo Fundo (UPF). Doutora em Direito pelo Programa de Pós-Graduação em Direito (PPGDir) da Universidade de Caxias do Sul (UCS). Pós-Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS). Professora do Curso de Direito e do Programa de Pós-Graduação (Mestrado e Doutorado) em Direito da Universidade de Caxias do Sul (UCS).

Valdecir José Zonin

Engenheiro Agrônomo, formado pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre em Engenharia de Produção e Sistemas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). Doutor em Agronegócios pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *Campus Erechim*, e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), e Professor do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável (PPGDRS), da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) – Paraná.



Reitor	João Alfredo Braida
Vice-Reitora	Sandra Simone Hopner Pierozan
Chefe do Gabinete do Reitor	José Carlos Radin
Pró-Reitor de Administração e Infraestrutura	Edivandro Luiz Tecchio
Pró-Reitor de Assuntos Estudantis	Clovis Alencar Butzge
Pró-Reitor de Gestão de Pessoas	Ricardo da Conceição
Pró-Reitor de Extensão e Cultura	Willian Simões
Pró-Reitor de Graduação	Elsio José Corá
Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação	Joviles Vitório Trevisol
Pró-Reitor de Planejamento	Ilton Benoni da Silva
Secretária Especial de Obras	Daiane Regina Valentini
Secretário Especial de Tecnologia e Informação	Cassiano Carlos Zanuzzo
Procurador-Chefe	Rosano Augusto Kammers
Diretor do <i>Campus</i> Cerro Largo	Bruno Munchen Wenzel
Diretora do <i>Campus</i> Chapecó	Adriana Remião Luzardo
Diretor do <i>Campus</i> Erechim	Luís Fernando Santos Corrêa da Silva
Diretor do <i>Campus</i> Laranjeiras do Sul	Fábio Luiz Zeneratti
Diretor do <i>Campus</i> Passo Fundo	Jaime Giolo
Diretor do <i>Campus</i> Realeza	Marcos Antônio Beal
Diretor da Editora UFFS	Antonio Marcos Myskiw
Chefe do Departamento de Publicações Editoriais	Marlei Maria Diedrich
Assistente em Administração	Fabiane Pedroso da Silva Sulsbach



CONSELHO EDITORIAL

Alcione Aparecida de Almeida Alves

Nilce Scheffer

Everton Artuso

Guilherme Dal Bianco

Rosane Rossato Binotto

Izabel Gioveli

Roque Ismael da Costa Güllich

Joice Moreira Schmalfluss

Tassiana Potrich

Maude Regina de Borba

Tatiana Champion

Alessandra Regina Müller Germani

Érica de Brito Pitilin

Valdir Prigol

Melissa Laus Mattos

Antonio Marcos Myskiw

Marlon Brandt

Thiago Ingrassia Pereira

Aline Raquel Müller Tones

Wanderson Gonçalves Wanzeller

Carlos Alberto Cecatto

Samuel da Silva Feitosa

Danielle Nicolodelli

Tiago Vecchi Ricci

Rosemar Ayres dos Santos

Gelson Aguiar da Silva Moser

Inês Claudete Burg

Claudia Simone Madruga Lima

Fabiana Elias

Athany Gutierrez

Débora Tavares de Resende e Silva

Angela Derlise Stübe

Luiz Felipe Leão Maia Brandão

Sergio Roberto Massagli

Samira Peruchi Moretto

Ana Maria de Oliveira Pereira



Associação Brasileira
das Editoras Universitárias

Revisão	Aline Pompermaier Talissa Truccolo Reato Araceli Pimentel Godinho
Revisão final	Organizadores Marlei Maria Diedrich
Capa	Paolo Malorgio Studio Ltda
Projeto Gráfico e Diagramação	Paolo Malorgio Studio Ltda
Divulgação	Diretoria de Comunicação Social
Formatos	e-Pub e PDF

Colaboraram nesta obra

Comissão para Seleção de Obras do Programa de Pós-Graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental do Campus Erechim:

Gean Delise Leal Pasquali

Leandro Galon

Paulo Afonso Hartmann

Valdecir José Zonin

Talissa Truccolo Reato

P963

Produção sustentável e conservação ambiental: uma abordagem interdisciplinar / Paulo Afonso Hartmann, Leandro Galon (organizadores). – Chapecó : Ed. UFFS, [2024].

Inclui bibliografia.

ISBN: 978-65-5019-121-4 (PDF).

978-65-5019-119-1 (EPUB).

1. Desenvolvimento rural. 2. Sustentabilidade. 3. Recursos naturais – Conservação. 4. Meio ambiente. I. Hartmann, Paulo Afonso (org.). II. Galon, Leandro (org.). III. Título.

CDD: 630

Ficha catalográfica elaborada pela
Divisão de Bibliotecas – UFFS
Vanusa Maciel
CRB - 14/1478

